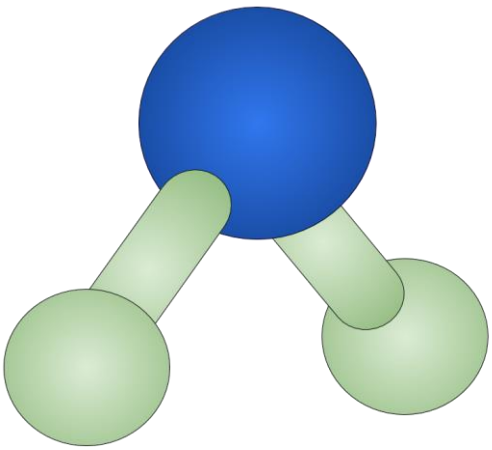
Látky kontaminující vodní prostředí a možnosti jejich odstranění – studijní materiály pro zkvalitnění výuky předmětu Toxikologie

1. Voda

Oxidan, dihydrogen oxid, oxid vodný, to vše jsou odborné názvy pro sloučeninu kyslíku a vodíku (H_2O) (obr. 1), u které se běžně užívá triviální označení "voda". Voda tvoří, společně se vzduchem, základní podmínky pro vznik a existenci života. Za běžné teploty se jedná o bezbarvou, čirou kapalinu bez zápachu a bez chuti. Vyskytuje se ve třech základních skupenstvích, plynném, kapalném a pevném.

Voda pokrývá asi 71 % zemského povrchu, přičemž v tomto množství jednoznačně převládá voda z moří a oceánů, tedy voda slaná. Koloběh vody začíná vodními srážkami. Velká část na zem spadlé vody se opět vypaří, část steče do potoků, řek, moří a oceánů a část vody se vsákne do půdy. Odpařená voda v atmosféře opět zkondenzuje a dopadá na povrch planety ve formě deště, sněhu, případně krup (obr. 2).

Voda je nezbytná pro život rostlin i živočichů. Lidské tělo obsahuje 65 % vody. Dospělý člověk by měl denně vypít 2-3 litry vody, přičemž toto množství adekvátně stoupá se zvyšující se zátěží. Z organismu je voda vylučována močí, pocením, dýcháním a trusem. Voda, kterou člověk přijímá, by měla být kvalitní, tedy splňovat chemické a mikrobiální parametry, které jsou stanoveny legislativně.



Obr. 1: Molekula vody

Obr. 2: Koloběh vody
Zdroj obrázku: https://www.usgs.gov/media/images/ob-h-vody-water-cycle-diagram-czech

1.1. Obecné informace o vodních tocích

Vodstvo můžeme celkově rozdělit do několika základních skupin. Povrchovou vodu dělíme na vodní toky, tedy potoky a řeky, a vodní nádrže, tj. jezera, rybníky a přehrady. Podpovrchovou vodu pak rozlišujeme na vodu půdní a podzemní.

Podoba dnešní říční sítě v České republice je ovlivněna jejím geologickým a geomorfologickým vývojem. Naše republika je také známa jako oblast, kde pramení řada evropských řek (hlavní evropské rozvodí), které se dále vlévají do moře. Naše nejdelší řeka Vltava se vlévá do Labe, které patří do úmoří Severního moře. Dyje spolu se svými přítoky patří do úmoří moře Černého a řeka Odra a její přítoky se řadí to úmoří Baltského moře. Všechna tři úmoří se setkávají na vrcholu hory Klepý (1144 m.n.m.) v masivu Králického Sněžníku na hranicích s Polskem.

Jezer máme v republice několik druhů. Mezi ledovcová patří jezera na Šumavě: Černé (největší a nejhlubší jezero ČR), Čertovo, Plešné, Prášilské a Mláka. Mechové jezírko je malé ledovcové jezero v Krkonoších. Dále se zde vyskytují jezera krasová, ze kterých je nejznámější jezero v Hranické propasti a jezera na dně propasti Macocha. Můžeme se setkat i s jezery hrazenými sesuvem (Mladotické jezero), rašelinovými jezery (Chalupské jezero) a drobnými říčními jezery, které vznikají jako říční meandry a slepá ramena větších řek.

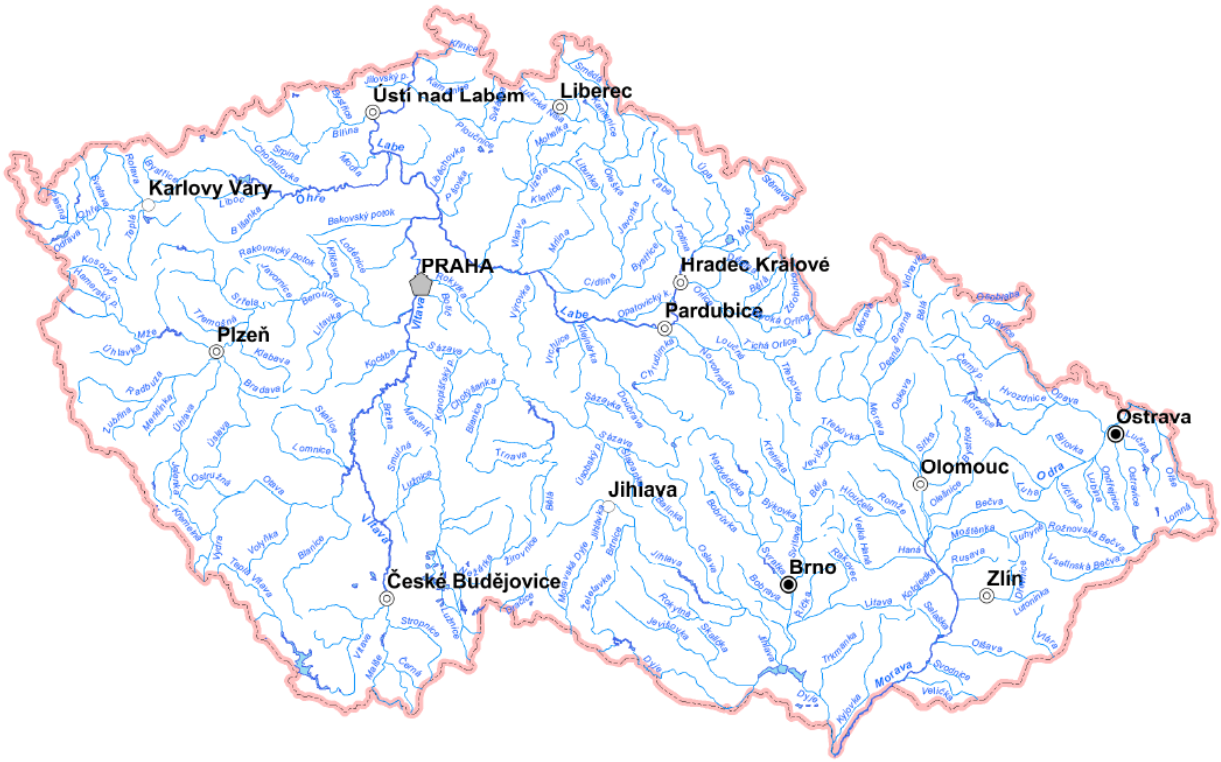
Rybníky u nás byly budovány již ve středověku, kdy došlo k rozmachu rybníkářství, přičemž nejvyšší počet rybníků byl v republice v 16. století. Nejvyšší počet rybníků je dnes v oblasti Třeboňska a Českobudějovicka. Největším českým rybníkem je Rožmberk, který je napájen řekou Lužnicí a zaujímá plochu 489 ha. Zajímavostí je i informace, že Máchovo

jezero není přírodního původu. Jedná se o uměle zbudovaný rybník, dříve nazývaný Velký rybník, nebo Velký Dokeský rybník (nedaleko obce Doksy).

Na velkých řekách pak byly budovány přehradní nádrže, které jsou využívány k několika účelům, které se často překrývají (přehrada neplní pouze jeden účel). Jako zdroj pro hydroelektrárny se využívají například Lipno, Orlík, Slapy, Dalešice a další. Přehrada sloužící jako zdroj pitné vody je například Švihov (třetí největší nádrž v ČR) nebo Vír a mezi ochranné hráze řadíme například Jesenici nebo Hostivařskou přehradu. Naší největší nádrží je Lipno, nejvíce vody pak zadržuje Orlík a nejhlubší jsou Dalešice (obr. 3).

Podzemní vody mohou být mineralizované nebo nemineralizované. Mineralizované vody daly vzniknout řadě lázeňských měst (Karlovy vary, Mariánské lázně a další), nebo jsou stáčeny a prodávány v obchodní síti (Mattoni, Poděbradka a další). Zdroje mineralizovaných vod podléhají lázeňskému zákonu (164/2001 Sb.) a vyhlášce o zdrojích a lázních (423/2001 Sb.). Ty určují požadavky (vyšetření, zabezpečení zdroje, …) potřebné k jejich využívání. Slabě mineralizované vody jsou společně s čistou pramenitou vodou vhodné pro denní pitný režim. Minerální vody s vysokým obsahem rozpuštěných látek (více jak 1500 mg/l) jsou zase vhodným doplňkem pitného režimu například při velké fyzické zátěži nebo v období, kdy z těla odchází ve větší míře minerální látky jako součást potu. Složení minerálních vod je ovlivněno hlavně podložím, se kterým voda přijde do kontaktu.

V ČR je téměř vyrovnaný poměr odběru vody z podzemních i povrchových zdrojů. Podzemní voda je kvalitnější a nevyžaduje takové množství úprav. Její spotřeba se poslední roky postupně zvedá, ačkoliv její množství postupně klesá.



Obr. 3: Vodstvo ČR

Zdroj obrázku: http://www.campanus.cz/cizkova/wp-content/uploads/sites/56/2017/08/Vodstvo-%25C4%258CR.pdf

1.2. Monitoring vodního prostředí

Průběžný monitoring je důležitý pro hodnocení míry kontaminace vod na našem území. Na základě zjištěných výsledků jsme schopni zavádět a aplikovat opatření, která vedou ke snížení míry kontaminace a ke zlepšení stavu životního prostředí.

Monitoring stavu vodního prostředí v České republice zajišťuje Český hydrometeorologický ústav (ČHMÚ). ČHMÚ je ústřední státní orgán nejen pro obor hydrologie, ale také pro obor kvality ovzduší, klimatologie a meteorologie. Hlavní sídlo má v Praze, ale jedno ze sedmi regionálních pracovišť je také v Brně. Pro svou práci využívá širokou monitorovací síť podzemních i povrchových vod.

Dalším ústavem zabývajícím se monitoringem vodstva je Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka s hlavním sídlem v Praze a jednou z poboček i v Brně. Hlavním účelem ústavu je výzkum stavu, užívání a změn vodních ekosystémů, jejich vazeb v krajině a s tím souvisejících environmentálních rizik. Dále hospodaření s odpady a obaly, odborná podpora ochrany vod a protipovodňové prevence.

Správu a hodnocení povrchových i podzemních vod na našem území provádí také státní podniky povodí. Těch je u nás celkem pět, a to povodí Moravy, Vltavy, Labe, Ohře a Odry, přičemž vnitřní strukturou se každý dělí na několik provozů. Jednotlivé podniky spravují místně příslušné vodní toky, vodní díla (hráze, nádrže), jezy, plavební komory a vodní elektrárny. Jejich činnosti jsou stanoveny zákonem o vodách (254/2001 Sb.), zákonem o povodích (305/2000 Sb.) a zákonem o státním podniku (77/1997Sb.).

Monitoring vodního prostředí můžeme provádět dvěma základními způsoby, a to pomocí chemického monitoringu a pomocí monitoringu biologického. V rámci chemického monitoringu monitorujeme konkrétní látky přítomné v rozličných matricích (voda, sediment, živočichové, řasy, rostliny, …), zatímco pomocí biologického monitoringu sledujeme odezvu organismů, které byly vystaveny xenobiotikům (biochemické markery, krevní obraz, skladba osádky jednotlivých skupin a druhů živočichů, …).

1.2.1. Chemický monitoring

Pro chemický rozbor vody v rámci monitoringu rozlišujeme vzorky odebrané aktivním způsobem, pak mluvíme o bodovém nebo jednorázovém odběru, nebo vzorky odebrané pasivním odběrem. Bodový jednorázový odběr se využívá především v případě potřeby zjištění akutního stavu vodního toku, například při řešení otravy vodních živočichů. Při jednorázovém odběru se vzorkovnice nejdříve třikrát vypláchne odebíranou vodou a až poté se naplní (až po okraj = bez vzduchové bubliny). Pro dlouhodobý monitoring tato metoda není vhodná, proto se při potřebě průběžného monitoringu využívá speciálních (pasivních) vzorkovačů, které jsou ve vodním toku umístěny dlouhodobě. Pasivní vzorkovače se využívají například pro monitoring PAH (polycyklických aromatických uhlovodíků), PCB (polychlorovaných bifenylů), léčiv, pesticidů, hormonů nebo kovů. Jejich vzorkovací médium se volí v závislosti na stanovované látce.

Chemický monitoring sedimentu je v porovnání s monitoringem vody schopen poskytnout nám informace za delší časové období. Řada látek má schopnost navázat se na částice v něm obsažené a tvořit komplexy. Vzorky sedimentu se využívají například pro monitoring kovů (měď, rtuť, olovo, …), pesticidů, nebo PCB a PAH. Pro jeho odběr se využívají speciální nástroje (odběráky typu vpichového, shrabovacího nebo drapákového) a

postupuje se podle jasně stanovených pokynů. Ve větších vodních nádržích pak odběr zajišťují potápěči.

Odebírat můžeme také vzorky tkání, takzvanou biotickou matrici. V našich podmínkách se nejčastěji setkáme s odlovem ryb za účelem jejich vyšetření, protože se jedná o konečný článek potravního řetězce ve vodním prostředí, a protože ryby jsou nedílnou součástí jídelníčku lidí. Mezi nejčastěji u nás odlovované druhy ryb patří tolstolobik bílý (*Hypophthalmichthys molitrix*), úhoř říční (Anguilla anguilla), kapr obecný (*Cyprinus carpio*), lín obecný (*Tinca tinca*), amur bílý (*Ctenopharyngodon idella*), tolstolobec pestrý (*Hypophthamichthys nobilis*), jelec tloušť (*Squalius cephalus*), pstruh obecný (*Salmo trutta* morpha *fario*), cejn velký (*Abramis brama*), okoun říční (*Perca fluviatilis*), štika obecná (*Esox lucius*), bolen dravý (*Aspius aspius*), candát obecný (*Sander lucioperca*) a parma obecná (*Barbus barbus*). Uvedené druhy ryb se liší prostředím výskytu (tekoucí vody, stojaté vody), nároky na prostředí (obsah kyslíku, teplota, aj.), obsahem tuku ve svalovině a způsobem obživy (dravé, býložravé, požírající plankton nebo bentos, aj.). Na základě těchto znalostí a vlastností hledané látky (sedimentace u dna, kumulace v planktonu, aj.) můžeme zvolit nejvhodnější bioindikátorový organismus. Například při sledování lipofilních látek se schopností se kumulovat v tukové tkáni se odlovuje tolstolobik bílý, který má velký obsah tuku ve svalovině. Při monitoringu sedimentujících látek budeme vybírat ryby, které si obstarávají potravu u dna, například parmu obecnou.

1.2.2. Biologický monitoring

Při biologickém monitoringu využíváme možnosti sledovat změny organismů způsobených změnou, resp. kontaminací, jejich životního prostředí. Bez potřeby nákladnějšího laboratorního vybavení můžeme hodnotit množství a složení makrozoobentosu, růst, reprodukci, zranění nebo nemocnost u ryb, stejně jako složení rybí osádky vodní plochy.

Mezi změny hodnocené laboratorně patří změny na molekulární, biochemické, buněčné a tkáňové úrovni organismů. Výhodnou při laboratorním stanovování biomarkerů je komplexní pohled na vliv látek účinkujících na podobném principu na živé organismy. Jsme schopni sledovat jejich synergické i antagonistické účinky na jednotlivé tkáně a fyziologické procesy v těle. Mezi nejčastěji stanovované biomarkery patří markery oxidativního stresu (antioxidační enzymy – glutationreduktáza, glutationperoxidáza, superoxiddismutáza a kataláza; antioxidační látky – glutation, kyselina askorbová, aj.), metalotioneiny (proteiny podílející se na regulaci a detoxikaci kovů – transferrin, feritin, aj.), hematologické, biochemické, imunologické nebo genotoxické parametry. Mezi aktuální téma patří také sledování vlivu látek zařazených mezi tzv. endokrinní disruptory. To jsou látky, které interferují se syntézou, distribucí nebo účinkem přirozených hormonů. Mezi endokrinní disruptory řadíme PCB, PAH, hormonální antikoncepci a řadu dalších látek.

1.3. Legislativní požadavky

Zákon 254/2001 Sb. o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon).

Účelem tohoto zákona je chránit povrchové a podzemní vody, stanovit podmínky pro hospodárné využívání vodních zdrojů a pro zachování i zlepšení jakosti povrchových a podzemních vod, vytvořit podmínky pro snižování nepříznivých účinků povodní a sucha a

zajistit bezpečnost vodních děl v souladu s právem Evropských společenství. Účelem tohoto zákona je též přispívat k zajištění zásobování obyvatelstva pitnou vodou a k ochraně vodních ekosystémů a na nich přímo závisejících suchozemských ekosystémů.

Pojmy, které se v uvedené a související legislativě vyskytují:

- Povrchové vody – vody přirozeně se vyskytující na zemském povrchu, včetně vod, které procházejí přechodně zakrytými úseky (dutiny) nebo ve vedeních.
- Podzemní vody – vody přirozeně se vyskytující pod zemským povrchem a jsou v přímém styku s horninami, nebo vody které protékají podzemními drenážními systémy a vody ve studních.
- Vodní útvar – vymezené soustředění povrchových nebo podzemních vod v určitém prostředí charakterizované společnou formou jejich výskytu nebo společnými vlastnostmi vod. Člení se na útvary povrchových a podzemních vod.
- Vodní zdroj – povrchové nebo podzemní vody, které jsou využívány nebo které mohou být využívány pro uspokojení potřeb člověka, zejména pro pitné účely.
- Povodí – území, ze kterého veškerý povrchový odtok odtéká sítí vodních toků a případně i jezer do moře v jediném vyústění, ústí nebo deltě vodního toku.
- Hydrogeologický rajon – území s obdobnými hydrogeologickými poměry, typem zavodnění a oběhem podzemní vody.
- Stav povrchových/podzemních vod – obecné vyjádření stavu vodního útvaru povrchové/podzemní vody určené ekologickým nebo chemickým stavem, podle toho, který je horší.
- Ekologický stav – vyjádření kvality struktury a funkce vodních ekosystémů vázaných na povrchové vody.

Práva a povinnosti při nakládání s vodami

- Povrchové a podzemní vody nejsou předmětem vlastnictví a nejsou součástí ani příslušenstvím pozemku, na němž nebo pod nímž se vyskytují. Za povrchové a podzemní vody se nepovažují vody, které byly z těchto vod odebrány.
    - Pozn. Vlastník rybníku vlastní danou stavbu (technická zařízení, například hráze atd.), nikoliv obsaženou vodu. Vlastnictví vody upravuje tento zákon.
- Každý, kdo nakládá s povrchovými nebo podzemními vodami, je povinen dbát o jejich ochranu a zabezpečovat jejich hospodárné a účelné užívání podle podmínek tohoto zákona a dále dbát o to, aby nedocházelo ke znehodnocování jejich energetického potenciálu a k porušování jiných veřejných zájmů chráněných zvláštními právními předpisy.
- Každý, kdo nakládá s povrchovými nebo podzemními vodami k výrobním účelům, je povinen provádět ve výrobě účinné úpravy vedoucí k hospodárnému využívání vodních zdrojů a zohledňující nejlepší dostupné technologie.
- Při provádění staveb nebo jejich změn nebo změn jejich užívání jsou stavebníci povinni, podle charakteru a účelu užívání těchto staveb, je zabezpečit zásobováním vodou a odváděním, akumulací nebo čištěním odpadních vod a zajistit vsakování nebo zadržování a odvádění povrchových vod vzniklých dopadem atmosférických srážek na tyto stavby (dále jen „srážkové vody“).

- Každý může na vlastní nebezpečí bez povolení nebo souhlasu vodoprávního úřadu odebírat povrchové vody nebo s nimi jinak nakládat pro vlastní potřebu, není-li k tomu třeba zvláštního technického zařízení.
- Povolení nebo souhlasu vodoprávního úřadu rovněž není třeba k zachycování povrchových vod jednoduchými zařízeními na jednotlivých pozemcích a stavbách nebo ke změně přirozeného odtoku vod za účelem jejich ochrany před škodlivými účinky těchto vod.
- Při obecném nakládání s povrchovými vodami se nesmí ohrožovat jakost nebo zdravotní nezávadnost vod, narušovat přírodní prostředí, zhoršovat odtokové poměry, poškozovat břehy, vodní díla a zařízení, zařízení pro chov ryb a porušovat práva a právem chráněné zájmy jiných.
- Vodoprávní úřad může obecné nakládání s povrchovými vodami upravit, omezit, popřípadě zakázat, vyžaduje-li to veřejný zájem, zejména dochází-li při něm k porušování povinností nebo z důvodu bezpečnosti osob.
- Vlastníci pozemků jsou povinni, nestanoví-li zvláštní právní předpis jinak, zajistit péči o ně tak, aby nedocházelo ke zhoršování vodních poměrů. Zejména jsou povinni zajistit, aby nedocházelo ke zhoršování odtokových poměrů, odnosu půdy erozní činností vody a dbát o zlepšování retenční schopnosti krajiny.

<u>Odpadní vody a závadné látky</u>

- Odpadní vody jsou vody použité v obytných, průmyslových, zemědělských, zdravotnických a jiných stavbách, zařízeních nebo dopravních prostředcích, pokud mají po použití změněnou jakost (složení nebo teplotu) a jejich směsi se srážkovými vodami, jakož i jiné vody z těchto staveb, zařízení nebo dopravních prostředků odtékající, pokud mohou ohrozit jakost povrchových nebo podzemních vod. Odpadní vody jsou i průsakové vody vznikající při provozování skládek a odkališť nebo během následné péče o ně z odkališť, s výjimkou vod, které jsou zpětně využívány pro vlastní potřebu organizace, a vod, které odtékají do vod důlních.
- Odvádí-li se odpadní voda a srážková voda společně jednotnou kanalizací, stává se srážková voda vtokem do této kanalizace vodou odpadní.
- Zneškodňováním odpadních vod se rozumí jejich vypouštění do vod povrchových nebo podzemních nebo akumulace s jejich následným odvozem/odvodem na čistírnu odpadních vod. Kdo vypouští odpadní vody do vod povrchových nebo podzemních, je povinen zajišťovat jejich zneškodňování.
- Kdo vypouští odpadní vody do vod povrchových nebo podzemních, je povinen v souladu s rozhodnutím vodoprávního úřadu měřit objem vypouštěných vod a míru jejich znečištění a výsledky těchto měření předávat vodoprávnímu úřadu. Odběry a rozbory ke zjištění míry znečištění vypouštěných odpadních vod mohou provádět jen odborně způsobilé osoby oprávněné k podnikání (dále jen „oprávněná laboratoř“).
- Kdo akumuluje odpadní vody v bezodtokové jímce, je povinen zajišťovat jejich zneškodňování tak, aby nebyla ohrožena jakost povrchových nebo podzemních vod, a na výzvu vodoprávního úřadu nebo České inspekce životního prostředí prokázat jejich zneškodňování v souladu s tímto zákonem.

- Přímé vypouštění odpadních vod do podzemních vod je zakázáno. Vypouštění odpadních vod neobsahujících nebezpečné závadné látky nebo zvlášť nebezpečné závadné látky z jedné nebo několika územně souvisejících staveb pro bydlení, staveb pro rodinnou rekreaci nebo z jednotlivých staveb poskytujících ubytovací služby, vznikajících převážně jako produkt lidského metabolismu a činností v domácnostech přes půdní vrstvy do vod podzemních, lze povolit jen výjimečně na základě vyjádření osoby s odbornou způsobilostí k jejich vlivu na jakost podzemních vod, pokud není technicky nebo s ohledem na zájmy chráněné jinými právními předpisy možné jejich vypouštění do vod povrchových nebo do kanalizace pro veřejnou potřebu.
- Při povolování vypouštění odpadních vod do vod povrchových nebo podzemních stanoví vodoprávní úřad nejvýše přípustné hodnoty množství a koncentrace vypouštěného znečištění (emisní limity) a objemu vypouštěných vod.
- Při povolování vypouštění odpadních vod do vod povrchových nebo podzemních vodoprávní úřad přihlíží k potřebě dosažení nebo zachování dobrého stavu povrchových nebo podzemních vod a na vodu vázaných ekosystémů a posuzuje možnosti omezování znečištění u jeho zdroje i omezování emisí do životního prostředí jako celku a možnosti opětovného využívání odpadních vod.
- Vodoprávní úřad může při povolování vypouštění odpadních vod z průmyslových staveb a zařízení uložit zneškodňování odpadních vod z jednotlivých dílčích výrob nebo chladících vod odděleně od ostatních odpadních vod.
- Vodoprávní úřad může na základě žádosti znečišťovatele povolit ve výjimečných případech na nezbytně nutnou dobu, zejména při uvádění čistírny odpadních vod do provozu, při zkušebním provozu, nezbytných opravách či změnách zařízení ke zneškodňování odpadních vod a při haváriích těchto zařízení a v případech, kdy odpadní vody budou do povrchových vod vypouštěny řízeným způsobem, při současném stanovení dalších podmínek, které omezí možnost zhoršení jakosti povrchových vod, vypouštění odpadních vod s přípustnými hodnotami ukazatelů znečištění odpadních vod vyššími než hodnoty stanovené vládním nařízením.
- V pochybnostech o tom, zda se jedná o odpadní vody, rozhoduje vodoprávní úřad.
- K vypouštění odpadních vod s obsahem zvlášť nebezpečné závadné látky nebo prioritní nebezpečné látky do kanalizace je třeba povolení vodoprávního řádu.
- Závadné látky jsou látky, které nejsou odpadními ani důlními vodami a které mohou ohrozit jakost povrchových nebo podzemních vod (dále jen "závadné látky"). Každý, kdo zachází se závadnými látkami, je povinen učinit přiměřená opatření, aby nevnikly do povrchových nebo podzemních vod a neohrozily jejich prostředí.
- V případech, kdy uživatel závadných látek zachází s těmito látkami ve větším rozsahu nebo kdy zacházení s nimi je spojeno se zvýšeným nebezpečím pro povrchové nebo podzemní vody, má uživatel závadných látek povinnost vypracovat plán opatření pro případy havárie (dále jen „havarijní plán“) a předložit jej ke schválení příslušnému vodoprávnímu úřadu. Může-li havárie ovlivnit vodní tok, projedná jej uživatel závadných látek před předložením ke schválení s příslušným správcem vodního toku.
- Seznam nebezpečných závadných látek a dalších látek nebo skupin látek, které v obdobné míře vyvolávají znepokojení (dále jen „nebezpečné látky“), je uveden v příloze

č. 1 k tomuto zákonu. Tento seznam obsahuje i zvlášť nebezpečné závadné látky (dále jen „zvlášť nebezpečné látky“). Zvláštní kategorií nebezpečných látek jsou prioritní látky, které představují významné riziko pro vodní prostředí a související ekosystémy. Seznam prioritních látek stanoví vláda (na základě rozhodnutí Evropského parlamentu a rady č. 2455/2001/ES). Součástí seznamu prioritních látek je také kategorie prioritní nebezpečné látky, což jsou látky, které vytvářejí velmi vysoké riziko ve vodním prostředí nebo zprostředkovaně přes vodní prostředí z důvodu své perzistence a schopnosti bioakumulace.

Zákon 247/2001 Sb. O vodovodech a kanalizacích pro veřejnou potřebu a o změně některých zákonů (zákon o vodovodech a kanalizacích)

Tento zákon upravuje některé vztahy vznikající při rozvoji, výstavbě a provozu vodovodů a kanalizací sloužících veřejné potřebě (dále jen "vodovody a kanalizace"), přípojek na ně, jakož i působnost orgánů územních samosprávných celků a správních úřadů na tomto úseku. Zákon se nevztahuje na vodovody sloužící k rozvodu jiné než pitné vody a na oddílné kanalizace sloužící k odvádění povrchových vod vzniklých odtokem srážkových vod.

Kanalizace

- Kanalizace je vodním dílem. Jedná se o provozně samostatný soubor staveb a zařízení zahrnující kanalizační stoky k odvádění odpadních vod a srážkových vod společně nebo samostatně, kanalizační objekty, čistírny odpadních vod, jakož i stavby k čištění odpadních vod před jejich vypouštěním do kanalizace. Odvádí-li se odpadní voda a srážková voda společně, jedná se o jednotnou kanalizaci a srážkové vody se vtokem do této kanalizace přímo, nebo přípojkou stávají odpadními vodami. Odvádí-li se odpadní voda samostatně a srážková voda také samostatně, jedná se o oddílnou kanalizaci.
- Musí být navrženy a provedeny tak, aby negativně neovlivnily životní prostředí, aby byla zabezpečena dostatečná kapacita pro odvádění a čištění odpadních vod z odkanalizovávaného území a aby bylo zabezpečeno nepřetržité odvádění odpadních vod od odběratelů této služby. Současně musí být zajištěno, aby bylo omezováno znečišťování recipientů způsobované dešťovými přívaly. Kanalizace musí být provedeny jako vodotěsné konstrukce, musí být chráněny proti zamrznutí a proti poškození vnějšími vlivy.
- Stoky pro odvádění odpadních vod, s výjimkou dešťových stok, jakož i kanalizační přípojky musí být při souběhu a křížení uloženy hlouběji než vodovodní potrubí pro rozvod pitné vody. Výjimku může povolit vodoprávní úřad za předpokladu, že bude provedeno takové technické opatření, které zamezí možnosti kontaminace pitné vody vodou odpadní, a to při běžném provozu i v případě poruchy kanalizace.

Vyhláška 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody v aktuálním znění (Vyhláška 70/2018, kterou se mění vyhláška č. 252/2004 Sb.).

Vyhláška zapracovává předpisy Evropské unie a upravuje hygienické limity mikrobiologických, biologických, fyzikálních, chemických a organoleptických ukazatelů pitné vody, včetně pitné vody balené a teplé vody. Dále vyhláška upravuje rozsah a četnost kontroly dodržení jakosti pitné vody a požadavky na metody kontroly jakosti vody.

Následně budou uvedeny a vysvětleny pojmy, které se v této vyhlášce vyskytují:

- Hygienický limit – hodnota stanovená v přílohách č. 1, 2 a 3 nebo hodnota stanovená na základě zákona orgánem ochrany veřejného zdraví (258/2000 Sb.).
- Mezní hodnota (MH) – hodnota ukazatele jakosti pitné vody, jejíž překročení obvykle nepředstavuje akutní zdravotní riziko. Není-li u ukazatele uvedeno jinak, jedná se o horní hranici rozmezí přípustných hodnot.
- Nejvyšší mezní hodnota (NMH) – hodnota zdravotně závažného ukazatele jakosti pitné vody, v důsledku jejíhož překročení je vyloučeno použití vody jako pitné.
- Zásobovaná oblast – určené území více, jednoho nebo části katastrálního území, ve kterém je lokalizována rozvodná síť, ve které pitná voda pochází z jednoho nebo více zdrojů a jejíž jakost je možno považovat za přibližně stejnou. Voda v této rozvodné síti je dodávána jedním provozovatelem, popřípadě vlastníkem vodovodu pro veřejnou potřebu.
- Úplný rozbor – rozbor v rozsahu ukazatelů uvedených v příloze č. 5.
- Krácený rozbor – rozbor v rozsahu ukazatelů uvedených v příloze č. 5.
- Surová voda – voda odebraná z povrchových nebo podzemních vodních zdrojů pro účely úpravy na vodu pitnou.
- Upravovaná voda – surová voda po určitém technologickém stupni úpravy.
- Upravená voda – voda prošlá technologickými procesy k dosažení požadované jakosti pitné vody, včetně vody, která může být dodávána jako pitná bez jakékoli úpravy. Vodou upravenou se rozumí též voda vyrobená.
- Voda dodávaná – voda vstupující do distribuční sítě, určená k použití jako pitná. Voda dodávaná zahrnuje i vodu v distribuční síti i vodu vytékající z kohoutku u spotřebitele.
- Nebezpečí – jakýkoliv biologický, chemický, fyzikální nebo radiologický činitel ve vodě nebo stav vody, který může ohrozit zdraví odběratelů nebo spotřebitelů vody nebo způsobit organoleptické závady vody. Nebezpečím se dále rozumí omezení nebo úplné přerušení dodávky vody odběratelům.

Pitná voda musí mít takové fyzikálně-chemické vlastnosti, které nepředstavují ohrožení veřejného zdraví. Pitná a teplá voda nesmí obsahovat mikroorganismy, parazity a látky jakéhokoliv druhu v počtu nebo koncentraci, které by mohly ohrozit veřejné zdraví. U surových nebo pitných vod, u kterých je při úpravě uměle snižován obsah vápníku nebo hořčíku, nesmí být po úpravě obsah hořčíku nižší než 10 mg/l a obsah vápníku nižší než 30 mg/l.

Kontrola pitné vody zahrnuje:

- Kontroly rizikových aktivit v ochranném pásmu vodního zdroje.
- Kontroly stavu ochranného pásma, stavebně technického stavu jímacích objektů, úpravny vody, vodojemů, čerpacích stanic a další související infrastruktury systému

zásobování pitnou vodou, včetně kontroly zabezpečení těchto objektů proti vniknutí nepovolaných osob.

- Kontroly funkčnosti a stavu údržby technických zařízení používaných k jímání, dopravě, úpravě, dezinfekci, kontrole jakosti pitné vody nebo měření tlaku či množství dodávané pitné vody, jakož i ke kontrole zabezpečení provozních objektů.
- Měření zaznamenávaná procesem průběžného sledování, sloužící ke kontrole jakosti surové, upravované, upravené nebo dodávané vody nebo ke kontrole procesů úpravy vody.
- Odběry a rozbory bodových vzorků surové, upravované, upravené i dodávané vody.
- Odběry a rozbory pitné vody za účelem prokázání, že upravená voda na výstupu z úpravny nebo neupravená voda před vstupem do sítě a dodávaná voda je zdravotně nezávadná a odpovídá všem stanoveným požadavkům.
- Povinnost výrobce vody, který vodu zároveň dodává spotřebitelům, provést úplný rozbor, a to v četnosti odpovídající celkové produkci pitné vody, včetně vody prodané jinému provozovateli. V případě, že výrobce vody sám neprovozuje žádnou zásobovanou oblast a z výstupu úpravny vody se voda hned předává jinému provozovateli, provede úplný rozbor jen na výstupu z úpravny.
- Vzorky pitné vody na výstupu z úpravny, v distribuční síti a u spotřebitele se pro kontrolu odebírají tak, aby byly reprezentativní pro jakost pitné vody spotřebovávané během celého roku a pro celou vodovodní síť.

ČSN EN ISO 5667-1 (757051) Jakost vod určuje obecné zásady a poskytuje návod pro sestavování programů vzorkování a pro způsoby odběru vzorků pro všechny aspekty odběru vzorků vod (včetně odpadních vod, kalů a dnových sedimentů). Odběr vzorků pitné vody pro stanovení mikrobiologických ukazatelů se provádí podle tabulky 1 ČSN EN ISO 19458 (757801) Jakost vod.

<u>Hygienické limity ukazatelů jakosti vody musí být dodrženy:</u>

- U pitné vody, která je dodávána z rozvodné sítě, v místě uvnitř budovy nebo na pozemku, kde pitná voda vytéká z kohoutků určených k odběru pro lidskou spotřebu.
- U pitné vody, která je dodávána ze studní, uměle instalovaných nádrží nebo cisteren, v místě jejího výtoku ze studny, nádrže nebo cisterny.
- U balené pitné vody stáčené do lahví nebo kontejnerů určených k prodeji nebo k náhradnímu zásobování v místě stáčení vody, přičemž u balené pitné vody určené k prodeji musí být dále hygienické limity dodrženy po dobu minimální trvanlivosti do otevření originálního obalu s výjimkou ukazatelů počty kolonií při 22 °C a 36 °C, pro které platí mezní hodnoty 500 KTJ/ml pro ukazatel počty kolonií při 22 °C a 100 KTJ/ml pro ukazatel počty kolonií při 36 °C.
- U pitné vody, která se používá v potravinářském zařízení.
- U teplé vody musí být limity dodrženy na všech místech uvnitř stavby nebo na pozemku, kde teplá voda vytéká z kohoutku nebo ze sprchy.
- Je-li výsledek stanovení hodnot mikrobiologických a biologických ukazatelů s nejvyšší mezní hodnotou vyšší než hygienický limit, jsou neprodleně činěna nápravná opatření.

Mikrobiologické a biologické ukazatele

Ukazatel	Jednotka	Limit	Typ limitu
Clostridium perfringens	KTJ/100 ml	0	MH
Intestinální enterokoky	KTJ/100 ml	0	NMH
	KTJ/250 ml	0	NMH
Escherichia coli	KTJ/100 ml	0	NMH
	KTJ/250 ml	0	NMH
Koliformní bakterie	KTJ/100 ml	0	MH
	KTJ/250 ml	0	MH
Mikroskopický obraz - abioseston	%	5	MH
Mikroskopický obraz - počet organismů	jedinci/ml	50	MH
Mikroskopický obraz - živé organismy	jedinci/ml	0	MH
Počty kolonií při 22°C	KTJ/ml	Bez abnormálních změn	MH
	KTJ/ml	200	DH
	KTJ/ml	100	NMH
Počty kolonií při 36°C	KTJ/ml	Bez abnormálních změn	MH
	KTJ/ml	40	DH
	KTJ/ml	20	NMH
Pseudomonas aeruginosa	KTJ/250 ml	0	NMH

KTJ = kolonie tvořící jednotka dle ČSN EN ISO 9308-1; DH = doporučená hodnota; MH = mezní hodnota; NMH = nejvyšší mezní hodnota

Fyzikální, chemické a organoleptické ukazatele

Ukazatel	Zkratka	Jednotka	Limit	Typ limitu
1, 2-dichloretan		µg/l	3	NMH
Akrylamid		µg/l	0,1	NMH
Amonné ionty	NH_4^+	mg/l	0,5	MH
Antiom	Sb	µg/l	5	NMH
Arsen	As	µg/l	10	NMH
Barva		mg/l Pt	20	MH
Benzen		µg/l	1	NMH
Benzo(a)pyren	BaP	µg/l	0,01	NMH
Beryllium	Be	µg/l	2	NMH
Bor	B	mg/l	1	NMH
Bromičnany	BrO_3^-	µg/l	10	NMH
Celkový organický uhlík	TOC	mg/l	5	MH
Dusičnany	NO_3^-	mg/l	50	NMH
Dusitany	NO_2^-	mg/l	0,5	NMH
Epichlorhydrin		µg/l	0,1	NMH
Fluoridy	F^-	mg/l	1,5	NMH
Hliník	Al	mg/l	0,2	MH
Hořčík	Mg	mg/l	10	MH
			20-30	DH

CHSK	CHSK-Mn	mg/l	3	MH
Chlor volný	Cl_2	mg/l	0,3	MH
Chlorečnany	ClO_3^-	µg/l	200	NMH
Chloreten (vinylchlorid)		µg/l	0,5	NMH
Chloridy	Cl^-	mg/l	100	MH
Chloritany	ClO_2^-	µg/l	200	NMH
Chrom	Cr	µg/l	50	NMH
Chuť			Přijatelná pro odběratele	MH
Kadmium	Cd	µg/l	5	NMH
Konduktivita	K	mS/m	125	MH
Kyanidy celkové	CN^-	mg/l	0,05	NMH
Mangan	Mn	mg/l	0,05	MH
Měď	Cu	µg/l	1000	NMH
Mikrocystin-LR		µg/l	1	NMH
Nikl	Ni	µg/l	20	NMH
Olovo	Pb	µg/l	10	NMH
Ozon	O_3	µg/l	50	NMH
Pach			Přijatelný pro odběratele	MH
Pesticidní látky A, B	PL	µg/l	0,1	NMH
Pesticidní látky celkem A, C	PLC	µg/l	0,5	NMH
pH	pH		6,5 - 9,5	MH
Polycyklické aromatické uhlovodíky	PAU/PAH	µg/l	0,1	NMH
Rtuť	Hg	µg/l	1	NMH
Selen	Se	Hg/1	10	NMH
Sírany	SO_4^{2-}	mg/l	250	MH
Sodík	Na	mg/l	200	MH
Stříbro	Ag	µg/l	25	NMH
Teplota		°C	8-12	DH
Tetrachloreten	PCE	µg/l	10	NMH
Trihalometany	THM	µg/l	100	NMH
Trichloreten	TCE	µg/l	10	NMH
Trichlormetan (chloroform)		µg/l	30	NMH
Uran	U	µg/l	15	NMH
Vápník	Ca	mg/l	30	MH
			40-80	DH
Vápník a hořčík	Ca + Mg	mmol/l	2 - 3,5	DH
Zákal		ZF (n)	5	MH
Železo	Fe	mg/l	0,2	MH

DH = doporučená hodnota; MH = mezní hodnota; NMH = nejvyšší mezní hodnota

[A]Pesticidními látkami se rozumí organické insekticidy, herbicidy, fungicidy, nematocidy, akaricidy, algicidy, rodenticidy, slimicidy, příbuzné produkty, mimo jiné regulátory růstu, a jejich relevantní metabolity.

[B] Limitní hodnota platí pro každou jednotlivou pesticidní látku a její relevantní metabolit s výjimkou aldrinu, dieldrinu, heptachloru a heptachlorepoxidu, kde platí limitní hodnota 0,03 µg/l.
[C] Limitní hodnota se vztahuje na součet jednotlivých stanovených a kvantitativně zjištěných pesticidních látek a jejich relevantních metabolitů. Není-li látka zjištěna kvantitativně, k součtu se přičítá nula. Uvádí-li laboratoř v protokolu výsledek ukazatele „pesticidní látky celkem", musí zároveň uvést i výsledky všech stanovených jednotlivých pesticidních látek a jejich relevantních metabolitů.

Nařízení 262/2012 Sb. O stanovení zranitelných oblastí a akčním programu

Toto nařízení zpracovává příslušné předpisy EU, především Směrnici rady 91/676/EHS ze dne 12. prosince 1991 o ochraně vod před znečištěním dusičnany ze zemědělských zdrojů.

V příloze k tomuto nařízení je uveden seznam zranitelných oblastí vymezených dusičnany podle hranic katastrálních území.

Následně budou uvedeny a vysvětleny pojmy, které se v daném nařízení vyskytují:

- Zemědělský pozemek – souvisle obhospodařovaná plocha zemědělské půdy, nebo díl půdního bloku nebo jeho část s jednou plodinou nebo směsí plodin.
- Dusíkatá hnojivá látka – minerální dusíkatá hnojiva, a to minerální jednosložková dusíkatá hnojiva a minerální vícesložková hnojiva s obsahem dusíku. Dále hnojiva s rychle i pomalu uvolnitelným dusíkem, a to statková hnojiva, jako je kejda a tekutý podíl po její mechanické separaci, hnojůvka, močůvka, silážní šťávy, trus drůbeže a drobných hospodářských zvířat s podestýlkou nebo bez podestýlky, výkaly, popřípadě moč zanechané hospodářskými zvířaty při pastvě nebo při jiném pobytu na zemědělském pozemku a organická nebo organominerální hnojiva, v nichž je poměr uhlíku k dusíku nižší než 10, jako je digestát. Skliditelné rostlinné zbytky, zejména sláma, chrást, plodina na zelené hnojení, tráva a upravené kaly.

Použití dusíkatých hnojiv

Na zemědělských pozemcích přímo sousedících s útvary povrchových vod se zachová ochranný pás nehnojené půdy o šířce nejméně 3 m od břehové čáry. U zemědělských pozemků se sklonitostí převyšující 7 stupňů se zachová ochranný pás o šířce nejméně 25 m od břehové čáry s tím, že v něm nebudou užita hnojiva s rychle uvolnitelným dusíkem, s výjimkou tuhých hnojiv. Toto se nevztahuje na ponechané skliditelné rostlinné zbytky ani na výkaly a moč zanechané hospodářskými zvířaty při pastvě nebo při jejich jiném pobytu na zemědělském pozemku. Je třeba zabránit samovolnému přístupu hospodářských zvířat do útvarů povrchových vod, poškození koryt a údolních niv, zničení břehových porostů nebo znečištění vod.

Množství celkového dusíku užitého v hospodářském roce na zemědělských pozemcích v organických, organominerálních a statkových hnojivech nesmí v průměru celkové výměry zemědělských pozemků obchodního závodu překročit 170 kg N/ha. Výpočet dávky dusíku použité v průměru na 1 ha se provádí na základě údajů o přívodu celkového dusíku v použitých organických, organominerálních a statkových hnojivech včetně produkce dusíku hospodářskými zvířaty na pastvě nebo jiném pobytu na zemědělském pozemku. Tyto údaje se získají z evidence hnojení.

1.4. Znečištění vodních toků a vodních ploch

Zdroje znečištění vody můžeme rozdělit dle několika základních způsobů

- Podle původu
  - Přirozené (autochtonní) – až na výjimky neohrožují procesy probíhající ve vodním prostředí. Vznikají například v důsledku eroze dna a břehů, po dešti nebo splachem kyselé půdy z rašelinišť a exkrementů zvířat.
  - Antropogenní (allochtonní) – bezprostředně souvisí s činností člověka. Patří sem například odtok odpadních vod, kontaminace ze zemědělské činnosti a průmyslu.
- Podle způsobu vstupu do životního prostředí
  - Bodové – lokalizovaný vstup do povrchových vod. Například vyústění průmyslových vod.
  - Rozptýlené – vyústění více vstupů na delším úseku vodního toku.
  - Plošné – například splach dešťové vody s obsahem hnojiv a pesticidy z pole.
- Podle času
  - Havarijní – krátkodobé a neočekávané.
  - Dlouhodobé – opakující se znečištění vodních toků ze stejného zdroje. Například průběžné vypouštění nedokonale vyčištěných odpadních vod.
  - Periodické – pravidelně se opakující znečištění, které je závislé na ročním období. Například odpadní vody cukrovarů.
- Podle původu
  - Městská odpadní voda – dělíme na vodu komunální a průmyslovou. Do kanalizací bývá často svedena i voda dešťová a další.
    - Komunální odpadní voda = splašková voda – odpadní voda z domácností, restaurací, ubytovacích zařízení, …
    - Průmyslová odpadní voda – původem z papíren, zpracoven celulózy, chemického a potravinářského průmyslu, textilního a koželužného průmyslu, těžebního odvětví a úpraven uhlí a rud, hutního průmyslu, kovoprůmyslu, sklářského a keramického průmyslu a elektráren.
  - Odpadní voda ze zemědělství – úniky močůvky a silážních šťáv nebo splach z polí.
- Podle složení
  - Hnilobné – splaškové vody a odpadní vody z potravinářského průmyslu, které obsahují velké množství organických látek snadno podléhajících bakteriálnímu rozkladu.
  - Toxické – především z chemického a strojírenského průmyslu. Jedná se například o těžké kovy, kyseliny nebo zásady, pesticidy a další.
  - S anorganickými kaly – voda z dolů, stavebního průmyslu, úpraven rud a uhlí obsahuje řadu nerozpuštěných anorganických látek.
  - S tuky, oleji a ropnými látkami – závody zpracovávající ropu, autodílny, lodní doprava a řada dalších.
  - Oteplené – voda která zvyšuje teplotu vodních toků i o více než 10 °C, například z průtočných chladicích elektrárenských okruhů.

- Radioaktivní – zdrojem je nemocniční a laboratorní odpad, těžba a zpracování uranových rud a havarijní případy jaderných elektráren.
- S patogenními mikroby – odpadní vody z nemocnic a kafilérií.
- Kyselé důlní vody – jedná se o vodu o pH 2-4,5 která prosakuje z oblastí s těžební činností.

1.5. Vybrané sledované ukazatele ve vodě

1.5.1. CHSK

Jedná se o jednu ze tří metod (další je biochemická spotřeba kyslíku – BSK a stanovení organického uhlíku – TOC), která se využívá pro sumární stanovení organických látek ve vodě. Výsledkem vyšetření je hodnota udávající množství kyslíku, které je třeba k úplné oxidaci látek obsažených ve vzorku. S její zvyšující se hodnotou se úměrně zvyšuje i znečištění vzorku organickými látkami. Limitní hodnota CHSK, měřená pomocí manganistanu draselného, jsou 3 mg/l pro pitnou vodu a 5,9 mg/l pro povrchovou vodu určenou pro úpravu na vodu pitnou, měřeno pomocí dichromanu. U odpadních vod se povolené hodnoty CHSK liší v závislosti na jednotlivém průmyslovém nebo zemědělském odvětví (100-500 mg/l). Zmíněná hodnota je udávána v takzvaných kyslíkových ekvivalentech, což je množství kyslíku, odpovídající spotřebě oxidačního činidla na 1 litr vody.

Dnes se v laboratoři ke stanovení CHSK využívají dvě metody, které se od sebe vzájemně liší užitým oxidačním činidlem. Jako oxidační činidlo lze použít manganistan draselný ($CHSK_{Mn}$), nebo dichroman draselný ($CHSK_{Cr}$). $CHSK_{Cr}$se využívá pro rozbor všech druhů vody, $CHSK_{Mn}$ pouze pro rozbor vody povrchové a pitné.

Stanovení $CHSK_{Mn}$

Tuto metodu můžeme v literatuře najít také pod názvem Kubelova metoda. $CHSK_{Mn}$ se nepoužívá při rozboru vody odpadní. Princip metody je založen na oxidaci látek podléhajících oxidaci obsažených ve vzorku, a to manganistanem draselným v kyselém prostředí.

Ke vzorku přidáme kyselinu sírovou (pro docílení kyselého prostředí), manganistan draselný a deset minut při teplotě varu necháme vzorek oxidovat. Po ukončení oxidace ke vzorku přidáme šťavelan sodný. Okamžitě následuje zpětná titrace $KMnO_4$ do slabě růžového zbarvení. Na základě spotřeby $KMnO_4$ vypočítáme $CHSK_{Mn}$. Zpětnou titrací zjistíme množství manganistanu, který byl v první části reakce spotřebován k oxidaci vzorku.

Výhodou této metody je její rychlost, jednoduchost a v porovnání s $CHSK_{Cr}$ nižší nároky na objemy činidel. Naopak nevýhoda spočívá v jejím nízkém stupni oxidace většiny organických látek.

Stanovení $CHSK_{Cr}$

Klasický postup této metody vypracovali Moor a kolektiv v 50. letech minulého století. Princip metody je založen na oxidaci organických látek ve vzorku vody dichromanem draselným v kyselém prostředí. Časová náročnost je delší (dvě hodiny), oxidace organických látek je, po přidání kyseliny sírové s rozpuštěným Ag_2SO_4, katalyzována stříbrnými ionty a probíhá v nadbytku dichromanu. Z důvodu přítomnosti chloridů ve vzorku se během analýzy ke vzorku přidává síran rtuťnatý. Ten zabrání oxidaci chloridů na Cl_2, které by ve finálním

vyhodnocení způsobovaly pozitivní chybu. Následuje titrace síranem diamonno-železnatým. Z množství redukovaného dichromanu vypočteme $CHSK_{Cr}$.

Lze využít i modifikace této metody, například zkumavkovou semimikrometodu. Zde se množství dichromanu spotřebovaného pro oxidaci vzorku zjistí pomocí měření absorbance vzniklého Cr^{3+}. Dále existuje na trhu řada komerčních zkumavkových souprav.

Výhodou této metody je vysoký stupeň oxidace organických látek. Užití dichromanu draselného jako oxidačního činidla zajistí dokonalou oxidaci většiny organických látek. Její nevýhoda je pak větší spotřeba činidel, z nichž například síran rtuťnatý je toxický, a delší časová náročnost.

1.5.2. BSK_5

Biochemická spotřeba kyslíku je definována jako množství rozpuštěného kyslíku spotřebovaného za stanovených podmínek v oxickém prostředí k biochemické oxidaci látek ve vodě. Vyjadřuje se v mg spotřebovaného kyslíku na litr vody.

Ke stanovení se využívá například zřeďovací metoda. Vzorek se inkubuje v temnu při 20 °C po dobu 5 dní (proto zkratka BSK_5). Po inkubaci se měří úbytek rozpuštěného kyslíku ve vzorku vody, a to buď chemicky (Winklerova metoda), nebo kyslíkovou elektrodou. Během inkubace dochází ke spotřebovávání kyslíku k biochemické oxidaci obsažených látek. Z důvodu možnosti jeho spotřeby na oxidaci amoniakálního dusíku na dusitany a dusičnany (nitrifikace) a chemickou oxidaci některých anorganických látek přidáváme do vody činidla (metylenovou modř, chlorid amonný, allyltiomočovinu), která tomuto procesu zamezí. Pokud by byly ve vzorku přítomny řasy, pak hrozí znehodnocení vyšetření. Na světle řasy produkují v rámci fotosyntetické asimilace kyslík a ve tmě ho naopak spotřebovávají. Ve vodě mohou být také přítomni prvoci, především ve znečištěných odpadních vodách, kteří kyslík spotřebovávají.

Hodnota BSK je vždy nižší než CHSK, jelikož biochemicky nelze oxidovat veškerou ve vodě obsaženou biomasu až na CO_2 a H_2O. Vždy tedy zůstane určité množství látek, které nelze biologicky rozložit. U vod, které jsou biologicky čisté, je poměr BSK : CHSK 0,1 – 0,2. U vzorků vody obsahujících velké množství biologicky rozložitelných látek se poměr těchto dvou veličin pohybuje v rozmezí 0,5 – 0,75.

1.5.3. Nerozpuštěné látky

Do této skupiny řadíme hlinitokřemičitany, hydratované oxidy kovů (Mn, Fe, aj.), fytoplankton, zooplankton, oleje, tuky a řadu dalších látek. Ve vodě se tyto látky mohou usazovat nebo naopak vzplývat. Nerozpuštěné látky se z vody odstraňují filtrací nebo jejím odstředěním. Tyto kroky jsou umístěny v ČOV jako poslední fáze čištění odpadní vody. Obvyklé hodnoty u povrchových vod mají široké rozmezí. Například v Labi jsou tyto hodnoty 8 – 134 mg/l. Velký vliv mají například povodně, které hladiny ve vodě nerozpuštěných látek násobně zvedají. U podzemních a minerálních vod se tyto hodnoty obvykle nesledují tolik, jako při vypouštění odpadních vod.

1.5.4. Amoniakální dusík

Amoniakální dusík se vyskytuje prakticky ve všech typech vod. Dle původu ho dělíme na organický a anorganický. Amoniakální dusík organického původu je primárním produktem rozkladu organických, tedy živočišných a rostlinných, dusíkatých látek. Do vodních toků se

tyto látky dostávají ze splaškových vod a zemědělské výroby (například z hnojiv). Amonné ionty mohou také vznikat sekundárně chemickou redukcí dusičnanů v prostředí bez přístupu kyslíku. Amoniakální dusík anorganického původu je obsažen například v odpadních vodách podniků zpracovávajících uhlí, nebo ve vodách, které byly upraveny pomocí chloraminace. Jedná se o proces, kdy je voda upravována chlorováním vody za přítomnosti amonných solí, přičemž tento proces je využíván například tam, kde se předpokládá delší setrvání pitné vody ve vodovodech.

Hodnota amoniakálního dusíku v čistých vodách většinou nepřesahuje hodnotu 0,1 mg/l. Organicky znečištěné vody vykazují hodnoty v jednotkách mg/l. Vyšší hodnoty mohou být způsobeny například chemickou redukcí dusičnanů v podzemních vodách. Hodnoty vyšší než 100 mg/l pak můžeme zaznamenat v oblastech, kde voda může přijít do styku s ropnými vodami. 200-400 mg/l jsou hodnoty, se kterými se můžeme setkat v odpadech ze silážování, přičemž močůvka vykazuje hodnoty 1000–7500 mg/l. Nejvyšší hodnoty můžeme najít v generátorových odpadních vodách a odpadních vodách z podniků, ve kterých dochází k nízkotepelné karbonizaci uhlí. Zde se hodnoty pohybují v jednotkách gramů na litr.

Je třeba zmínit dvě možné formy výskytu amoniakálního dusíku ve vodním prostředí. Vázaná, disociovaná a netoxická forma je označována NH_4^+ a forma volná, nedisociovaná a tím pádem i toxická pak NH_3. Poměr těchto dvou forem je závislý na teplotě vody a jejím pH. Se zvyšující se teplotou vody a jejím pH se zvyšuje množství toxické formy NH_3.

Analýzou vody zjistíme celkovou koncentraci amoniakálního dusíku. Tato hodnota se obvykle uvádí jako $N\text{-}NH_4^+$ a $N\text{-}NH_3$ a následný podíl nedisociované formy je nutno vypočítat.

Závislost obsahu NH_3 v procentech veškerého amoniaku na pH a teplotě vody

pH	Teplota (°C)					
	0	5	10	15	20	25
7,0	0,082	0,12	0,175	0,26	0,37	0,55
7,2	0,13	0,19	0,28	0,41	0,59	0,86
7,4	0,21	0,30	0,44	0,64	0,94	1,36
7,6	0,33	0,48	0,69	1,01	1,47	2,14
7,8	0,52	0,75	1,09	1,60	2,32	3,35
8,0	0,82	1,19	1,73	2,51	3,62	5,21
8,2	1,29	1,87	2,71	3,91	5,62	8,01
8,4	2,02	2,93	4,23	6,06	8,63	12,13
8,6	3,17	4,57	6,54	9,28	13,02	17,95
8,8	4,93	7,05	9,98	13,95	19,17	25,75
9,0	7,60	10,73	14,95	20,45	27,32	35,46
9,2	11,53	16,00	21,79	28,95	37,33	46,55
9,4	17,12	23,19	30,36	39,23	48,56	57,99
9,6	24,66	32,37	41,17	50,58	59,94	68,63
9,8	34,16	43,14	52,59	61,68	70,34	77,62
10,0	45,12	54,59	63,74	71,99	78,98	84,60
10,2	56,58	65,58	73,59	80,29	85,63	89,70
10,4	67,38	75,12	81,54	86,59	90,42	93,24

11,0	89,16	92,32	94,62	96,26	97,41	98,21

1.5.5. NO_3^-

Dusičnany se ve vodě vyskytují v důsledku nitrifikace amoniakálního dusíku. Jedná se o konečný stupeň rozkladu organických dusíkatých látek za přístupu kyslíku. Významným zdrojem dusičnanů ve vodách je také aplikace dusíkatých hnojiv na zemědělské plochy nebo srážková voda obsahující oxidy dusíku (NO a NO_2 vznikají například při spalování paliv) a NH_3. Flóra a podloží mají také velký vliv na obsah dusíkatých látek ve vodním prostředí. Například v oblastech borových lesů s písčitým podložím pronikají z povrchu bakterie schopné fixovat dusík ve svých tělech a nitrifikační bakterie do podzemních vod. V zimním období pak dochází v podzemí k vyluhování dusičnanů z půdy, v důsledku snížení schopnosti půdy je zadržet. V letním období jsou naopak dusičnany z podzemních vod odčerpávány rostlinami.

NO_3^- je jeden z ukazatelů, jehož množství je zpoplatněno při vypouštění odpadních vod do vod povrchových.

Pro stanovení obsahu dusičnanů ve vodě existuje řada metod. Jejich množství se udává hmotnostní koncentrací jako NO_3^-, nebo jako $N\text{-}NO_3^-$ v mg/l. Nejvýznamnější metodou je metoda absorpční spektrofotometrie, přičemž pomocí ní můžeme dusičnany stanovovat přímo nebo nepřímo. Při přímém stanovení detekujeme dusičnany, při nepřímém nejdříve dojde k jejich redukci na dusitany nebo amoniakální dusík. Při vyšetření pitné vody můžeme použít například také potenciometrickou metodu, která využívá dusičnanovou iontově selektivní elektrodu. Aplikace zmíněných metod a jejich modifikací se liší v závislosti na vyšetřovaném vzorku a očekávaném výsledku, ve své časové náročnosti a požadavcích na spotřebu chemikálií a laboratorního vybavení. Pro rychlé a orientační vyšetření lze použít, jak pro dusičnany, tak i pro dusitany, komerční kity. Jejich vyhodnocení je založeno na barevné změně, která se následně porovnává s přiloženou barevnou řadou, ve které mají jednotlivé barevné odstíny přiřazenu hodnotu (obr. 4).

Samy o sobě nejsou dusičnany nebezpečné. Riziko je v jejich redukci (v důsledku bakteriální činnosti v gastrointestinálním traktu savců, nebo působením mikroflóry ve vodě) na dusitany, které jsou toxické. V pitné vodě je limit pro dusičnany stanoven na 50 mg/l.

Obr. 4: Proužky pro stanovení dusičnanů
Zdroj obrázku: http://www.filtrypitnevody.cz/product/prouzky-pro-stanovedni-dusicnanu-10-kusu-202/

1.5.6. NO_2^-

Dusitany se vyskytují ve vodě společně s dusičnany a amoniakálním dusíkem. Jedná se o látku toxickou již v malém množství, která se ale zároveň vyznačuje poměrně nízkou stabilitou. Dusitany jsou za přístupu kyslíku rychle nitrifikací převedeny na dusičnany. V prostředí chudém na kyslík může dojít k biologické denitrifikaci na elementární dusík, resp. N_2O. S vyšším obsahem dusitanů ve vodě se můžeme setkat v odpadních vodách ze strojírenských závodů, z výroben barviv a jsou také součástí chladících kapalin při výrobě kovů. Rychlý vzestup hladin dusitanů může způsobit fekální znečištění vody, kdy dojde k částečné nitrifikaci amoniakálního dusíku.

Vyšetření probíhá podobně jako u dusičnanů, kdy jsou kromě laboratorních metod dostupné i rychlé orientační komerční metody.

V organismu vyšších živočichů a lidí dusitany způsobují transformaci molekul hemoglobinu na methemoglobin, který má minimální schopnost uvolnění kyslíku ze své molekuly. V důsledku toho dochází k dušení organismu. V pitné vodě je limit pro dusitany stanoven 0,5 mg/l.

1.5.7. Fosfor

Fosfor je látka, která má zásadní vliv na eutrofizaci povrchových vod. Do vodního prostředí se přirozeně dostává z uhynulých organismů (fytoplanktonu, zooplanktonu i vyšších živočichů). Z těch se uvolňuje organický fosfor, který organismy přijaly za svého života. Největším zdrojem fosforu zůstávají hnojiva ze zemědělsky obdělávaných půd, velkochovy zvířat a odpadní vody s obsahem pracích a mycích prostředků.

Laboratorně fosfor stanovujeme nejčastěji pomocí spektrofotometrie a jeho hladiny mají široké rozpětí. Minerální vody obsahují průměrně 0,09 mg/l, mořská voda průměrně 70 µg/l a pitná voda průměrně 0,1 mg/l. Ve splaškových vodách nalézáme násobně vyšší hodnoty, průměrně 5 mg/l. Hladiny fosforu nikoli v jednotkách ale v desítkách až stovkách mg/l můžeme zaznamenat v podnicích, jako jsou průmyslové prádelny a myčky.

1.5.8. pH

pH je definováno jako aktivita vodíkových iontů v roztoku, hodnota pH pak jako v molech na litr vyjádřený záporný dekadický logaritmus aktivity vodíkových iontů. Hodnota pH ovlivňuje chemické a biochemické procesy ve vodách, včetně forem výskytu řady látek. Běžně se hodnoty pH vody pohybují v rozmezí 4,5 – 8,5, přičemž optimální hodnoty pitné vody jsou 6,5 – 9,5. Ideální hodnoty pH pro ryby jsou v rozmezí 6 – 8. Velmi nízké hodnoty můžeme zaznamenat například v okolí rašelinišť. Za pokles pH může přítomnost anorganických a organických kyselin. Například vyšší množství rozpuštěného CO_2 snižuje pH vody, stejně tak chlorace vody, její nitrifikace a aerobní i anaerobní biologický rozklad. K posunu pH do nižších hodnot dochází na jaře při tání sněhu, a to hlavně v oblasti rašelinišť. Posun pH do alkalické oblasti pak bývá způsoben např. fotosyntetickou asimilací řas a sinic. K ovlivnění pH vody dochází i vlivem lidské činnosti. Při úniku betonových směsí do vody se její pH zvyšují. Naopak při úniku silážních šťáv nebo kyselin se pH razantně snižuje až na hodnoty 3,5.

Stanovení pH je jednou z nezbytných součástí chemického rozboru vody. Hodnoty pH totiž významně ovlivňují procesy probíhající ve vodě a toxicitu řady látek. Nejnápadnější je tento jev při sledování výskytu toxické formy amoniaku. Se zvyšující se teplotou vody a hodnotou pH vzrůstá jeho toxicita.

K měření pH můžeme využít řadu způsobů. Mezi nejjednodušší patří indikátorové papírky (obr. 5) nebo barevné indikátory. Přístrojově náročnější je pak měření pomocí elektrometrických metod pomocí pH elektrody (obr. 6). Současně s měřením pH je třeba změřit také teplotu vody, která pH ovlivňuje (změnou koncentrace H_3O^+ - s rostoucí teplotou jejich množství stoupá a tím se snižuje pH).

Obr. 5: Univerzální indikátorové pH papírky
Zdroj obrázku: http://www.laboratorni-potreby.cz/ph-indikatorove-papirky/univerzalni-indikatorove-ph-papirky/

Obr. 6: pH elektroda
Zdroj obrázku: http://www.jspshop.cz/elektrody-ph/greisinger-ge-108-tlaku-odolna-ph-elektroda-nenarocna-na-udrzbu/

1.5.9. Organoleptické vlastnosti vody

Teplota

Teplota je jedním z faktorů vody, který ovlivňuje rychlost průběhu chemických a biochemických reakcí které v ní probíhají, rozpustnost látek v ní obsažených a samozřejmě také její fyzikální vlastnosti, například hustotu. Při teplotách blížících se nule probíhá většina reakcí velmi pomalu. U povrchových vod teplota kolísá v závislosti na počasí, podzemní vody mají naopak teplotu poměrně stabilní a setkáme se s teplotami od bodu mrazu až téměř po bod varu (horké prameny).

Vysoká teplota vody je z hlediska jejího čištění zásadní veličina. Se zvyšující se teplotou narůstá rychlost jejího samočistícího procesu. V důsledku toho hrozí vyčerpání ve vodě rozpuštěného kyslíku, který je během tohoto procesu spotřebován. Snížené množství kyslíku negativně ovlivňuje vodní živočichy a má také negativní vliv na samotný samočisticí proces. Nízké teploty procesy probíhající ve vodě, včetně jejího čištění v ČOV, zpomalují. Legislativně je ošetřeno vypouštění odpadních vod do povrchových toků maximální teplotou 25°C, přičemž vzrůst teploty v toku na konci mísicí zóny nesmí být vyšší než o 3°C.

Teplotu vody měříme vždy během odběru vzorku, přičemž výsledky se zaokrouhlují na jedno desetinné číslo.

Teplota vody ovlivňuje formu výskytu a toxicitu amoniaku. Zvýšením teploty vody o 10°C při zachování pH vzrůstá až dvojnásobně množství toxické formy amoniaku (NH_3). Toxicita chloru a zinku roste se vzrůstající teplotou. Naopak u pyretroidů a kyanidů vyšší teplota snižuje jejich toxický vliv na organismy. K tomuto jevu dochází kvůli vyšší aktivitě detoxikačních enzymů (rhodanáza u kyanidů, monooxigenázy a konjugační enzymy u pyretroidů). To, jaký vliv má na danou toxickou substanci teplota vody závisí na jednotlivém druhu látky, její koncentraci a mechanismu účinku.

Průhlednost

Průhlednost je vlastností vody, na kterou má zásadní vliv její barva a zákal. Zákal vody je ovlivněn řadou rozpuštěných organických a anorganických látek.

Ke stanovení průhlednosti se užívají kvantitativní metody. Mezi takové patří turbidimetrická metoda, využívaná u silně zakalených vzorků vody, nebo nefelometrická metoda. Výsledky se pak porovnávají s kalibračním standardem.

Barva

Barva vody je ovlivněna obsahem v ní rozpuštěných a nerozpuštěných látek. Například rozpuštěné organické látky vodu barví do hněda. U barvy vody rozlišujeme takzvanou barvu zdánlivou a barvu skutečnou. Zdánlivá barva je barva vody, kterou způsobí přítomnost rozpuštěných a nerozpuštěných látek. Skutečná barva vody je pak barva, kterou získáme po filtraci vzorku a je tedy způsobená pouze látkami rozpuštěnými.

Zbarvení vody můžeme stanovit vizuálně, pomocí slovního hodnocení, nebo pomocí optických přístrojů, měřením absorbance.

Pach a chuť

Čistá voda by měla být bez pachu, chuti a vůně. Přítomnost jednoho ze zmíněných faktorů značí přítomnost látek (rozpuštěných i nerozpuštěných) ve vodě.

Pach vody může být způsoben látkami ve vodě rozpuštěnými, takzvaný primární zdroj pachu, nebo v důsledku průběhu úpravy vody (chlor), takzvaný sekundární zdroj pachu.

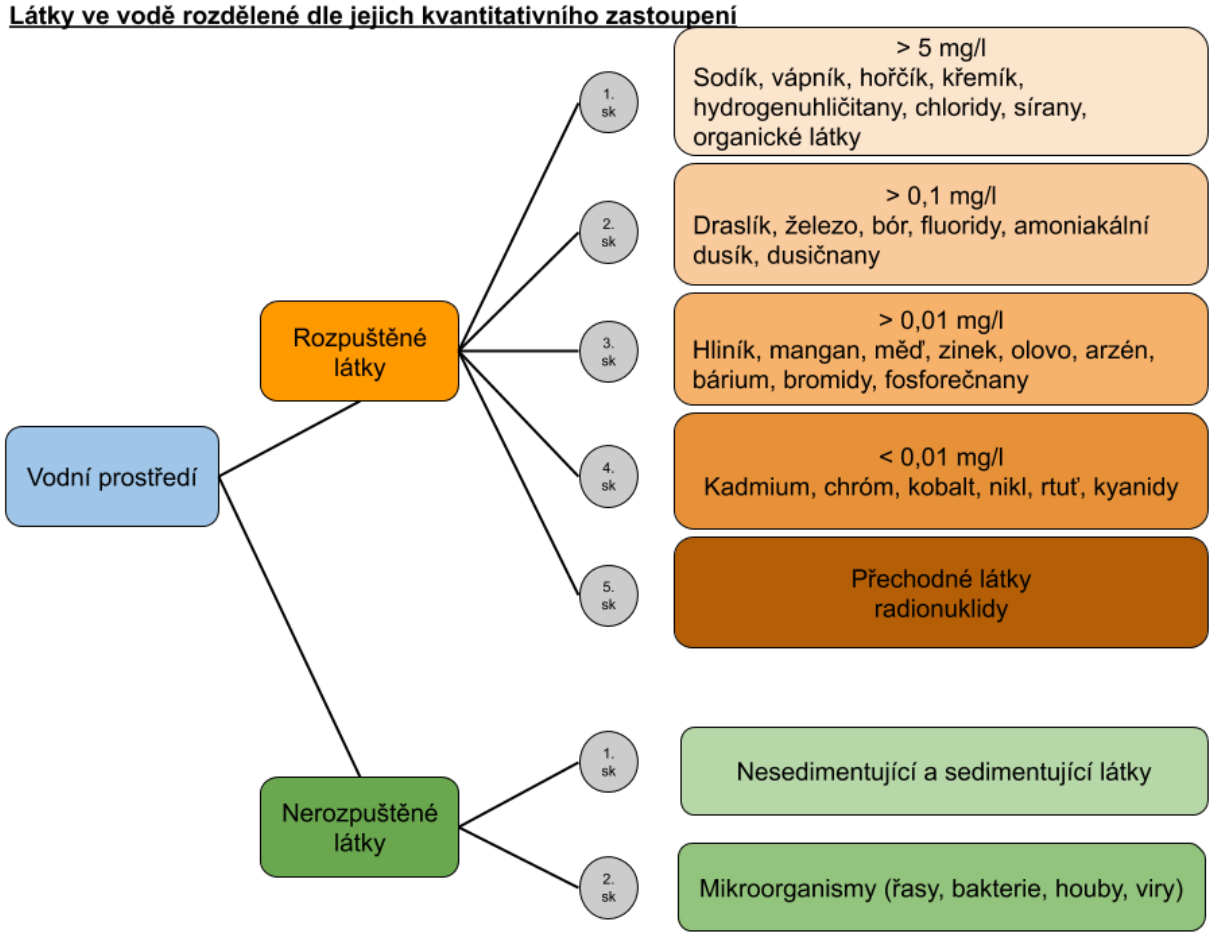
Pach stanovujeme přímo na místě (u povrchových vod), chuť pak hodnotíme pouze u vody, která je zdravotně a hygienicky nezávadná.

2. Polutanty ve vodě

2.1. Látky ve vodě rozpuštěné a nerozpuštěné

Kromě níže zmíněných látek (obr. 7), jejichž původ ve vodním prostředí je antropogenní, se ve vodě vyskytuje řada látek a minerálií, z nichž některé jsou rozpustné více a některé méně. Tyto látky se ve vodě mohou vyskytovat u hladiny, nebo naopak sedimentovat u dna či být rovnoměrně rozptýlené a mohou být ve formě iontů, nebo nikoliv. Mezi rozpuštěné látky řadíme takové, které projdou při filtraci vody membránovými filtry o velikosti pórů 0,1 – 1 µm.

Vzorky určené ke stanovení látek rozpuštěných a nerozpuštěných (veškerých látek) se odebírají do skleněných vzorkovnic bez přídavků chemických konzervantů. Pro laboratorní stanovení nerozpuštěných látek se vzorek přefiltruje a následně se stanovuje množství nerozpuštěných látek zachycených na filtru. Detekce rozpuštěných látek se provádí z filtrátu.



Obr. 7: Látky ve vodě rozpuštěné a nerozpuštěné

Zmíněné prvky se ve vodě vyskytují ve formě solí disociovaných na kationty (Na^+, K^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, NH_4^+) nebo anionty (HCO_3^-, Cl^-, NO_3^-). Na vodní organismy působí tyto soli negativně až při koncentracích nad cca 10 g/l, kdy dochází vlivem osmotického tlaku k narušení jejich buněk. Limit pro rozpuštěné látky ve vodárenských tocích je 500 mg/l a 1000 mg/l u nevodárenských toků. Velký vliv na přežití organismů má vliv koncentrace vodíkových iontů,

tedy pH. Legislativa udává hodnoty, které je třeba dodržet při vypouštění vody do recipientů. V případě přírodních toků to je pH 6 – 8,5 a v ostatních tocích < 9. Dusíku a fosforu jsou z důvodu jejich zásadního vlivu na kvalitu vodního prostředí věnovány zvláštní kapitoly.

2.2. Organické polutanty

Mezi přírodní organické polutanty přítomné ve vodě řadíme lipidy, sacharidy, proteiny a další. Jedná se o látky biologicky rozložitelné. Organické znečištění vod se často určuje takzvaným populačním ekvivalentem (EO), kdy jeden EO vyjadřuje znečištění odpovídající jednomu obyvateli. Pro představu náročnosti zatížení vody organickým znečištěním slouží následující tabulka.

Typ znečištění přepočtený na EO

Zdroj odpadní vody	Výrobní jednotka	Počet EO
Výkrm vepřů	1 vepř	3
Ustájení krav	1 kráva	5 – 10
Mlékárna se sýrárnou	1 m^3 mléka	40 – 230
Pivovar	1 m^3 piva	150 – 300
Škrobárna	1 t brambor	500
Koželužny	1 t kůže	1000 – 5000

K odstranění lipidů z vody slouží lapače tuků, které jsou zmíněny dále v textu.

Níže jsou uvedeny významné skupiny syntetických organických polutantů, které můžeme ve vodním prostředí detekovat. Řada z nich má dlouhý poločas rozpadu, nebo jsou prakticky nerozložitelné a v prostředí se kumulují.

Perzistentní organické polutanty (POPs) jsou stabilní, obtížně degradovatelné látky antropogenního původu. Dlouhodobě přetrvávají v životním prostředí a kumulují se v tukové tkáni a potravním řetězci. Byly u nich prokázány negativní účinky na zdraví lidí i zvířat a schopnost ovlivnění celých ekosystémů. Předpokládá se u nich karcinogenní, teratogenní a imunotoxické působení. Některé z POPs mohou vznikat i přirozeně v prostředí, většinou jsou ale synteticky vyráběny. Velkou mírou se na jejich rozšíření podílela nedostatečná znalost jejich mechanismů účinku a degradability v prostředí během předchozích let. Látky z této skupiny byly díky svým účinkům aplikovány ve velkém množství do prostředí. V důsledku toho, společně s jejich schopností transportu na dlouhé vzdálenosti, došlo k jejich celosvětovému rozšíření. Jejich poločas rozpadu se pohybuje v řádu desítek let.

Omezení a zákaz používání některých z nich upravuje Stockholmská úmluva, která vstoupila v platnost v roce 2004. Mezi POPs se řadí široká škála látek a tento dokument upravuje, které z nich se již vyrábět ani aplikovat nemohou (takzvaný Anex A – aldrin, eldrin, heptachlor, lindan, aj.), jejichž užívání je omezeno (Anex B – DDT, perfluorooktanová kyselina a její soli) a látky, které vznikají jako vedlejší produkty při průmyslové výrobě a jejichž vznik by měl být omezen (Anex C – hexachlorbenzen, pentachlorbenzen, dioxiny aj.). Mezi POPs řadíme i některé z dále zmiňovaných látek, například PCB.

2.2.1. Polychlorované bifenyly (PCB)

Polychlorované bifenyly (PCB) jsou skupinou organických látek, jejichž molekula obsahuje uhlík, vodík a chlor. Jsou to látky, které již v nízké koncentraci mají toxické účinky na vodní organismy. Tyto látky v přírodě běžně nevznikají, jejich přítomnost je zcela odvislá od antropogenní činnosti. Jsou to látky tepelně stabilní, nehořlavé a ve vodě nerozpustné. Do vodního prostředí se dostanou důsledkem havárií, úniků, při jejich aplikaci/použití, nebo při nevhodné likvidaci (dříve se běžně ukládaly na skládky). I přes jejich zařazení do Stockholmské úmluvy o POPs se s jejich využíváním v uzavřených systémech můžeme setkat i dnes. Jejich použití je ale omezeno v mnohých odvětvích zcela zakázáno. V bývalé ČSR byla jejich výroba zakázána až v roce 1984 a při jejich výrobě vznikaly jako vedlejší produkty také dibenzodioxiny a dibenzofurany. PCB měly své využití v adhezivech, barvách nebo v uzavřených chladicích nebo hydraulických systémech.

Ve vodním sloupci nejsou zastoupeny v takové míře, jako v sedimentu. PCB vyskytující se u hladiny se odpařují do atmosféry a mohou být transportovány na velké vzdálenosti. K jejich bioakumulaci dochází v sedimentu, v řasách a v planktonu. Jejich poločas rozpadu v sedimentu je několik let. Kontaminovaná potrava zapříčiňuje vstup PCB do potravního řetězce vodních organismů. Po perorálním příjmu jsou PCB navázané na lipoproteiny distribuovány do celého organismu. Jejich metabolizace je pomalá a produkty jsou eliminovány výkaly a močí.

Pro vodní organismy jsou dnes PCB nebezpečné kvůli chronické toxicitě. Negativně působí na játra, štítnou žlázu, imunitní systém, reprodukční systém, nervovou soustavu. PCB jsou látky, u kterých se předpokládá karcinogenní účinek a indukce oxidativního stresu. Jejich metabolity se mohou vázat na DNA a tvořit takzvané addukty, jsou tedy mutagenní a také potenciálně karcinogenní.

PCB patří mezi často sledované ukazatele kontaminace vodních ploch, patří mezi POPs. Jsou detekovány také ve tkáních ryb.

Odstranění PCB obsažených ve vodě se provádí pomocí katalytické filtrace nebo zneškodněním kalu, na kterém jsou tyto látky navázány.

2.2.2. Perfluorované sloučeniny

Tyto povrchově aktivní látky patří mezi významné perzistentní organické kontaminanty (obvykle patří pod POPs), vykazují bioakumulační potenciál a mají negativní vliv na vodní živočichy. Setkat se s nimi můžeme například v hasicích přístrojích a hydraulických tekutinách, nebo pod názvy Gore-Tex a teflon. Dříve se perfluorované sloučeniny (Perfluoro Compounds – PFC) přidávaly do nátěrů, pesticidů a byly využívány k ošetření řady povrchů.

Do této skupiny patří řada látek, nejsledovanější a zároveň nejvýznamnější jsou ale dva metabolity vznikající během degradace těchto sloučenin, například mikrobiální cestou ve vodním prostředí. Jedná se o kyselinu perfluoroktansulfonovou (PFOS) a kyselinu perfluoroktanovou (PFOA). Další degradace vzniklých metabolitů nebyla za běžných podmínek zaznamenána. Žádná perfluorovaná sloučenina se přirozeně v životním prostředí nevyskytuje, všechny vznikají při průmyslové výrobě. Do vodního prostředí se dostávají při běžném užívání výrobků, které tyto látky obsahují jejich vyplavováním, při jejich syntéze nebo průsakem ze skládek odpadu a ČOV.

Vodní organismy přijímají PFC perorálně, nebo skrze žábry. Tyto látky mají tendenci se kumulovat ve tkáních s vysokým obsahem bílkovin, nikoli v tukové tkáni. Jejich vysoké hladiny pak můžeme zaznamenat v plazmě, kde se váží na albumin, v játrech, ledvinách a ve žluči. Je zajímavé, že poměrně nízké hladiny byly zjištěny například ve svalovině. V tělech živých organismů nedochází k žádné metabolické přeměně, takže jejich část odchází z těla se žlučí nebo močí.

Při zjišťování vlivu PFC na vodní živočichy byla zjištěna jejich schopnost ovlivnit funkci membrán (buněčných i organelových) nebo mitochondriální procesy důležité pro syntézu ATP. Vliv PFC je nejvíce studován u metabolitu PFOS, z důvodu jeho vysoké toxicity. U PFOS byla prokázána hepatotoxocita, embryotoxicita i vývojová toxicita nebo estrogenní účinky.

PFC se mohou adsorbovat na aktivní uhlí, to je jeden z hlavních procesů jejich odstranění z vodního prostředí. V případě jejich vysockých koncentrací v kalu je potřeba tento kal bezpečně zlikvidovat.

2.2.3. Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAH)

Polycyklické aromatické uhlíky (Polycyclic Aromatic Hydrocarbons = PAH) patří mezi významné environmentální polutanty. Jsou to látky lipofilní, odolné vůči degradačním procesům se schopností bioakumulace v životním prostředí. Kromě samotných PAH jsou významné i jejich deriváty. Jejich molekulová struktura je složená z atomů uhlíku a vodíku, přičemž molekula obsahuje dvě a více benzenových jader. Jsou to látky, u kterých se předpokládají karcinogenní, genotoxické a mutagenní vlastnosti (vznikající metabolity mohou tvořit kovalentní vazby s RNA, DNA nebo bílkovinami). Z toxikologického hlediska jsou pro nás důležité především molekuly obsahující dvě až šest benzenových jader. Toxické účinky na vodní organismy byly potvrzeny u 16 sloučenin, které byly označeny jako takzvané „prioritní PAH“ (naftalen, acenaftylen, acenaften, fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, pyren, chrysen, benzo(a)antracen, benzo(b)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(a)pyren, dibenzo(ah)antracen, benzo(ghi)perylen, indeno(1,2.3-cd)pyren).

Do prostředí jsou tyto látky uvolňovány během řady procesů v různých odvětví průmyslu i v domácnostech. Mezi ty patří spalování odpadů, koksárny, metalurgický průmysl, doprava, topení tuhými palivy, grilování nebo uzení potravin. Běžnými jevy, během kterých dochází k syntéze PAH v přírodě, jsou vulkanická činnost nebo požáry. Pokud dojde k uvolnění částic do atmosféry, navážou se na zde obsažené prachové částice a mohou být transportovány na velké vzdálenosti. Spadem, nebo společně se srážkami, opět klesají na zem a do vodních toků a ploch. Odpadní vody, splachy z kontaminovaných ploch i ropné havárie jsou dalšími cestami PAH do vodního prostředí.

Ve vodním prostředí podléhají tyto sloučeniny řadě procesů, například fotooxidaci nebo anaerobní i aerobní bakteriální biotransformaci. Fotolýza je v tomto směru velmi důležitý proces, během kterého mohou vznikat produkty vykazující vyšší toxické i mutagenní vlastnosti než původní látka.

Vzhledem k poměrně nízké rozpustnosti ve vodě dochází ke kumulaci PAH především v sedimentu. Hladiny PAH ve vodních tocích se liší v závislosti na dalších rozpuštěných látkách, zdroji znečištění nebo ročním období a rychlosti degradačních procesů. Vyšší obsah organických částic v sedimentu vede k jejich vyšší bioakumulaci.

Vodní organismy přijímají PAH perorálně rovnou z vody, nebo v případě živočichů hledajících potravu u dna s kontaminovaným sedimentem, skrze žábry nebo povrch těla.

V organismu PAH poměrně rychle podléhají degradaci a následné eliminaci skrze žluč, moč a povrchový sliz. Nejvyšší hladiny metabolitů PAH jsou nalézány ve žluči ve formě konjugátů. Nejčastěji nalézaným metabolitem PAH je 1-Hydroxypyren (1-OHP), který lze využít jako biomarker pro hodnocení kontaminace vodního prostředí PAH.

Kromě zmíněných vlastností mají PAH také embryotoxické vlastnosti a některé zástupce řadíme mezi endokrinní disruptory. Také ovlivňují imunitní systém a biochemické a hematologické ukazatele v plazmě ryb.

Využívá se několik možných způsobů odstranění PAH z vodního prostředí. Chemická oxidace se běžně využívá pro odstranění kontaminantů, které jsou špatně nebo vůbec biologicky odbouratelné a mohly by narušovat některé z procesů v ČOV. Je to tedy jedna z možností využívaných k odstranění PAH. Kromě chemické oxidace lze použít i katalytickou filtraci, která se mimo jiné používá i pro separaci tuhých znečišťujících kontaminantů, nebo k odstranění dioxinů, furanů a polychlorovaných fenolů.

2.2.4. Fenoly

Fenoly jsou látky, které se významně podílí na znečištění vodních toků. Jedná se o aromatické uhlovodíky, které ve své molekule obsahují jednu nebo více hydroxylových skupin (-OH), které jsou vázány na jedno nebo více aromatických jader. Fenoly se dělí podle velikosti molekuly na nízkomolekulární (např. pyrokatechol) a vysokomolekulární (třísloviny) a podle počtu -OH skupin na jednosytné (fenol, krezol) a vícesytné (polyfenoly, pyrokatechol). Nejznámější zástupce této skupiny, fenol, se vyznačuje změnou barvy (na červenou) na světle a přítomností štiplavého zápachu.

V běžném životě se s fenoly setkáváme ve formě alkylfenolů, chlorfenolů a nitrofenolů. Alkylfenoly se využívají například při výrobě čistidel, herbicidů, insekticidů, emulgátorů při výrobě krémů a v řadě dalších odvětví. Chlorfenoly mimo jiné vznikají při chloraci vody a mohou zapříčinit její změněné organoleptických vlastnosti. V pitné vodě se hodnoty fenolů pohybují mezi 0,1 µg/l až 5 µg/l. Jednoduché molekuly jsou poměrně snadno rozložitelné, degradace vysokomolekulárních (polychlorfenol, polynitrofenol) je obtížnější. Legislativa (Nařízení vlády 229/2007 Sb.) stanovuje mezní hodnoty pro vypouštění odpadních vod do vod povrchových na 5 µg/l pro jednosytné fenoly, 0,6 µg/l pro 4-nonylfenol, 0,01 µh/l pro 4-terc-oktylfenol a další limity pro další látky z této skupiny.

Fenoly nacházíme ve vodách povrchových i podzemních, ve vodě dešťové i pitné, také v sedimentech a samozřejmě i v průmyslových odpadních vodách, městských kanalizacích a v okolí skládek. Do životního prostředí se fenoly dostávají především v důsledku lidské činnosti skrze nedokonale vyčištěné vody z ČOV, případně v důsledku průsaku ze skládek do podzemní vody. Do vody se dostanou například při zpracování uhlí, zpracování černouhelného dehtu, z výroby barviv, plastů, výbušnin, syntetických paliv, železa, oceli, farmaceutického průmyslu a řady dalších. Jedná se o součásti léčivých přípravků, jako jsou kloktadla a antiseptické výplachy dutiny ústní, či součást pleťových krémů. Při dlouhodobém styku polyetylenu s vodou dochází k vylouhování derivátů alkylfenolů (použitých jako antioxidanty při výrobě) do vody. Fenoly přírodního charakteru se vyskytují v rostlinách a dřevinách, ze kterých se během rozkladných procesů při tlení mohou uvolňovat a dostat se i do vodního prostředí.

Vodní organismy fenoly přijímají perorálně s potravou, skrze žábry nebo pokožkou. Kontaktně působí fenoly iritaci tkání. Po jejich vstřebání jsou distribuovány do organismu a ukládají se především v tukové tkáni (jsou dobře rozpustné v tucích). U živočichů pak poškozují nervový systém, mají kardiotoxické účinky a ovlivňují sodné kanály v buňkách příčně pruhované svaloviny. Dále jsou některé látky z této skupiny embryotoxické a vykazují xenoestrogenní účinky.

Ve vodě fenoly reagují se slunečním světlem. Podléhají fotooxidaci díky peroxylovým radikálům vzniklým fotochemickou cestou (sluneční svit). Zvyšující se salinita vody tuto reakci zpomaluje, naopak zvýšená hladina organických látek reakci akceleruje.

V ČOV se k odstranění fenolů z vody využívá ozonifikace, peroxid vodíku nebo adsorpce na porézní materiály, membránová separace, katalytická filtrace a další metody. Byla prokázána i jejich bakteriální degradace pomocí *Pseudomonas sp*., nebo působením řasy *Ochromonas danica*.

2.3. Průmyslové znečištění

2.3.1. Kovy

Převážně antropogenní činností (průmysl, zemědělství), ale i přirozenou cestou z podloží, se kovy uvolňují do vodního prostředí. V prostředí nepodléhají rozkladu, kumulují se a jsou součástí potravního řetězce. Mikroorganismy mohou některé zástupce metabolizovat na organické formy, které pak na ostatní vodní živočichy působí toxicky. Na chování jednotlivých kovů ve vodním prostředí má vliv pH, jejich vazba na další molekuly a forma výskytu. Rozpustné formy jsou pro organismy dostupnější, a tedy toxičtější, než formy nerozpustné.

Pro odstranění kovů a těžkých kovů se využívá chemické srážení, iontová výměna, flotace, adsorpce nebo elektrochemické odstraňování. Nejrozšířenější je chemické srážení, kdy se jako srážedla používá vápno a vápenec (nízká cena, snadná dostupnost, jednoduchost procesu). Nevýhodou srážecí metody je její časová náročnost a velká spotřeba chemikálií.

Měď

Měď funguje v těle jako kofaktor řady reakcí (je součástí superoxiddismutázy, ceruloplasminu), je nezbytná pro buněčné dýchání (součást cytochrom c oxidázy) a řadu dalších reakcí. Do vody se může dostat při neodborné aplikaci algicidních přípravků obsahujících měď, při zpracování kovů, nebo z ochranných nátěrů a měděného potrubí. Měď je také hojně využívaná jako účinná látka v řadě fungicidních přípravků (Badge WG, Curenox 50, Flowbrix, aj.), z nichž je nejznámější asi Kuprikol 50. Tomu ale k 1.1.2020 vypršela platnost registrace v ČR, na trh se nesmí uvádět od 1.7.2020 a k 1.7.2021 končí povolení jeho aplikace. Mezi přírodní zdroje kontaminace prostředí mědí řadíme sopky, rozpadající se vegetaci a také lesní požáry. Se vzrůstajícím organickým a anorganickým znečištěním vody klesá biodostupnost mědi pro vodní organismy, jelikož měď se na tyto látky váže. Její toxicitu ovlivňuje hodnota pH (vyšší pH snižuje její rozpustnost), tvrdost vody, i koncentrace Na^+. Při perorálním příjmu dochází k její kumulaci v organismu a poruše trávicích procesů. Ve tkáních pak iniciuje tvorbu volných radikálů. Má i negativní vliv na imunitní systém ryb. Při působení mědi na řasy a cyanobakterie dochází k narušení jejich buněčných membrán a

fotosyntézy. Negativní účinky rostou společně s dobou jejího působení na organismy. Kontaminace pitné vody není dnes častá. Přesto, že se vodovodní potrubí místy buduje z mědi, bylo prokázáno, že i při užívání měděného potrubí po nějaké době jeho používání koncentrace mědi v pitné vodě klesá. Vyšší hladiny voda může vykazovat v období, kdy není delší dobu odpouštěna a je tak vystavena působení kovu po delší dobu. To se týká hlavně nového potrubí, starší má již na svém povrchu ochrannou vrstvu hydroxid-uhličitanů. Měď již při koncentraci 0,1 mg/l negativně ovlivňuje organoleptické vlastnosti vody. Při její koncentraci 1-5 mg/l může zapříčinit šedomodré zbarvení zařízení a prádla, chuť je kovová a hořká. Limitní hodnoty odpadních vod vypouštěných z vybraných průmyslových a zemědělských podniků jsou v rozmezí 0,3 – 1 mg/l. V pitné vodě se obvykle vyskytuje 5 µg/l u povrchových a 10 µg/l u podzemních zdrojů. Limitní hodnoty mědi v pitné vodě jsou 1000 µg/l.

Zinek

Zinek je esenciální prvek potřebný v organismech pro celou řadu procesů. Ve vodě se vyskytuje běžně díky vyplavování z hornin a sedimentů. Větší množství se může do vodního prostředí dostat v průmyslových oblastech (úpravny kovů, těžba zinkových rud, zpracování neželezných rud), při spalování fosilních paliv, z potrubí, případně při rozpouštěný pozinkovaných kovů (okapy, plechy) v důsledku působení CO_2 (ve spolupráci s rozpuštěným kyslíkem a tvrdostí vody). Ve vodních organismech se kumuluje a poškozuje žaberní epitel, v důsledku čehož dochází k dušení ryb. Dále narušuje iontovou regulaci a inhibuje absorpci vápníku. Ve vodě může být zinek ve formě Zn^{2+} nebo může tvořit komplexy s jinými organickými a anorganickými látkami. Nebyly zjištěny negativní účinky na zdraví lidí při konzumaci vody obsahující zinek. Jeho vyšší hladiny negativně ovlivňují chuť vody a při jejím vařením se na povrchu tvoří uhličitan zinečnatý. Vzhledem k jeho toxicitě pro vodní organismy byl stanoven limit pro odpadní vody vypouštěné z průmyslových a zemědělských podniků a to na 0,5 – 3 mg/l. V podzemních vodách jsou jeho běžné hladiny 5 – 200 µg/l.

Železo

Přirozeně se železo do vody dostává z podloží. S jeho vysokými koncentracemi se můžeme setkat v oblastech výskytu důlní a průmyslové odpadní vody, nebo při jeho uvolňování z vodovodního potrubí. Množství železa rozpuštěného ve vodě závisí na řadě faktorů. Ve formě nerozpustných solí se železo nachází v okysličené vodě, není tedy volně dostupné pro vodní organismy a nepůsobí na ně toxicky. Naopak ve vodě s vyšším obsahem oxidu uhličitého jeho rozpustnost, a tedy i toxicita, roste. Na jeho rozpustnost má vliv také pH vody. U ryb vystavených vyšším koncentracím Fe dochází k poškození epitelu žaber. Díky vazbě na fytoplankton a zooplankton vstupuje do potravního řetězce ryb. U těch pak snižuje aktivitu detoxikačního enzymu etoxyresorufin-O-deetyláza (EROD), který se podílí na biotransformaci xenobiotik v organismu. S přímou aplikací železa (chloridu železitého) do vodního prostředí se můžeme setkat v přípravcích využívaných v boji s eutrofizací vod.

Hliník

Hliník je kov, jehož rozpustnost je ovlivněna pH, koncentrací vápníku a tvrdostí vody. V pH neutrálních hodnotách je jeho rozpustnost minimální, což vysvětluje jeho nízké koncentrace ve vodě. Zdrojem hliníku ve vodě jsou odpadní vody z průmyslu

zpracovávajícího tento kov, z výroben papíru a barviv. Dalším zdrojem kontaminace jsou havarijní úniky kalu z úpraven pitné vody, nebo cementových směsí. Sloučeniny obsahující hliník se aplikují do eutrofizovaných vod, kde ionty hliníku, stejně jako ionty železa, tvoří komplexy s fosforem a následně klesají ke dnu. V kyselých vodách se hliník váže na povrchu žaber ryb, dochází k jejich poškození a v důsledku toho ke snížené schopnosti okysličení organismu. Toxicky na vodní organismy hliník působí při pH jiném než 6 - 9.

Mangan

Mangan je v přírodě běžně se vyskytující kov. Do vody se louhuje z půd, dnových sedimentů, nebo z odumřelých rostlin. Průmyslové odpadní vody ze zpracoven rud, metalurgie nebo chemického průmyslu pak patří mezi antropogenní zdroje manganu v přírodě. Ve vodě se vyskytuje ve volné formě Mn^{2+}, nebo může tvořit komplexy. V bezkyslíkatém prostředí (podzemní voda) je mangan ve formě Mn^{2+}. Ve vodě povrchové je oxidován a tvoří oxidy vyšších oxidačních stupňů. Jedná se o prvek důležitý pro rostliny i živočichy. Jeho nadbytek ovlivňuje negativně organoleptické vlastnosti vody (zažloutlé prádlo). Jeho vyšší koncentrace jsou často doprovázeny vyššími koncentracemi železa. V pitné vodě jsou pro mangan stanoveny limity na 0,05 mg/l. Odpadní voda z průmyslových zařízení musí splňovat limit < 1 mg/l.

2.3.2. Těžké kovy

Do této skupiny řadíme všechny kovy jejichž hustota je vyšší než 4500 kg/m^3, tedy vyšší, než je hustota železa. Část těchto kovů zároveň řadíme do skupiny biogenních prvků, kam patří například Zn, Cu, Cr nebo Co (i ty mají při vysokých koncentrací toxické účinky). Mezi nebiogenní těžké kovy řadíme například Hg, Cd, As, nebo Pb, což jsou kovy, které toxicky působí už při minimálních koncentracích. Navíc jsou schopny kumulace v potravním řetězci. Specifikem těchto látek je nemožnost jejich degradace přirozenou nebo antropogenní cestou. Zdrojem vstupu těchto látek do vodního prostředí jsou průmyslové odpadní vody ze strojírenství, hutnictví a elektroniky. Přirozeně se tyto látky do vody vymývají z podloží.

Těžké kovy znehodnocují kal v ČOV, především pokud je kal následně po úpravě využíván ke hnojení nebo kompostování. Je proto nutné jejich hladinu ve vodě snížit dříve, než se dostanou vodou do ČOV, ideálně tedy ve zdroji znečištění.

Rtuť

Nejtoxičtějším zástupcem těžkých kovů je rtuť. Je to kov, který má karcinogenní, genotoxické, fytotoxické a teratogenní účinky, dále může působit jako endokrinní disruptor. Rtuť se v přírodě vyskytuje ve třech stavech. V kovovém stavu, ve stavu anorganických iontů a v organické formě. V přírodě se nejčastěji setkáme s některou z anorganických forem - $HgCl_2$, $Hg(OH)_2$, z organických pak s metylrtutí. Přirozenými zdroji rtuti v ekosystému jsou výpary ze sopečné činnosti nebo ze rtuťných rud. Hlavním antropogenním zdrojem kontaminace je spalování fosilních paliv. Dále to je těžba a zpracování rtuti, průmysl a další. Dříve se využívala i v zemědělství. Rtuť se také využívá v amalgámových zubních výplních, dříve jako laxativum, antiparazitikum nebo fungicid při moření obilí. Koloběh rtuti v přírodě zahrnuje průmysl, atmosféru, půdu, vodu, fytoplankton, zooplankton, ryby a člověka. Celosvětově je koncentrace rtuti ve vodě asi 1–50 ng/l, kdy je rtuť přítomna hlavně ve formě

anorganických sloučenin. Nebezpečná je přítomnost metylrtuti. Ta vzniká metylací rtuti ve vodním prostředí, tento proces je reverzibilní.

Metylrtuť vzniká především biotickou cestou, kdy bakterie za anaerobních podmínek v sedimentu i ve vodním sloupci metylují anorganické formy rtuti. Ta se následně kumuluje v tělech ryb. Více než 90% rtuti obsažené v rybách je ve formě metylrtuti. Anorganická rtuť se v potravním řetězci nekumuluje.

Minamata disease, neboli Minamatská choroba, je neurologické onemocnění způsobené otravou rtutí. Svůj název dostala podle zátoky Minamata v Japonsku, kde byla koncem 50. let 20. století pozorován a popsán její velký výskyt. Chemická továrna zde vypouštěla do povrchové vody odpadní vodu s obsahem anorganické rtuti, která byla mikroorganismy přeměněna na metylrtuť. Ta se kumulovala v rybách, hlavním zdroji obživy místních obyvatel. U nich se otrava metylrtutí projevila neurologickými příznaky konzumentů i jejich potomků. V České republice je nejvyšší kontaminace rtutí vodní nádrž Skalka. Nedoporučuje se konzumace ryb zde chovaných z důvodu hrozících zdravotních rizik.

Toxicita rtuti stoupá se zvyšující se teplotou vody, s její snižující se salinitou a také při přítomnosti dalších kovů. Při jejím sledování ve vodním prostředí se obvykle stanovuje celkový obsah rtuti a až následně se takzvanou speciační analýzou určují jednotlivé formy. Většina rtuti v životním prostředí je uložena v mořských sedimentech, ve vodě jí je, v porovnání se sedimenty, minimum.

Ryby přijímají rtuť perorálně a skrze žábry. Rtuť se pak kumuluje ve svalovině případně v játrech. V těle rtuť ovlivňuje řadu pochodů a může přecházet přes bariéry v těle (hematoencefalická). Metylrtuť v organismu inhibuje proteinovou syntézu a odstranění glutamátu z mezibuněčného prostoru. To vede ke zvýšení koncentrace intracelulárního vápníku. Dále ovlivňuje červenou krevní řadu a může způsobit řadu histopatologických změn na orgánech u ryb. Indukuje oxidativní stres a řadu dalších procesů.

Kadmium

Kadmium je teratogenní, karcinogenní a potenciálně mutagenní prvek. V organismu indukuje oxidativní stres.

Kadmium je do životního prostředí uvolňováno ze spaloven komunálního odpadu, z průmyslových odpadních vod a při průmyslovém zpracování kovů. Přirozeně do vodního prostředí vstupuje z podloží jeho vymýváním a zvětráváním. Ve vodě je většinou ve formě komplexů. Určité sloučeniny (sulfid kademnatý) mají velmi nízkou rozpustnost a ukládají se v sedimentu, což přispívá k jeho depozici a akumulaci v prostředí, stejně jako práce mikroorganismů. Jeho následná biodostupnost pro vodní živočichy je ovlivněna řadou faktorů (pH, tvrdost vody, alkalita, teplota, druh, velikost a věk ryb), například jeho příjem vodními živočichy společně s jeho toxicitou se, se zvyšující se teplotou a snižujícím, pH snižují. Bezobratlí živočichové jsou k působení kadmia citlivější než obratlovci. U ryb kadmium způsobuje hematologické a biochemické změny, změny chování, poruchy vývoje embryí a řadu dalších symptomů. Kadmium má schopnost kumulace ve vodních živočiších, ale nedochází k jeho biomagnifikaci skrze potravní řetězec. Většina perorálně přijatého kadmia je z organismu vyloučena, což může ale trvat i několik desítek let. Přijaté kadmium v organismu nepodléhá metabolickým přeměnám. U ryb je kadmium absorbováno především skrze žábry.

U lidí nedochází k pouze k příjmu kadmia skrze vodu a potravu, ale také inhalací jeho částic obsažených ve vzduchu. U lidí pozorujeme v důsledku interference s parathormonem vznik osteoporózy a osteomalacie. V Japonsku byla během 60. let 20. století popsána otrava kadmiem u obyvatel, tato nemoc byla pojmenována Itai-itai a u tamních obyvatel vznikla jako důsledek kontaminace rýže z rýžových polí zavlažovaných odpadní vodou s obsahem kadmia. Kromě kostry má kadmium negativní vliv na celou řadu dalších orgánů (ledviny, srdce, plíce, varlata, placenta, CNS).

Olovo

S olovem se v přírodě nejčastěji setkáme v rudách, například v galenitu (PbS), v malém množství se uvolňuje při vulkanické činnosti. Z antropogenních zdrojů kontaminace se olovo uvolňuje při těžbě a zpracování rud, zpracování plastů a výrobě elektrobaterií. Dnes je již omezeno přidávání olova do pohonných hmot, stejně tak je zakázáno jeho užití v barvách nebo vodovodním potrubí. U lidí je největší riziko otravy skrze potravu a vzduch, u vodních živočichů pak z jejich prostředí.

Ve vodě tvoří olovo málo rozpustné soli, v anaerobních podmínkách mohou mikroorganismy tvořit těkavé tetraetylolovo. Přes schopnost olova kumulace ve vodních organismech u něj nebyla zjištěna schopnost biomagnifikace v potravním řetězci. Toxické působení olova na vodní organismy je ovlivněno pH, tvrdostí vody, formou olova, a dalšími faktory. Se snižující se tvrdostí vody jeho toxicita stoupá. V těle se olovo ukládá především v kostech, játrech a ledvinách. Podobně jako kadmium působí olovo jako antagonista vápníku (z potravy je absorbován vápenatými kanály, kterými se tedy nemůže absorbovat vápník), způsobuje anémii, negativně působí na CNS a u ryb snižuje líhnivost jiker.

Arsen

Těžba, zpracování kovů, aplikace pesticidů (v zahraničí) a spalování uhlí a odpadů, to vše jsou antropogenní zdroje kontaminace prostředí arsenem. Mezi přírodní zdroje řadíme vulkanickou činnost a erozi hornin, ale ve srovnání s lidskou činností jsou tyto dvě složky minoritní. Ve vodním prostředí arsen podléhá řadě biotransformací (pomocí mikroorganismů), které ovlivňují jeho formy výskytu a samy jsou ovlivňovány řadou parametrů vody. Ve vodě a sedimentu převažují organické sloučeniny. Například ve vodách obsahujících síru (geotermální prameny) nacházíme sloučeniny arsenu a síry. Nejčastěji se setkáme s trojmocnou a pětimocnou formou anorganického arsenu, kdy trojmocná forma je pro živočichy mnohonásobně toxičtější. Anorganické formy vykazují vyšší toxicitu než formy organické. V tělech ryb se anorganický arzen ukládá v měkkých tkáních, tedy ve svalovině, a jeho pětimocná forma i v kostech.

Bakterie podílející se na biotransformacích arsenu jsou schopny arsen kumulovat v tělech, jeho vstup do potravního řetězce touto cestou ale nebyl zaznamenán. Vodní organismy jsou vstupu arsenu do těla vystaveny skrze vodu, potravu, žábry a kůži. V těle pak arsen inhibuje řadu enzymů (např. antioxidační enzymy glutationperoxidáza, superoxiddismutáza, kataláza) což vede k buněčnému poškození. Ovlivňuje genovou expresi, snižuje produkci ATP, způsobuje poškození jater, ledvin a reprodukčních orgánů a vyvolává morfologické poruchy.

2.3.3. Kyanidy

Kyanidy se do vodního prostředí dostávají především v důsledku antropogenní činnosti. Jejich přítomnost značí kontaminaci vody kaly a průmyslovými odpadními vodami (v metalurgii zlata a stříbra, úpravy kovů, zpracování uhlí, hnojiv, aj.). Hexakyanoželeznaté sloučeniny jsou přidávány do posypové soli jako protispékací přísady. Stopové množství produkují i rostliny, některé bakterie a řasy.

Limity pro koncentraci kyanidů v odpadních vodách jsou 0,1 mg/l. Tyto látky jsou toxické ve formě iontů CN^- volně rozpuštěných, nebo vázaných ve sloučeninách, ze kterých se mohou poměrně snadno uvolnit. pH vody ovlivňuje formu výskytu kyanidů. Při pH <7 převládá nedisociovaný stav molekuly (HCN), při pH >9,2 převládá aniont CN^-.

V organismu kyanidy ovlivňují pochody, kterých se účastní kovy, například Fe^{3+}, a inhibují mitochondriální procesy (hlavně cytochrom oxidázu), takže kyslík nemůže vstupovat do buněk a nemůže probíhat aerobní syntéza ATP. Z důvodů anaerobních podmínek se z glukózy tvoří laktát a v organismu se rozvíjí metabolická acidóza. Kyanidy blokují řadu dalších enzymů (adenosintrifosfatázu, peroxidázy, katalázy, aj.).

Kyanidy mají schopnost tvořit komplexy s řadou prvků, například s Co^{3+} nebo Au^{3+}. V ČOV může dojít při snížení pH vody <4 k uvolnění toxického plynného HCN, který mimo jiné i dráždí dýchací cesty pracovníků.

Detoxikace odpadních vod s obsahem kyanidů se v ČOV provádí běžně oxidací chlorem v alkalickém prostředí. Tím jsou jednoduché kyanidy převedeny na méně toxické kyanatany. K jejich odstranění lze využít také odvětrávání, UV záření, ozonizaci, nebo elektrolytický rozklad.

2.3.4. Chlor

Chlor je opět látka, která se z převážné většiny do vody dostává důsledkem antropogenní činnosti. Vyskytuje se v řadě forem (chloridy, elementární chlor, chloramin, kyselina chlorná), přičemž jednotlivé formy se liší svou toxicitou. Hodnota pH ovlivňuje rozpustnost chloru ve vodě. Ve vodě s vyšším pH se chlor rozpouští lépe. Rozpuštěním chloru ve vodě vzniká takzvaná chlorová voda.

Chlor v odtocích z úpraven vody, takzvaný zbytkový aktivní chlor, zabezpečuje hygienickou kvalitu a bezpečnost vody. Jeho vyšší koncentrace ale významně ovlivňují její pach a chuť. Zajímavostí je to, že se snižující se hodnotou pH klesá i prahová koncentrace jeho chuti a pachu. Legislativně je limitní hodnota volného chloru po úpravě pitné vody stanovena na 0,3 mg/l. Při chloraci vody může chlor reagovat s řadou organických látek rozpuštěných ve vodě za vzniku organochlorových sloučenin. Ty mohou působit toxicky na vodní organismy už při nízkých koncentracích.

ClO_2, oxid chloričitý, je využíván jako dezinfekční činidlo při úpravě vody. Tato látka je poměrně stálá a řadí se mezi silná oxidační činidla. V kyselém i zásaditém prostředí se redukuje přes chloritany na chloridy. Vznikající chloritany jsou toxické (vznik methemoglobinemie) a jejich hladiny v pitné vodě nesmí překročit 200 µg/l. V některých detergentech se můžeme setkat s chlorečnany v množství desítek až stovek mg/kg. Vyšší hladiny chloristanů (80 µg/l) ve vodě můžeme zaznamenat v povrchových vodách v místech a období vyššího výskytu ohňostrojů. Chemicky jsou chloristany redukovány na chloridy, přičemž u nich byl prokázán vliv na produkci hormonů a určité metabolické procesy v těle.

Dalším místem vstupu chloru a jeho sloučenin do vodního prostředí jsou například odpadní vody z textilního a papírenského průmyslu, kde se aktivní chlor využívá k bělení celulózy. Během tohoto procesu mohou vznikat i chlorované sloučeniny (například dibenzodioxiny a dibenzofurany), které mají velkou schopnost bioakumulace v prostředí a organismech, kde působí toxicky.

U ryb chlor způsobuje poškození kůže a žaberního epitelu (edémy, dermatitidy, zvýšení produkce hlenu). Po absorpci chloru do organismu je ovlivněn především nervový systém. Chlor se navazuje na -SH skupiny enzymů (jejich aminokyselin) čímž dochází k jejich nefunkčnosti.

Se záměrnou aplikací chloru do vody se můžeme setkat při léčebných koupelích a dezinfekci rybí osádky. Při nesprávné aplikaci nebo neadekvátní dávce hrozí i náhlý úhyn ryb.

2.3.5. Ropné produkty

Ropa je tvořena organickými sloučeninami, přičemž největší podíl zde mají uhlovodíky. Kontaminaci vodního prostředí polycyklickými aromatickými uhlovodíky (PAH) má ve většině případů na svědomí právě ona. Zdrojem znečištění vody ropnými produkty může být petrochemický průmysl, strojírenský průmysl, autoopravny, splachy ze silnic nebo havarijní úniky z vozidel a lodí. Únik ropy do vodního prostředí má za následek dlouhodobé a zásadní poškození vodního ekosystému.

Ropa uvolněná do vodního ekosystému utvoří na klidné hladině nepropustnou vrstvu. Tím zamezí okysličování vody. U tekoucích vod se tvoří emulze, která pak kontaktně působí na vodní organismy, např. zanášením žaber a následným dušením. Ryby vystavené účinkům ropných produktů vykazují změny biochemických, hematologických i reprodukčních ukazatelů. Dále imunosupresi a změny dechové a srdeční frekvence. Mladší jedinci jsou k jejich působení náchylnější (jikry hynou nebo se u nich vyskytují vývojové abnormality). Naftenové kyseliny (jedna ze složek ropy) u ryb působí jako nervové jedy. Nebezpečí je i pro vodní ptactvo, jejichž peří po kontaktu s ropnými produkty ztratí integritu a termoizolační schopnosti. Mimo jiné ptáci ve snaze očistit si peří ropu i konzumují.

Toxicita ropných produktů pro jednotlivé vodní organismy je rozdílná. Již krátkodobé působení lehkých (ropa, benzín) i těžkých (oleje) frakcí může způsobit úhyn, přičemž lehké frakce jsou toxičtější než frakce těžké. Kromě přímého toxického účinku na vodní organismy zhoršují tyto látky senzorické vlastnosti masa ryb, a to už při jejich koncentracích 0,02 – 0,1 mg/l. Pro odstranění změn je třeba ryby ponechat několik týdnů v čisté vodě. Navíc jsou ropné látky odbourávány pomalu a kumulují se v sedimentech i v rybách. Tím dochází ke kontaminaci potravního řetězce.

2.4. Léčiva

Ve vodním prostředí můžeme detekovat řadu látek užívaných při kauzální nebo preventivní terapii a to v medicíně humánní i veterinární. Do vody se tyto látky dostávají po terapii, kdy jsou z organismu vyloučeny, a přes ČOV, jejichž metody nejsou 100% účinné v jejich odstranění, se dostávají do povrchové vody. Nespotřebované přípravky se mohou dostat i na skládku odpadů, odkud mohou kontaminovat povrchové vody. Dalším zdrojem kontaminace prostředí může být kal z ČOV, obsahující rezidua léčiv, aplikovaný na pole jako hnojivo. Zdrojem reziduí a metabolitů léčiv může být i trus hospodářských zvířat využívaný ke hnojení zemědělských půd.

Během posledních let se spotřeba léčiv zvyšuje a v některých případech dochází k jejich nadměrnému až zbytečnému používání. Mezi nejčastější kontaminanty povrchových vod v ČR patří nesteroidní antiflogistika, antibiotika a chemoterapeutika, antiparazitika, anestetika, hormony a psychoaktivní látky. Hladiny kontaminantů se liší v závislosti na jejich vlastnostech, průtoku daného toku, spotřebě léčiv v dané oblasti atd.

Ačkoliv není v odstranění léčiv účinnost ČOV na sto procentech, jsou tato zařízení schopna rapidně snížit jejich obsah ve vypouštěné vodě. Bohužel existují i taková léčiva (trimethoprim), na které čistící procesy nemají prakticky žádný vliv. Mezi hlavní degradační procesy terapeutik ve vodě patří fotodegradace, biodegradace, filtrace a sorpce na aktivní kal.

2.4.1. Antibiotika

Antibiotika jsou společně s chemoterapeutiky látky využívané při antimikrobiální léčbě. Jejich zdrojem ve vodním prostředí je moč a trus lidí a zvířat, u kterých byly aplikovány v rámci terapie. Z těla mohou být vyloučeny buď v nezměněné podobě, nebo ve formě metabolitů. Užívání antimikrobiálních látek v posledních letech stoupá, to tedy vede i ke zvyšování zatížení životního prostředí. Mikroorganismy se těmto látkám přizpůsobují a vznikají nebezpečné rezistentní kmeny. V rámci terapie jsou schválené antibiotické přípravky aplikovány rybám přímo do vody jako součást krmných směsí. Stejně jako u řady dalších látek, i zde může dojít ke kontaminaci prostředí důsledkem průsaku ze skládek odpadů, nebo v důsledku hnojení zemědělských ploch kaly z ČOV obsahujících jejich rezidua.

Koncentrace antibiotik ve vodním sloupci a v sedimentu závisí z velké části na vlastnostech konkrétní dávky, v menší míře pak také na fyzikálně-chemických parametrech vody. Sulfonamidy například nalezneme spíše ve vodním sloupci, kdežto tetracykliny se kumulují v sedimentu.

Řasy a sinice jsou k působení nízkých dávek, tedy chronické toxicitě, antibiotických látek citlivé. Ovlivňují u nich řadu metabolických procesů a u řas je zde i riziko snížení jejich počtu, což může negativně ovlivnit řadu dalších vodních živočichů, kteří fytoplankton využívají jako hlavní zdroj potravy. Nebyl zaznamenán závažnější vliv nízkých dávek antibiotik na běžnou rybí populaci, ani rezidua v rybí tkáni. Citlivost k působení jejich environmentálních koncentrací byla ale zjištěna u mladých vývojových stádií. U embryí byly pozorovány morfologické změny (deformity, otoky).

Účinnost ČOV při odstraňování antibiotik závisí na řadě faktorů, především pak na konkrétní účinné látce. V některých případech jsou ČOV až 100% účinné (oxytetracyklin, tetracyklin), někdy ale bohužel ne. Například u trimetoprimu byl zaznamenán minimální účinek.

2.4.2. Nesteroidní antiflogistika (NSAIDs)

NSAIDs jsou látky aplikované v rámci terapie zánětu, bolesti, nebo ke zmírnění horečky. Nejznámějšími zástupci této skupiny jsou ibuprofen, diklofenak nebo ketoprofen.

Bylo zjištěno, že ryby reagují na NSAIDs podobně jako savci. U některých látek je například jejich environmentální koncentrace dostačující k tomu, aby byly rybami přijaty do těla a projevily se jejich negativní účinky. Chronické vystavení environmentálním koncentracím NSAIDs snižuje množství zooplanktonu ve vodě, reprodukční schopnosti ryb, poškozuje ledviny a játra a u raných stádií ryb může způsobit i těžké vývojové vady.

Účinnost ČOV při odstraňování NSAID z vodního prostředí závisí na konkrétní použité metodě. U diklofenaku je to 0 – 90 % a u ibuprofenu pak 25 – 72 %. Povrchová voda je ke kontaminaci samozřejmě náchylnější než voda podzemní. Hladiny NSAID jsou průběžně monitorovány, byly zaznamenány i stopové koncentrace některých z nich (ibuprofen, diklofenak) v pitné vodě. V sedimentu jsou tyto látky zachytávány také, ačkoliv k této matrici mají poměrně nízkou afinitu. Uvažuje se o schopnosti kumulace těchto látek v rybích tkáních, tato teorie ale zatím nebyla potvrzena.

2.4.3. Psychoaktivní látky

Jedná se o skupinu látek, která působí především na centrální nervovou soustavu (modulují funkce neurotransmiterů – snížení jejich zpětného vychytávání, jejich zvýšené uvolňování, apod.). Vyznačují se také tím, že na nich vzniká psychická i fyzická závislost. Z léčiv patřících mezi psychoaktivní látky se jedná o morfin, využívaný jako analgetikum, některá sedativa (barbituráty, benzodiazepiny), antidepresiva (fluoxetin) a řadu dalších. Do této skupiny látek se dále neřadí jen nelegálně užívané látky (LSD, kokain, amfetaminy), ale i substance, se kterými přicházíme denně do styku. Řeč je například o nikotinu nebo kofeinu, legálními zástupci psychoaktivních látek. Obecně můžeme psychoaktivní látky rozdělit podle jejich účinku na stimulační, nebo útlumové.

Nevýhodou těchto látek je to, že i po vstupu do vodního prostředí jsou stále aktivní a ČOV, jako u řady dalších látek, nejsou schopny je zcela účinně z vody odstranit. Účinnost ČOV při odstranění kokainu a morfinu je asi 72 – 100%, u metabolitu THC už vidíme velké rozpětí, 11 – 99% a například u extáze je účinnost ČOV pouze 44 – 57 %. U některých látek může dokonce na odtoku z ČOV zaznamenat jejich vyšší hladiny než na přítoku. Dochází k tomu z důvodu jejich dekonjugace bakteriemi, tedy z neaktivních metabolitů se opět stává aktivní substance. Odpadní vody jsou tedy hlavním zdrojem kontaminace životního prostředí těmito látkami.

Fytoplankton, zooplankton i ryby, ti všichni jsou vnímaví k účinkům psychoaktivních látek, které v těle podléhají metabolizaci a následné eliminaci. U některých zástupců může dojít i ke kumulaci v tukové tkáni. Ryby vystavené psychoaktivním látkám vykazují změny chování (agresivita, reakce na predátory, vyhledávání potravy, reprodukční chování, aj.), narušení funkce endokrinního a imunitního systému a u některých ryb byly zjištěny i změny genové exprese.

Látky tohoto typu podléhají řadě rozkladných procesů, například fotolýze, biodegradaci nebo fotodegradaci. Můžeme také očekávat, že jejich nejvyšší hladiny budou v oblastech větších měst a oblastí (například nemocnice, festivaly), kde se očekává jejich větší užívání.

2.4.4. Hormony

Tato skupina látek steroidní povahy zahrnuje hormony uvolňované do prostředí přirozeně (produkty endokrinních žláz) i ty, které jsou z organismů vyloučeny po terapii (preventivní i kauzální) močí nebo trusem. Významnou podskupinou jsou samičí (estrogeny) a samčí (androgeny) pohlavní hormony. Mezi přirozené samičí estrogeny patří například estron nebo estradiol, zástupce androgenů je testosteron. Významným syntetickým hormonem, kontaminujícím vodní plochy, je 17α-ethinylestradiol, který je účinnou látkou v řadě antikoncepčních přípravků. Z těla jsou tyto látky eliminovány a společně s odpadní vodou se

dostávají do ČOV, jejichž účinnost v odstranění hormonálních látek je závislá na konkrétním typu látky, technologii ČOV a parametrech vody. Hormonální látky se mohou kumulovat v čistírenském kalu, hrozí tedy nebezpečí kontaminace zemědělských ploch, pokud je kal použit k jejich hnojení.

Ryby přijímají hormony rozpuštěné ve vodě všemi dostupnými cestami (s potravou, skrze žábra i skrze kůži). V jejich tělech pak působí jako endokrinní disruptory, tedy narušují činnost žláz s vnitřní sekrecí, což vede k narušení reprodukčního cyklu. U samců dochází k feminizaci, abnormálnímu vývoji pohlavních orgánů, histologickým změnám ve tkáni varlat až sterilitě, indukci syntézy vitellogeninu a změnám v krevním obrazu. Syntéza vitellogeninu u samců se používá jako hlavní marker při zjišťování výskytu endokrinních látek ve vodním prostředí.

V organismu tyto látky podléhají metabolizaci a poté jsou vyloučeny v neaktivní formě jako konjugáty. Konjugáty nejsou nijak nebezpečné do doby, kdy jsou působením mikroorganismů (volně přítomných ve vodě, nebo v ČOV) rozštěpeny a uvolněný steroid je opět účinný.

Estrogenní látky bývají detekovány v povrchové i podzemní vodě, ve vzorcích vod odebraných nad i pod ČOV. Mají afinitu k sedimentu, ve kterém se kumulují. Ačkoliv jsou lipofilní, tak mají poměrně krátký poločas rozpadu a v rybách proto nestanovujeme konkrétní polutanty, ale biochemické markery, značící reakci organismů na přítomnost těchto látek ve vodním prostředí.

2.5. Personal care products

Personal care products (PCPs) je skupina produktů určených k péči o lidské tělo. Patří sem mycí prostředky, krémy, přípravky pro dentální hygienu ale například i zkrášlující kosmetika, eventuálně látky, které se uvolňují z (nejen) jejich plastových obalů. V následujících kapitolách bude uvedeno několik zástupců látek vyskytujících se v těchto produktech, které mohou přecházet do vodního prostředí, kumulovat se v rozličných matricích a ovlivňovat vodní organismy.

2.5.1. Triclosan

Triclosan (5-chloro-2-(2,4-dichlorofenoxy)fenol) je látka s antibakteriálním účinkem, přidávaná do řady kosmetických produktů (mýdla, zubní pasty, antiperspiranty). Jeho antibakteriální účinky se využívají déle jak třicet let. Pro bakterie i řasy je tato látka vysoce toxická. U bakterií vystavených působení triclosanu dochází k inhibici syntézy masných kyselin (důsledkem inhibice enzymu enoyl-acyl carrier protein reduktáza = ENR). U řas se předpokládá poškození jejich fotosyntetického aparátu, tedy snížení fotosyntetické aktivity. Byla také prokázána jeho schopnost způsobit iritaci pokožky nebo alergickou reakci u vodních organismů. Ve vodním prostředí podléhá triclosan částečně fotodegradaci.

Po použití přípravků obsahujících triclosan se tato látka dostává společně s odpadní vodou do ČOV. Ty mají 90% účinnost v jeho odstranění, přičemž 40-60 % ze zmíněného množství zajišťuje biodegradace, zbytek pak sorpce na kal. Částečně triclosan podléhá metabolické přeměně za vzniku metabolitů, například triclosan-metylu. Stejně jako triclosan, i triclosan-metyl je lipofilní a kumuluje se ve tkáních ryb.

Bioakumulace triclosanu byla prokázána v povrchových vodách, sedimentech i rybích tkáních. U obratlovců triclosan v těle interferuje s thyroidními hormony, indukuje oxidativní stres a změny aktivit antioxidačních enzymů. Nestabilní a vysoce reaktivní formy kyslíku pak oxidují řadu biomolekul, poškozují funkci buněk a mohou vést až ke smrti organismu. Triclosan ale zároveň v organismu indukuje zvýšení syntézy glutationu, který v organismu funguje jako antioxidant.

Studie také prokázaly, že tato látka může ovlivnit chování ryb a jejich plovací pohyby (v důsledku poklesu aktivity acetylcholinesterázy a hromadění acetylcholinu na synapsích) i jejich agresivitu.

2.5.2. Syntetické musk sloučeniny

Musk sloučeniny jsou syntetické látky, které se ve vodě rozkládají jen pomalu Jedná se o syntetické analogy pižma, které se ve velkém množství využívají jako vonné složky kosmetických (parfémy, krémy, šampóny) a čisticích prostředků (prací prášky, prostředky na mytí nádobí aj.). Některé látky z této skupiny fungují jako endokrinní disruptory a některé z nich mají velký potenciál bioakumulace ve vodním prostředí. Ve vodním prostředí se sloučeniny kumulují v sedimentu. Je možné je detekovat i v tukové tkáni ryb.

Musk sloučeniny dělíme podle jejich chemické struktury na nitrované, polycyklické, makrocyklické a lineární. Nitrované sloučeniny způsobují poruchy reprodukce a poruchy vývoje vodních organismů. Musk keton a musk xylen, asi nejznámější zástupci této podskupiny, se mohou používat například v parfémech a deodorantech. Vzhledem k jejich nízké biodegradabilitě a vysoké toxicitě se ale jejich využití omezuje. Nejvíce užívanou podskupinou jsou polycyklické musk sloučeniny. Ačkoliv jsou stabilnější a odolnější v prostředí než nitrované sloučeniny, i u nich byla prokázána schopnost endokrinní disrupce a vývojová toxicita. Známí zástupci této podskupiny jsou galaxolidu a tonalid. Makrocyklické musk sloučeniny jsou ze zmíněných nejnovější a nejstabilnější skupinou. V přírodě se rychle odbourávají, ale jejich nevýhodou je vyšší výrobní cena. Do této skupiny patří například globalit, exaltolid nebo civetton. Nejmladší podskupinou jsou lineární musk sloučeniny, mezi jejichž výhody patří, v porovnání s makrocyklickými musk sloučeninami, nízké náklady na výrobu. Zástupci lineárních musk sloučenin jsou například helvetolid a romandolid.

Do vodního prostředí tyto látky vstupují důsledkem antropogenní činnosti z domácností a průmyslu skrze odpadní vody a ČOV. Do prostředí se mohou musk sloučeniny dostat i během jejich syntézy a výroby přípravků, které je obsahují, nebo průsakem z polí hnojených kalem z ČOV. Ve vodě mohou být tyto látky částečně odbourány fotodegradací nebo mikrobiální degradací. Ke kumulaci musk sloučenin ale dochází přednostně v sedimentu.

V ČOV dochází, jako u řady dalších látek, pouze k částečnému odstranění musk sloučenin z odpadní vody. Konkrétně u musk xylenu a musk ketonu je účinnost čistících procesů v ČOV 39 – 78 %.

Vodní organismy přijímají musk sloučeniny přes žábry, nebo společně s potravou. V těle se pak tyto látky metabolizují, částečně eliminují ale především se kumulují v tukové tkáni. Z hlediska toxicity musk sloučenin na vodní organismy není nebezpečná jejich akutní toxicita, ale především toxicita chronická. Při chronické intoxikaci se projevují jejich estrogenní i antiestrogenní účinky. Dochází ke změnám na gonádách, indukci syntézy

vitellogeninu (prekurzoru vaječného žloutku) u samců a indukci kyslíkových radikálů. Poruchy vývoje jedinců byly zaznamenány u ryb, obojživelníků i bezobratlých organismů. Dále jsou popsány neurotoxické účinky a snížení eliminace xenobiotik z organismu, což zvyšuje jejich toxicitu.

2.5.3. Ftaláty

Ftaláty jsou estery kyseliny ftalové a kvůli jejich vlivu na životní prostředí patří mezi sledované organické polutanty. Předpokládá se u nich karcinogenní účinek, ovlivnění endokrinní soustavy a další účinky. Své využití mají v průmyslu, kde se využívá jejich vlastností a slouží zde jako změkčovadla plastů. Setkat se s nimi můžeme například v hračkách, plastových doplňcích interiéru v automobilu, potravinářských i dalších obalech i lékařském vybavení (rukavice, infuzní a transfuzní sety, injekční stříkačky). Komerčně dostupné jsou ale i varianty výrobků bez obsahu ftalátů (hlavně pro oblast zdravotnictví). Určitou skupinu ftalátů (nízkomolekulární ftaláty) můžeme najít i v insekticidech nebo kosmetických přípravcích. V polymerech mají ftaláty 10 až 50% zastoupení a nejsou zde chemicky vázány. Může tedy poměrně snadno docházet k jejich uvolnění do okolního prostředí. Jejich uvolnění z materiálů je ovlivněno teplotou, stářím materiálu, nebo způsobem skladování. Například kontakt s lipidy jejich extrakci z plastu usnadňuje. Spalování výrobků obsahujících ftaláty, odpadní vody ČOV a průsaky ze skládek odpadů jsou další zdroje ftalátů v životním prostředí. Během spalování se ftaláty uvolňují ve formě par a aerosolů. V tomto stavu, případně navázané na prachové částice, mohou překonávat i dlouhé vzdálenosti a společně se srážkami se opět dostávat do kontaktu se zemí a vodními povrchy. Jeden z nejužívanějších a nejvíce prozkoumaných ftalátů je di(2-etylhexyl) ftalát (DEHP). Další zástupci této skupiny jsou například di-n-butyl ftalát (DBP), di-n-oktyl ftalát (DOP), butylbenzyl ftalát (BBP), dimetyl ftalát (DMP), nebo dietyl ftalát (DEP).

Do organismů ftaláty vstupují skrze potravní řetězec, při příjmu kontaminovaného krmiva (z obalů), a u vodních živočichů pak i skrze žábry (převážně nízkomolekulární ftaláty). V organismu jsou pak tyto látky z velké části metabolizovány a následně eliminovány. Dochází ale i k jejich ukládání v tukové tkáni, tedy zakomponování do potravního řetězce dalších živočichů. Jednotliví zástupci této široké skupiny mají částečně odlišné konkrétní působení i dobu potřebnou k metabolizaci nebo eliminaci z organismu. To závisí také na konkrétním druhu organismu (druh ryby, měkkýši, bezobratlí…).

U vodních organismů nebyla prokázána závažná akutní toxicita. U těchto látek spočívá riziko především při jejich dlouhodobé expozici, je zde tedy nebezpečí chronické toxicity. Byl zjištěn vliv některých ftalátů na snížení plodnosti ryb a to v důsledku ovlivnění pohlavních orgánů u samic i samců. Dále byla zjištěna cytotoxicita, imunotoxicita, hepatotoxicita, neurotoxicita a indukce kyslíkových radikálů.

Ve vodním prostředí dochází k částečné degradaci ftalátů, především působením aerobních mikroorganismů. V anaerobních podmínkách se na degradaci podílí hydrolýza a fotodegradace, oba tyto procesy ale probíhají velice pomalu. Byl prokázán i jejich výskyt v sedimentu, kde sorbují na organické částice.

Hladiny ftalátů patří mezi sledované ukazatele v pitné vodě. Limit DEHP, jednoho z prioritních kontaminantů životního prostředí, byl stanoven na 8µg/l. Jeho hladiny jsou ve vodách v rozmezí od několika desetin až po několik desítek µg/l. Obsah ftalálů v sedimentu

se pohybuje v desítkách až stovkách mg/kg. Jen pro představu, v ČR se hladiny DEHP v oblasti řeky Moravy a jejich přítoků v roce 2001 pohybovaly v rozmezí 310 – 3 040 mg/kg.

2.5.4. Bisfenol A

Bisfenol A (BPA) je chemická látka využívaná při výrobě plastů, v menší míře i při výrobě termopapíru. Ačkoliv se v přírodě běžně nevyskytuje, v důsledku jeho velkého užívání se stal v podstatě všudypřítomný. S BPA se můžeme setkat například v plastovém nádobí, lahvích a CD nebo DVD nosičích. Do roku 2020 mohl být BPA používán v pokladních účtenkách a jízdenkách k aktivaci barviva v termopapíru. Pryskyřice s obsahem BPA se pak využívají při ošetření povrchů potravinových a nápojových konzerv, kde mají za úkol zabránit vzniku kovové pachuti obsahu. Je zakázáno jeho užití v plastových lahvích a potravinových obalech pro děti mladší tří let. Další omezení jeho použití se liší v závislosti na zemi EU. Do životního prostředí se dostává při své výrobě, degradaci plastů, odpadní vodou z ČOV nebo s odpadem z domácností. Zahřívání a přítomnost kyselin jeho uvolňování z plastů podporují.

Bisfenol A patří mezi teratogenní látky působící jako endokrinní disruptory se schopností kumulace v tukové tkáni. Endokrinní disrupce se u živočichů projevuje už při nízkých hladinách bisfenolu A ve vodním prostředí. Celosvětově byl detekován v povrchových vodách, sedimentech a v minimálních koncentracích i v půdě, na kterou byl aplikován kal z ČOV. Ve tkáních fytoplanktonu, zooplanktonu, měkkýšů i ryb byla zaznamenána přítomnost tohoto polutantu.

Hlavní cestou vstupu bisfenolu do těl ryb je skrze žábra. K metabolizaci nedochází v játrech, jak by tomu bylo při perorálním příjmu, a bisfenol A proto není tak dobře odbourán. V těle se váže na estrogenové receptory a indukuje tvorbu vitellogeninu, prekurzoru vaječného žloutku, i u samců. Dále byl prokázána jeho funkce jako antagonisty androgenních receptorů, což vede ke snížení maskulinizace samců ryb a antagonisty hormonů štítné žlázy, to má za následek poruchy tyroidního systému.

2.5.5. UV filtry

Během letních měsíců se znečištění vody UV filtry zvyšuje. Může za to snaha lidí zabránit nadměrnému vystavení pokožky slunečním paprskům a s tím souvisejícím popáleninám. Roste také informovanost veřejnosti o vlivu slunečního záření na stárnutí pokožky a vznik rakoviny kůže. Všechny zmíněné faktory vedou k vyššímu užívání ochranných prostředků s obsahem UV filtrů. S těmi se setkáváme v řadě kosmetických produktů (opalovací krémy, denní a paradoxně i noční pleťové krémy, vlasová kosmetika a řada dalších produktů), ale také v řadě výrobků z plastů a gum, u kterých tyto filtry mají zajistit delší životnost. Velká část populace neví, jak správně a jaké přípravky užívat. Proto v letních měsících můžeme vidět, jak jdou lidé ihned po natření opalovacími krémy plavat, a tím ze sebe nevoděodolné krémy rychle smyjí. Toto je jedna z přímých cest vstupu UV filtrů do vodního prostředí. Nepřímou cestou vstupu UV filtrů do vodního prostředí je cesta skrze ČOV, kam přichází voda kontaminovaná například z prádelen, odpadní voda obsahující smyté pleťové krémy z pokožky nebo odpadní voda s fekáliemi, protože u těchto látek může dojít i k vyloučení močí (například při jejich perorálním příjmu po aplikaci rtěnek a balzámů na rty). Při laboratorním vyšetření vzorků pak nacházíme UV filtry v povrchové vodě jezer, řek i moří a v podzemní vodě. UV filtry se usazují i v sedimentu a laboratorně byla zjištěna jejich schopnost kumulace ve vodních živočiších, hlavě díky jejich lipofilitě. Byl prokázán

jejich toxický vliv na vodní živočichy, především pak jejich schopnost ovlivnit reprodukční aktivitu a embryotoxicita.

UV filtry můžeme podle mechanismu jejich účinku rozdělit do dvou základních skupin, organické a anorganické. Organické UV filtry záření UVA (280-315 nm) a UVB (315-400 nm) absorbují, zatímco anorganické UV filtry toto záření odráží. Mezi organické UV filtry můžeme zařadit EHMC (etylhexyl metoxycinamát), OC (octocrylen), nebo BP-3 (benzofenon-3) a 4-MBC (4-metylbenzyliden camphor). Mezi anorganické pak patří oxidy zinku a titanu.

Degradace a odstranění UV filtrů z vody během čisticích procesů v ČOV není dnes 100% možná, stejně jak je to mu u řady dalších kontaminantů vodního systému. Vzhledem k tomu že UV filtry mají poměrně vysoký bod varu, jejich odpařování (díky těkavosti) nepřichází v úvahu. Dále jsou UV filtry poměrně odolné vůči biologické a chemické degradaci. Tento problém se u látek podobného charakteru dá vyřešit jejich sorpcí na kal. Vzhledem k množství látek, které se mohou navázat na kal, jejich účinkům na rostliny a živočichy a s přihlédnutím k využití kalu jako hnojiva je třeba věnovat pozornost i jeho následnému zpracování (to se netýká pouze přítomnosti UV filtrů, ale všech kontaminantů schopných se na filtru uchytit). V laboratorních podmínkách se provádí řada pokusů, jak UV filtry z vody úspěšně odstranit, jejich velkým úskalím je ale sezónní použití ve velkém měřítku.

2.6. Tenzidy

Tenzidy jsou povrchově aktivní látky organického původu, které mají schopnost se hromadit na fázovém rozhraní a tím snižovat povrchovou energii. Molekula obsahuje jednu hydrofilní (polární) a jednu hydrofobní (nepolární) část. Na fázovém rozhraní se pak molekuly orientují tak, že polární část směřuje do polární fáze (voda), zatímco nepolární část do fáze nepolární. Se syntetickými tenzidy se setkáváme denně v běžných čisticích prostředcích. V nízkých hladinách se tyto látky vyskytují i přirozeně v přírodě, například rostlinné saponiny. Tenzidy působí toxicky na vodní organismy a z hlediska čištění vody mají negativní vlastnost spočívající v napěnění odpadní vody, čímž se zpomalí přestup kyslíku do vody a dojde ke zpomalení celého čisticího procesu. Dále zapříčiňují emulgaci olejů a tuků. V přípravcích obsahujících tenzidy se dříve ve velkém množství používaly i fosforečnany, které způsobují eutrofizaci vodních ploch. S ohledem na životní prostředí je dnes užití fosforečnanů omezeno (například v pracích přípravcích), nikoli však zakázáno (tablety do myček nádobí). Synteticky připravené tenzidy lze nazývat také saponáty. Pokud jsou ve směsi kromě tenzidů obsaženy i další přísady (parfémy, barviva, atd.), pak výsledný produkt označujeme jako detergent. Přítomnost kteréhokoliv tenzidu v přírodních vodách indikuje jeho znečištění odpadní vodou. Tenzidů je na trhu celá škála, a kromě požadavků na jejich funkčnost je kladen důraz také na jejich biologickou degradabilitu.

Vzhledem k široké škále druhů tenzidů je obtížné jejich analytické stanovení. Z toho důvodu se volí hodnocení sumy jejich jednotlivých skupin. K jejich detekci se využívá řada analytických metod, například spektrofotometrie, chromatografie, elektrochemické metody a další. Výsledky vyšetření se udávají jako hmotnostní koncentrace zvoleného standardu (mg/l). Výsledek se tedy odvíjí na druhu použitého standardu.

Z chemického hlediska dělíme tenzidy na iontové (aniontové, kationtové, amfolytické) a neiontové.

Díky snížení povrchového napětí buněk jsou tyto látky schopny prostupovat skrze buněčné membrány. Z tohoto důvodu jsou nebezpečné pro vodní organismy, kterým mimo jiné, narušují i ochrannou slizovou vrstvu na povrchu těla. U ryb pak pozorujeme poškození respiračního epitelu žaber, s čímž souvisí klinické projevy (zrychlené a nouzové dýchání). Může dojít i k poruchám koordinace a zpomalení růstu. Z níže uvedených jsou nejméně toxické tenzidy neiontové, následují tenzidy aniontové a nejtoxičtější jsou kationtové tenzidy

Prevence výskytu tenzidů ve vodě spočívá především v zamezení, případně alespoň omezení, vstupu kontaminovaných odpadních vod do vodního prostředí. Nařízení Evropského parlamentu a Rady (ES) č. 648/2004 o detergentech je legislativní opatření které se zabývá zmíněnou problematikou.

V ČOV se tenzidy odstraňují několika procesy. Jedná se o jejich chemickou stabilizaci, srážení, sedimentaci nebo flotaci a následné odstranění pomocí filtrace.

2.6.1. Aniontové tenzidy

Hydrofilní část molekuly aniontových tenzidů nese záporný náboj a ve vodě disociují na povrchově aktivní anion. V porovnání s ostatními povrchově aktivními látkami jsou tyto účinnější v odstraňování nežádoucích částic a jsou proto často využívány v pracích prostředcích.

Do této skupiny řadíme běžné soli vyšších alifatických karboxylových kyselin, tedy mýdla. Dále soli kyseliny sulfonové (LAS – lineární natrium-sek-alkylbenzensulfonát), a-olefinsulfonáty (AOS) využívané v kapalných mycích prostředcích a parafinsulfonáty, resp. sekundární alkansulfonáty (SAS). Ty mají nižší detergenční účinky, ale dobře smáčí povrchy. V kosmetických přípravcích jsou často obsaženy natrium- nebo amonium-alkylpolyglykolsulfáty, které jsou dobře snášeny pokožkou.

2.6.2. Kationtové tenzidy

Tato skupina tenzidů ve vodě disociuje na povrchově aktivní kation. Jejich vyrobené množství je mnohem menší, než je tomu u aniontových tenzidů. Své využití mají především v dezinfekčních, antiseptických přípravcích (Ajatin, Septonex) a můžeme se s nimi setkat i ve vlasové kosmetice. Také vykazují antistatické a změkčovací účinky na textil (přídavky do aviváží). Jsou biologicky hůře rozložitelné než tenzidy aniontové.

Kationtové tenzidy na bázi alkylpyridinových a alkyltrimetylamoniových sloučeniny jsou vysoce toxické pro vodní organismy.

2.6.3. Amfolytické tenzidy

Tyto látky se v kyselém prostředí chovají jako kationtové tenzidy, a naopak v zásaditém prostředí jako tenzidy aniontové. Do této skupiny řadíme alkylbetainy, sulfobetainy a další, přičemž je najdeme například kosmetických mycích prostředcích (šampóny, mýdla, koupelové pěny) a v prostředcích na nádobí.

2.6.4. Neiontové tenzidy

Neiontové tenzidy obsahují ve své struktuře několik molekul etylenoxidu. Tenzidy obsahující 5 – 20 molekul etylenoxidu jsou poměrně dobře rozložitelné, zatímco ty, které obsahují 70 a více molekul etylenoxidu jsou prakticky nerozložitelné. Při biodegradaci vznikají vysoce rezistentní metabolity, které jsou toxičtější než původní účinná látka, například alkylfenoly

nebo kyselina nonylfenoxyoctová. Účinky alkylfenolů na vodní organismy jsou popsány v kapitole „Fenoly“.

Neiontové tenzidy na rozdíl od předchozích nevytváří pěnu. Využívají se v nepěnivých mycích a pracích prostředcích. Dále v kosmetice, kde slouží jako emulgátory, jako látky pro usnadnění solubilizace (poloxamery) a zvlhčující látky (poloxaminy). Ve vodním prostředí nepodléhají disociaci, ale tvoří s molekulami vody vodíkové můstky. Jejich hlavní nebezpečí je ve vzniku toxických produktů při biodegradaci.

2.7. Eutrofizace vody

Eutrofizaci vody můžeme chápat jako její zamoření živinami, především dusíkem a fosforem. Eutrofizace vod probíhá v malé míře přirozeně v životním prostředí. Do vody se uvolňuje dusík a fosfor ze sedimentů, půdy a odumřelých organismů. Zásahem člověka do přírody a jejím intenzivním obhospodařováním narůstá umělá, antropogenní eutrofizace. K té dochází v důsledku hnojení polí a následnému splachu do vody, užívání fosforečnanů v čisticích prostředcích i vyšší produkcí odpadních vod. Důsledkem eutrofizace vod je nepřiměřený růst vodních řas a sinic. Jejich hromadění se u vodní hladiny označujeme jako takzvaný vodní květ. Vyšší výskyt těchto organismů snižuje kvalitu vody. Jejich vyšší nároky na spotřebu kyslíku (dýchání v noci, rozklad odumřelých těl) zapříčiňují kyslíkový deficit s následným úhynem ryb, a cyanotoxiny produkované sinicemi narušují i ekologickou rovnováhu vodního ekosystému. Mimo to dochází ke zhoršení kvality vody pro vodárenské účely, zanášení filtrů a zhoršení kvality pitné vody, zhoršuje se využití vodních zdrojů pro rekreační účely, degradační produkty a cyanotoxiny působí vyrážky a záněty kůže u citlivějších osob.

2.7.1. Příčiny eutrofizace

Mezi klíčové podmínky pro nadměrný rozvoj fytoplanktonu patří zdržení a oteplení vody, změna výšky vodního sloupce, a především dostupnost živin. Z hlediska dostupnosti živin je aplikován Liebigův zákon minima. Ten říká, že život a růst organismů je limitován tím prvkem, kterého je nedostatek. Rostliny potřebují především uhlík, dusík a fosfor. Uhlíku a dusíku je v přírodě dostatek, limitující je zde fosfor, kterého rostliny potřebují poměrně velké množství, ale ve vodě nebývá hojný. Mimo jiné byla prokázána pozitivní závislost obsahu chlorofylu na koncentraci fosforu. Ve vodě se fosfor vyskytuje ve formě anorganických (ortofosforečnany, polyfosforečnany) nebo organických (fosfáty hexóz, fosfolipidy, fosfoproteiny, koenzymy, nukleové kyseliny) sloučenin. Mezi přírodní zdroje fosforu řadíme například minerál apatit a kaolinit, z hornin pak fosforit. Formy výskytu fosforu ve vodě můžeme dělit také na základě rozpustnosti a biologické dostupnosti. Biologicky využitelný fosfor je volně dostupný pro sinice a řasy, můžeme tedy říct, že je eutrofizační činný. Do této skupiny řadíme ortofosforečnany ve vodě volně rozptýlené, nebo vázané na povrchy a usazeniny. Nerozpuštěný fosfor ve formě fosforečnanů, nebo jako součást fosfolipidů, fosfoproteinů a dalších látek v sinicích, řasách a bakteriích je, na rozdíl od fosforu rozpuštěného, biologicky nedostupný. Pokud ale organismus obsahující fosfor uhyne, pak se fosfor během rozkladných procesů uvolní do okolního prostředí. Můžeme tedy říct, že i nerozpustný fosfor má eutrofizační potenciál. Velkým zdrojem fosforu ve vodním prostředí je sediment, kde jeho hladiny mohou dosahovat až o několik desítek vyšších řádů než ve vodě. Při změně ukazatelů vody (teplota, koncentrace kyslíku, rozpuštěné sloučeniny) se pak ze sedimentu může uvolňovat.

Běžně se vodní květ vyskytuje na vodních plochách v letních měsících, kdy jsou vyšší teploty. Mezi hlavní sinice podílející se na tvorbě vodního květu řadíme rody *Aphanizomenon*, *Microcystis*, *Anabaena*, *Gomphosphaeria* a *Gleotricha*. V České republice to jsou obvykle zástupci druhu *Planktothrix aghardii*, *Pseudonabaena limnetica* nebo *Limnothric redekeii*. Z řas to pak je druh *Botryococcus braunii, Chlorella* a *Ankistrodesmus*. Kromě umístění u vodní hladiny jsou tyto organismy volně rozptýleny ve vodním sloupci, v důsledku čehož získává voda zelenou barvu. Nadměrný nárůst fytoplanktonu způsobí odčerpání CO_2, což vede, mimo jiné, ke zvýšení pH. Dochází ke snížení počtu vyšších rostlin, protože přes bariéru na hladině neprojde dostatečné množství potřebného slunečního záření. Pozorujeme velké výkyvy v koncentraci kyslíku, kdy v nočních a brzkých ranních hodinách dochází k jeho deficitům. Vznikají takzvané „dead zones“, tedy oblasti, ve kterých organismy potřebující kyslík, nepodaří-li se jim včas území opustit, hynou. Množství rozpuštěného kyslíku se snižuje také z důvodu rozkladu velkého množství odumřelých sinic a řas. Změny ve vodním prostředí vedou také ke snížené diverzitě živočichů, kdy přežijí pouze odolnější druhy. Ty nemají dostatek přirozených predátorů/konzumentů, kteří by ve ztížených podmínkách přežili, což je další důvod jejich přemnožení.

2.7.2. Řešení eutrofizace

Hladiny fosforu ve vodách jsou pravidelně monitorovány. Pozitivní zjištění vyplývající z tohoto monitoringu nám říká, že jeho hladiny posledních 10 let již stagnují a nedochází k tak masivnímu zvyšování, jak to mu bylo dříve. I to ale můžeme považovat v jistém směru za úspěch, přestože v letním období, kdy se snižuje průtok ve vodních tocích, i nadále pozorujeme vyšší hladiny fosforu ve vodě, než tomu je po zbytek roku. Jak lze proti eutrofizaci bojovat? Zásadní je omezit zdroje kontaminace vodních ploch. Prevence znečištění vody fosforem a dusíkem je v tomto směru jednoznačně nejlepší cestou.

2.7.2.1. Aerace

Cílem aerace je zajištění dostatečného množství kyslíku pomocí umělého provzdušňování vodního sloupce. V praxi se využívá více metod, kdy každá má své využití jinde. Princip aerace spočívá v zabránění vzniku teplotního gradientu a koncentračního gradientu kyslíku mezi vodou a sedimentem, v celém vodním sloupci je tedy konstantní teplota i koncentrace kyslíku. Navíc se tímto procesem dostávají řasy a sinice do nižších vrstev vodního sloupce, kde v důsledku nedostatku slunečního světla hynou.

Destratifikace, neboli technika rozptýleného provzdušňování se využívá především v mělkých vodních nádržích. Do vody je téměř ke dnu umístěna trubice, která má na svém povrchu řadu perforovaných otvorů. Do trubice je vrchním otvorem vháněn pomocí kompresoru vzduch. Ten uniká skrze otvory a v podobě bublin uniká ke hladině. Během pohybu bublin ke hladině vody dochází k přenosu kyslíku a k promísení vrstev vody.

Opakem destratifikace je provzdušňování hypolimnia, tedy bez porušení teplotní stratifikace vody. Toho se využívá převážně v hlubokých vodních nádržích s dobře vytvořenou teplotní stratifikací. Provzdušňovací jednotku tvoří dva soustředné válce, trvale zakotvené ke dnu. Do středu vnitřního válce je přiváděn pomocí kompresoru vzduch, který je takzvaným rozptylovačem rozdělen na drobné bublinky. Ty stoupají společně s vodou ke hladině. Tam se po přelití přes okraj voda prostorem mezi válci vrací zpět ke dnu, kde

soustavu válců opustí skrze výpustě. Voda ode dna je tak okysličena ale zároveň je zamezeno jejímu smíchání s vodou z jiných vrstev.

2.7.2.2. Srážení fosforu

Aplikací určitých látek přímo do vody jsme schopni zamezit jeho využití primárními producenty vodního květu. Aplikované látky tvoří s fosforem stabilní sloučeniny, které sedimentují u dna. Při aplikaci síranu hlinitého i chloridu železitého je třeba být opatrný kvůli hrozícím změnám pH vody.

Síran hlinitý tvoří s fosforem sloučeninu fosforečnan hlinitý. Přes chemické reakce může vznikat také hydroxid hlinitý. Hliník aplikovaný do vody nevyužitý k navázání fosforu sedimentuje u dna. Tam slouží jako substrát po navázání dalšího fosforu. Při aplikaci hliníku do vodního prostředí se musí brát ohled na jeho toxicitu pro vodní organismy. Bylo zjištěno, že v nádržích, do kterých byl aplikován síran hlinitý, došlo k bioakumulaci hliníku ve tkáních ryb.

Po aplikaci železitých solí (chlorid železitý, síran železitý) do vody obsahující fosfor vznikají železito-fosforečnanové minerály, nebo je fosfor adsorbován hydroxidy železa. U železa nebyla prokázána toxicita pro vodní organismy, železo ale váže pouze anorganický fosfor. Nevýhodou jeho využití je následné uvolňování fosforu zpět do vodního prostředí v důsledku změny redoxního potenciálu železa. Je proto nutné po srážení fosforu za pomoci chloridu železitého kombinovat s další metodou ošetření sedimentu.

Další látkou využívanou pro srážení fosforu je koagulant/flokulant polyaluminium chlorid (PAX). Po jeho aplikaci do vody vznikají poměrně rychle koagula (vločky), které lze snadno separovat. Využití má jak při boji proti eutrofizaci, tak při čištění odpadních vod.

2.7.2.3. Ošetření sedimentu

V eutrofizovaných vodách probíhá v sedimentu denitrifikace, desulfurace a v některých případech i metanogeneze. Sirovodík uvolněný během desulfurace působí toxicky na přítomný bentos. Bublinky metanu uvolňované během metanogeneze pak promíchávají sediment, ze kterého se tak mohou snáze uvolnit usazené fosforečnany. Ty se tak dostanou zpět do vodního sloupce, kde je využívají řasy a sinice a opět vzniká vodní květ.

Účelem ošetření sedimentů je zamezení procesů probíhajících v anoxickém prostředí sedimentů nádrží se silnou vrstvou organické hmoty. Toho se dosáhne kombinovanou aplikací chloridu železitého a dusičnanu vápenatého.

2.7.2.4. Odstraňování sedimentu

Jedná se o poměrně radikální zásah do vodní nádrže. Využíván je především v mělkých nádržích, kde dochází k rychlejšímu zanášení dna. Využívají se dva způsoby odstranění sedimentu.

Při odstranění suchou cestou je třeba vodní nádrž kompletně vypustit, aby odstraňovaná hmota neobsahovala zbytečně velké množství vody. Nevýhodou této metody je narušení vodního ekosystému, protože dojde i k odstranění vrstvy takzvaného aktivního bahna. Těžká technika také poměrně zásadně negativně zasahuje do okrajů rybníků a okolních porostů.

Modernější metodou odstranění sedimentu spočívá v jeho odstraňování mokrou cestou pomocí sacího bagru. Hlavní výhoda této metody spočívá v tom, že není třeba nádrž vypouštět a například u rybníků je možné používat sací bagr i za přítomnosti rybí osádky.

Sací bagr odstraňuje pouze určité vrstvy sedimentu. Sací bagr sediment nevíří do okolí. Odsátý sediment obsahuje velké množství vody, proto je odváděn do usazovacích nádrží, kde vysychá. V některých případech může být rovnou aplikován na pole jako hnojivo, bez nutnosti odvodnění.

2.7.2.5. Odstraňování biomasy

Nadměrným množstvím živin dochází k velkému rozvoji a růstu makrofyt na dnech nádrží. Po jejich úhynu jejich těla tvoří velkou část biomasy, která se u dna hromadí. Dno se tak zanáší velkým množstvím materiálu, které je třeba organicky rozložit. K odstranění rostlin jako je rákos nebo třeba orobinec se využívají kosy, křovinořezy, loďky se sekacími lištami, nebo žací stroje. Získaná biomasa se může kompostovat, nebo spálit. Také je třeba sbírat i volně plovoucí vzplývavé rostliny rozptýlené u vodní hladiny.

Kromě mechanického odstranění biomasy můžeme využít v boji proti eutrofizaci vodních nádrží i vysazení býložravých ryb, jako je amur nebo tolstolobik. Amuři se živí přímo vodním porostem, zatímco tolstolobik, jakožto planktonofágní živočich, požírá sinice a řasy.

2.7.2.6. Aplikace algicidních přípravků

Tento postup lze aplikovat pouze u vody, která není využívána jako zdroj pitné vody a pro rekreační účely, nebo minimálně do finální degradace aplikovaných přípravků nemůže být voda k těmto účelům využívána. Do vody se uvolňují toxiny sinic a dochází ke změně organoleptických vlastností. V řadě zemí je navíc aplikace algicidních přípravků do vodních ploch omezena až zakázána. Z algicidních látek se využívají například síran měďnatý, chlór, nebo citráty mědi. Síran měďnatý je finančně poměrně snadno dostupný, ale měď má schopnost bioakumulace.

3. Čistírny odpadních vod

Čistírna odpadních vod, jinak známá pod zkratkou ČOV (obr. 9), je objekt, ve kterém dochází k čištění odpadních vod. Obvykle bývají ČOV budovány v blízkosti měst a obcí, nebo průmyslových či zemědělských provozů. Dle řady kritérií je dělíme do několika skupin. Jejich základní dělení je podle velikosti a typu čistírenského procesu. Surová voda je kanalizací sváděna do ČOV, kde projde řadou procesů. Ty mají za úkol zbavit vodu mechanických, biologických, chemických a celé řady dalších nežádoucích součástí. Takto vyčištěná voda je vypouštěna do povrchových vod.

Ten, kdo vypouští odpadní vody do vod povrchových nebo podzemních, je povinen v souladu s rozhodnutím vodoprávního úřadu měřit objem vypouštěných vod a míru jejich znečištění a výsledky těchto měření předávat vodoprávnímu úřadu, příslušnému správci povodí a pověřenému odbornému subjektu. Vodoprávní úřad stanoví místo a způsob měření objemu a znečištění vypouštěných odpadních vod a četnost předkládání výsledků těchto měření. Odběry a rozbory ke zjištění míry znečištění vypouštěných odpadních vod mohou provádět jen akreditované laboratoře.

Na komunální čistírně odpadních vod mohou být likvidovány průmyslové odpadní vody pouze v případě, že v nich obsažené znečištění je technologií použitou na čistírně odstranitelné a nedojde-li k negativnímu ovlivnění stability čistícího procesu a zhoršení kvality vypouštěných odpadních vod.

Voda opouštějící ČOV podléhá legislativním požadavkům, které jsou podrobně uvedeny v nařízení vlády č. 401/2015 Sb. (o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech).

Emisní standardy odpadní vody vypouštěné z komunálních ČOV

Kategorie ČOV (EO) nebo velikost aglomerace	$CHSK_{Cr}$		BSK_5		NL		$N\text{-}NH_4^+$		N_{celk}		P_{celk}	
	p	m	p	m	p	m	průměr	m	průměr	m	průměr	m
<500	150	220	40	80	50	80	-	-	-	-	-	-
500-2000	125	180	30	60	40	70	20	40	-	-	-	-
2001-10000	120	170	25	50	30	60	15	30	-	-	3	8
10001-100000	90	130	20	40	25	50	-	-	15	30	2	6
>100000	75	125	15	30	20	40	-	-	10	20	1	3

NL – dusíkaté látky celkem
p – přípustné hodnoty
m – maximální hodnoty

3.1. Velké ČOV

3.1.1. Princip funkce

Samotný proces probíhající v ČOV můžeme rozdělit do tří základních fází. První je mechanické čištění přitékající vody, následuje biologické čištění a v poslední fázi takzvané dočištění, jehož důležitost v posledních letech nabývá na významu.

3.1.1.1. Mechanická část

Během této fáze se z vody odstraní nerozpustné příměsi. Ty tvoří objemově největší část jejího znečištění. Fázi mechanického čištění můžeme rozdělit do několika na sebe navazujících procesů, z nichž řada má specifický účel. Jedná se o cezení, usazování, zahušťování, filtraci, flotaci a odstřeďování. Během procesů se využívá řada technologických zařízení, jejichž použití se liší objekt od objektu. Stejně tak se může v určitých místech lišit i návaznost a posloupnost jednotlivých kroků.

3.1.1.1.1. Cezení

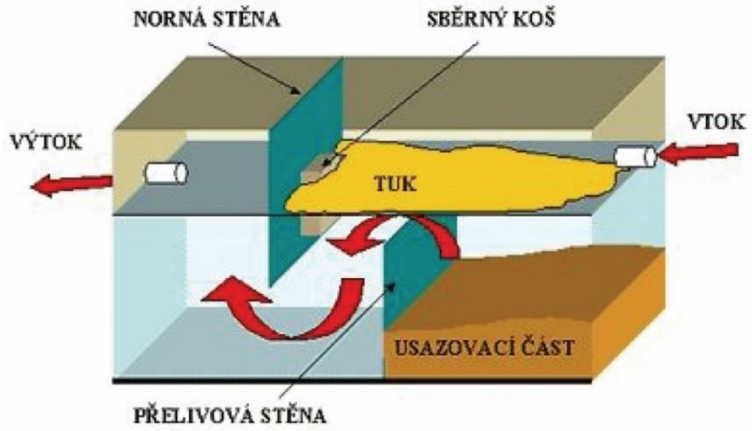
První fází mechanické části čištění odpadních vod je takzvané cezení. Jedná se o proces, během kterého jsou odstraněny hrubé plovoucí nečistoty. Ze zařízení se používají česle (obr. 10) a síta s různou velikostí ok. Česle jsou tvořeny soustavou ocelových prutů, takzvaných česlic, o různém profilu a vzdálenosti. Jsou zasazeny do pevného rámu, který je pod úhlem 30-60° umístěn v přítokovém žlabu. Často se řadí více česel s odlišným rozestupem česlic za sebou, aby byly postupně vychytány nečistoty rozdílných hrubostí. Nečistoty zachycené na česlech, takzvané shrabky, se odstraňují strojním, automatickým nebo ručím stíráním pomocí hrabel. Se zvyšující se jemností česel se zvyšuje i denní potřeba jejich čištění. Shrabky jsou sbírány, propírány vodou, sušeny a následně buď odvezeny v kontejneru k likvidaci, nebo likvidovány přímo v objektu, například spálením. V česlích se nejčastěji zachytí zbytky látek a papír, v menší míře pak plasty, guma, zbytky ovoce a zeleniny a případně také nerozpadlé fekálie.

3.1.1.1.2. Usazování a zahušťování

Během těchto procesů se z technologického vybavení objektu využívá lapák štěrku a lapák písku, usazovací, dosazovací a zahušťovací nádrže.

Lapák písku má, jak už samotný název napovídá, za úkol odstranit z vody písek a další nerozpustné látky minerální povahy. Množství písku ve vodě se odvíjí především od typu podloží oblasti původu přítokové vody. Odstranění písku je velmi důležité z hlediska prevence poškození dalších částí zařízení. Lapák písku je nádrž, která využívá gravitační sílu a rozdílnou hustotu pevných částic a vody tak, že dochází k postupnému usazování písku. Usazený písek z lapáku se pravidelně vytěžuje. Rozlišujeme čtyři základní druhy lapáku, které se liší dle směru průtoku vody. Jedná se o horizontální, vertikální, provzdušňovaný s příčnou cirkulací a vírový lapák. Voda zbavená písku se přes lapák tuků a olejů vlévá do usazovací nádrže.

Lapáky tuků (obr. 8) a olejů můžeme nalézt i v gastronomických zařízeních, nebo i velkoprůmyslových garážích, kde slouží k záchytu těchto látek ještě před jejich vstupem do odpadní vody. V kanalizaci by hrozilo usazování tuků na stěnách potrubí a tím i snižování průtoku. Také je tím usnadněna práce v samotné ČOV. Lapák tuků je nádrž, do které se vlévá znečištěná voda. Ode dna nádrže se ke hladině vhání stlačený vzduch, který mastné látky s nižší měrnou hustotou než má voda odděluje a shromažďuje u hladiny. Z hladiny se pak mastnota odstraňuje do sběrných nádrží a následně se likviduje spalováním.



Obr. 8: Lapák tuku
Zdroj obrázku: http://www.plasttrade.cz/vyrobek/54-odlucovace-tuku-lapaky-lapoly-/

Takto vyčištěná voda se vlévá do usazovacích nádrží (obr. 11), které zajišťují odstranění usaditelných látek a stírání plovoucích nečistot z povrchu nádrže. Jedná se o stupeň předčištění před biologickým a chemickým čištěním. Během doby, kterou voda stráví v usazovací nádrži, se odstraní 40 – 70 % nerozpustných látek. Nádrže jsou vybaveny zařízením pro sběr nečistot z hladiny i pro sběr usazeného kalu u dna. Podle tvaru a průtoku nádrží nádrže rozdělujeme na pravoúhlé a kruhové s horizontálním průtokem nebo vertikálním průtokem a na štěrbinové usazovací nádrže s kalovým prostorem. Obdélníkové nádrže, kterými voda protéká po celé jejich délce, řadíme do první skupiny. Na vtoku i odtoku vody je umístěna norná stěna, na které se zachycuje kal. Asi nejznámější jsou kruhové nádrže s horizontálním průtokem. Mají kruhový půdorys, jehož středem přitéká voda, která se radiálně vlévá do celé šíře nádrže.

3.1.1.2. Biologická část

Po vyčištění od mechanických nečistot je odpadní voda vedena do aktivace. Jedná se o proces, který využívá procesů probíhajících přirozeně a samovolně ve volné přírodě. Princip jeho funkce spočívá ve využití aerobních a anaerobních biochemických procesů. Během těch dojde k rozmnožení heterotrofních bakterií a rozkladu organických látek. Organické látky bakterie využívají jako zdroj energie. Vzniklá biomasa se od vody oddělí v dosazovací nádrži.

3.1.1.2.1. Aktivační nádrž

V aktivační nádrži (obr. 12) probíhá působením aerobních mikroorganismů oxidace amoniakálního dusíku na dusitany a dusičnany, takzvaná nitrifikace. Následuje denitrifikace, tedy redukce dusičnanů na elementární dusík. Oba tyto procesy jsou ovlivňovány řadou faktorů:

- koncentrace oxidu uhličitého – zdroj uhlíku pro mikroorganismy
- rozpuštěný kyslík_– optimální hodnota je okolo 2 mg/l, při koncentraci 1 mg/l se procesy zastavují
- hodnota pH – závisí na druhu použitých nitrifikačních bakterií (*Nitromonas* 7,9 – 8,2; *Nitrobacter* 7,2 – 7,6), denitrifikace probíhá v rozmezí pH 6 – 9
- teplota – ideálně 28 – 32°C, s rostoucí teplotou roste rychlost denitrifikace
- stáří kalu
- složení odpadních vod – některé látky přítomné ve vodě mohou inhibičně působit na mikroorganismy (anorganické těžké kovy, antibiotika, dezinfekční látky)

Aktivační nádrže jsou po celou dobu trvání procesu provzdušňovány. Přitékající voda se mísí s přítomným aktivovaným kalem obsahujícím bakterie, které tak mohou začít spotřebovávat zde přítomné organické látky k budování vlastní hmoty. Kromě nitrifikačních bakterií se v kalu vyskytují i vyšší mikroorganismy, například hlístice, prvoci a vířníci. Složení kalu je mění v závislosti na přitékající vodě a jeho stáří.

Nitrifikační procesy probíhající v aktivační nádrži jsou náročné na spotřebu kyslíku mikroorganismy. Na 1 g $N\text{-}NH_4^+$ se teoreticky spotřebuje 4,57 g O_2. Během reakcí vzniká kyselina dusičná (HNO_3), která snižuje pH vody a v případě nutnosti se voda alkalizuje aplikací hydroxidu vápenatého ($Ca(OH)_2$). V aktivační nádrži probíhají následující reakce:

$$2\ NH_3 + 3\ O_2 \rightarrow 2\ HNO_2 + H_2O$$

$$2\ HNO_2 + O_2 \rightarrow 2\ HNO_3$$

Po převedení amoniaku na dusitany a dusičnany dochází k jejich redukci na plynný dusík nebo oxid dusný (N_2O). Do tohoto procesu se zapojují fakultativně anaerobní bakterie rodů *Micrococcus, Pseudomonas, Chromobacterium, Denitrobacillus*.

3.1.1.2.2. Dosazovací nádrž a

V dosazovací nádrži (obr. 13) dochází k separaci biologického kalu a vody. Kal postupně sedimentuje, zahušťuje se a následně se odstraňuje, přičemž část je navrácena zpět do aktivačních nádrží.

3.1.1.3. Dočištění

Této části čištění odpadní vody je v posledních letech věnována stoupající pozornost. Mechanicky a biologicky vyčištěná voda je zde zbavována řady látek, které mají negativní vliv na životní prostředí, například hořčík, vápník, sírany, nebo komplexní organické sloučeniny. Do této fáze čistírenského procesu jsou a pravděpodobně i nadále budou směřovány nové technologie zabývající se odstraněním farmakologicky působících látek a řady mikropolutantů, o jejichž přítomnosti ve vodním prostředí již víme a které jsou zmíněny výše v kapitole 2.

V rámci dočištění se využívá filtrace přes aktivní uhlí (odstraní nerozložitelné organické látky), membránová filtrace (k odstranění bílkovin, uhlovodíků, olejových emulzí, pracích a odmašťovacích látek), nebo písková filtrace. Mezi fyzikálně-chemické metody řadíme koagulaci, neutralizaci, oxidaci, redukci, sorpci, spalování, odpařování a řadu dalších procesů.

Během dočištění je z vody odstraňován také přebytek fosforu. Toho je docíleno vysrážením fosforečnanů (k tomu se využívá například síran železitý, nebo PAX – zmíněno v kapitole „Eutrofizace“), které se následně ve formě vloček usazují a jsou z vody odstraněny. Ozonizací pak lze z vody odstranit některé pesticidy, fenoly a ropné produkty. Zároveň její použití likviduje patogenní bakterie, viry i cysty přítomné ve vodě. Nevýhodou této metody je ale její vysoká cena. Při použití metody založené na výměně iontů voda prochází katexovým a anexovým výměníkem. V katexovém výměníku jsou kationty ve vodě nahrazeny vodíkovými ionty, naopak v anexovém výměníku jsou hydroxidovými ionty nahrazeny anionty. Dojde tedy k výměně nežádoucích iontů za molekuly vody. Ve vodě rozpuštěné soli lze odstranit pomocí reverzní osmózy, takzvanou hyperfiltrací.

3.1.1.4. Kal

Během zmíněných procesů v ČOV vzniká kal, který je třeba z vody odstranit a bezpečně zlikvidovat. Nejdříve dojde k jeho zahuštění, a to buď na základě sedimentace nebo flotace, nebo s využitím odstředivek a zahušťovačů. Následuje předúprava kalu. Účelem tohoto procesu je zvýšení hygienického zabezpečení kalu. V rámci předúpravy se využívá například termická hydrolýza zvýšenou teplotou a tlakem, biologická hydrolýza pomocí specifických mikroorganismů, nebo chemická a mechanická hydrolýza (obr. 14). Následuje stabilizace kalu, po jejímž dokončení má kal nižší množství organických látek a je hygienicky nezávadný a bez zápachu.
Takto upravený kal se odvodní na procentuální zastoupení sušiny 20-50 % a může být využit například v zemědělství jako hnojivo nebo k rekultivaci poškozené půdy. Takto aplikovaný kal ale musí splňovat požadavky stanovené vyhláškou č. 437/2006 Sb. o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě.

Mezní hodnoty koncentrací vybraných rizikových látek v kalech pro jejich použití na zemědělské půdě

Riziková látka	Maximální hodnoty (mg/kg sušiny)
As- arzen	30
Cd - kadmium	5
Cr - chrom	200

Cu - měď	500
Hg - rtuť	4
Ni - nikl	100
Pb - olovo	200
Zn - zinek	2500
AOX - adsorbovatelné organické halogeny	500
PCB (suma 7 kongenerů)	0,6
PAU (suma antracenu, benzo(a) antracenu, benzo(b) fluorantracenu, benzo(k) fluorantenu, benzo(a) pyrenu, benzo(ghi) perylenu, fenantrenu, fluorantenu, chrysenu, indeno(1, 2, 3 - cd)pyrenu, naftalenu a pyrenu)	10

Mikrobiologická kritéria pro upravený kal pro aplikaci na zemědělské půdě

Indikátorový mikroorganismus	Jednotky	Počet zkoušených vzorků při každé kontrole výstupu		Limitní hodnota (nález/KTJ)
Salmonella spp.	nález v 50g	5		negativní
Escherichia coli nebo enterokoky	KTJ v 1 gramu	5	4	$< 10^3$
			1	$< 5*10^3$

Pro stabilizaci kalů lze využít více technologií. Při chemické stabilizaci se do kalu přidá oxid, popř. hydroxid vápenatý, který usmrtí přítomné patogeny. K usmrcení patogenů lze využít i spalování kalu. Při kompostování dojde k redukci patogenů, přičemž je kal smíchán s pilinami, biomasou a recyklovaným kompostem. Biologická stabilizace kalu, známá také jako metanizace, neboli vyhnívání, využívá mikroorganismů, které rozkládají zde přítomné organické látky. Během metanizace je uvolňován plyn a kalová voda. Vznikající plyn bývá jímán do plynojemu a následně využíván jako zdroj energie pro ČOV.

3.1.1.5. Sledování kvality vody a odběr vzorků

Odběr vzorků a jejich laboratorní diagnostika je zásadní pro posouzení kvality vody přitékající do ČOV a pro průběžnou kontrolu účinnosti čisticích procesů.
V důsledku nehomogenity odpadní vody, která do ČOV přitéká, je poměrně obtížné vybrat vhodné místo odběru. Pro zpřesnění výsledků se v této fázi využívá automatických, opakovaných a pravidelných odběrů vzorků. Další vzorky odebírají provozovatelé v průběhu procesu čištění odpadní vody.
Na základě prováděcí vyhlášky k zákonu o vodovodech a kanalizacích (448/2017 Sb.) jsou odebírány vzorky vody na přítoku, během procesu čištění (provozní rozbory) a na odtoku z ČOV. Minimální rozsah rozborů zahrnuje BSK_5, $CHSK_{Cr}$, nerozpuštěné látky, amoniakální dusík, celkový dusík a celkový fosfor. Legislativa určuje minimální četnost odběru vzorků na přítoku a odtoku vody z ČOV. Četnost vzorků je uvedena v následující tabulce. Rozsah provozního rozboru si provozovatel určí v závislosti na způsobu a složitosti čištění odpadních vod.

Četnost odběru vzorků dle velikosti ČOV

Velikost ČOV Počet připojených ekvivalentních obyvatel	Typ A		Typ B		Typ C	
	BSK_5, $CHSK_{Cr}$, NL	$N\text{-}NH_4^+$, N_{CELK}, P_{CELK}	BSK_5, $CHSK_{Cr}$, NL	$N\text{-}NH_4^+$, N_{CELK}, P_{CELK}	BSK_5, $CHSK_{Cr}$, NL	$N\text{-}NH_4^+$, N_{CELK}, P_{CELK}
<500	2	1				
500 - 2000	4	2				
2001 - 5000			4	4		
5001 - 10000			6	6		
10001 - 50000			12	12		
50000 <					26	26

Typ A = 2 hodinový směsný vzorek získaný sléváním 8 dílčích vzorků stejného objemu v intervalu 15 min. Čas odběru se určí tak, aby co nejlépe charakterizoval činnost sledovaného zařízení.

Typ B = 24 hodinový směsný vzorek získaný sléváním 12 objemově stejných dílčích vzorků odebíraných v intervalu 2 hod.

Typ C = 24 hodinový směsný vzorek získaný sléváním 12 dílčích vzorků odebíraných v intervalu 2 hod o objemu úměrném aktuální hodnotě průtoku v době odběru vzorku.

3.1.2. Fotodokumentace

Obr. 9: ČOV Modřice, letecký záběr
Zdroj obrázku: Brněnské vodárny a kanalizace, a.s.

Obr. 10: Česle
Zdroj obrázku: https://www.labtech.eu/princip-cisteni-odpadnich-vod/

Obr. 11: ČOV Modřice, usazovací nádrže
Zdroj obrázku: Brněnské vodárny a kanalizace, a.s.

Obr. 12: ČOV Modřice, aktivační nádrž
Zdroj obrázku: Brněnské vodárny a kanalizace, a.s.

Obr. 13: ČOV Modřice, dosazovací nádrž
Zdroj obrázku: Brněnské vodárny a kanalizace, a.s.

Obr. 14: ČOV Modřice, sušárna kalu
Zdroj obrázku: Brněnské vodárny a kanalizace, a.s.

3.2. Malé ČOV

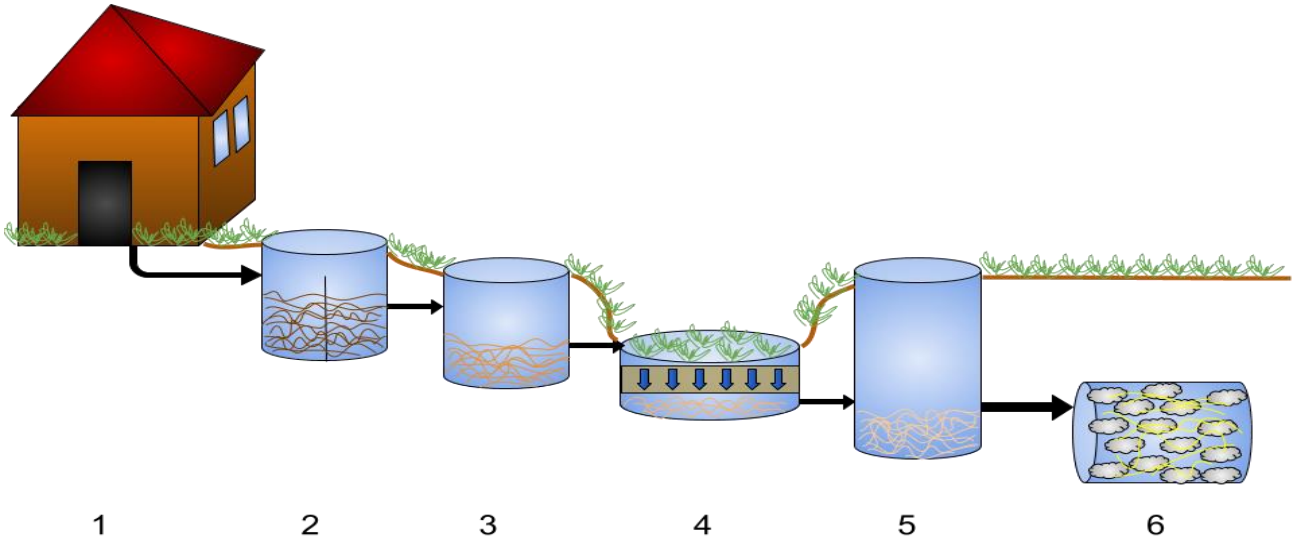
3.2.1. Princip funkce kořenových čističek vod

Princip funkce ČOV je stejný, jako je tomu u přirozených mokřadů. Jedná se tedy o samočistící proces, jehož základním principem je průtok již předem předčištěné vody skrze kořenový systém. Kořenový systém není tvořen pouze kořeny. Jsou zde i drobné kameny, jejichž hlavním účelem je zvětšení plochy, na které se mohou bakterie, aktivně se účastnící procesu čištění vody, uchytit. Bakterie se také usazují na kořenech rostlin, které budou zmíněny dále v textu. Mimo to rostliny z vody částečně odčerpávají živiny a přes zimu fungují jako tepelná izolační vrstva, což zajišťuje stabilitu účinnosti ČOV během letního a zimního období.

V kořenové ČOV probíhají procesy aerobní, anaerobní i anoxické. Voda je zde čištěna za pomoci fyzikální (sedimentace a filtrace), chemické (sorpce, rozklad látek) i biologické cesty (odčerpávání odpadních látek rostlinami).

Než se voda vlije do kořenové části, je třeba ji zbavit hrubých mechanických nečistot a případně i předčistit za anaerobních podmínek. Tento proces probíhá ve vícekomorovém anaerobním separátoru (septiku) případně v sedimentačních nádržích. Nízká koncentrace nerozpuštěných látek opouštějící první část kořenové ČOV je nezbytná pro její správné a dlouhodobé fungování. Takto předčištěná voda se shromažďuje v takzvaných pulzních šachtách. Po naplnění šachty je voda vypuštěna na kořenový horizontální (nejpoužívanější varianta, lze mít ale i vertikální) biofiltr (například vertikálním skrápěním), ve kterém se zdrží po dobu 10 dní. Během této doby voda protéká vrstvou jemného štěrku a písku, čímž se zbavuje případných nečistot a je ponechán dostatečný čas na práci přítomným bakteriím. Takto vyčištěná voda se shromažďuje v šachtě, odkud ji je možné použít například pro zavlažování a poté je vypouštěna do zasakovacího objektu, „trativodu“ (obr. 15).

Rostlinám vysazovaným do kořenového biofiltru vyhovuje voda a prostředí bohaté na živiny. Využívá se například rákos obecný, orobinec širokolistý a úzkolistý, zblochan vodní, chrastice rákosovitá, skřípinec jezerní, zevar vzpřímený nebo sítina rozkladitá obr. 16, obr. 17).



Obr. 15: Zjednodušené zobrazení kořenové ČOV
Zdroj obrázku: vlastní, dle korenova-cisticka.cz
1 – Zdroj znečištěné vody
2 - Vícekomorový anaerobní separátor
3 - Pulzní šachta
4 – Kořenový biofiltr
5 – Šachta – možnost využití vody pro závlahu
6 – Zasakovací objekt / vyústění do vodoteče

3.2.2. Možnosti využití a jejich úskalí

Kořenové ČOV mají oproti klasickým ČOV řadu výhod. Jsou vysoce ekologické a po jejich zřízení i ekonomické. Pro jejich funkci je zapotřebí minimum elektrické energie a jejich provozní náklady jsou násobně nižší než už mechanicko-biologických ČOV. Kořenové ČOV jsou schopny vyčistit kompletní odpadní vodu z domácností s využitím přirozených procesů probíhajících v přírodě. Při dobré péči mají životnost až desítky let, poměrně dobře snáší jak nestálý přítok vody, tak její proměnlivou kvalitu a mají dobrý čistící účinek již od zahájení provozu. Z estetického hlediska jsou s klasickými ČOV prakticky nesrovnatelné. Vytváří nové biotopy s řadou kvetoucích vlhkomilných rostlin a příznivě ovlivňují mikroklima okolního prostředí.

Mezi hlavní úskalí a omezení kořenových ČOV je jejich poměrně velká náročnost na prostor. Udává se objem 2 m^2 kořenového biofiltru na jednoho obyvatele, s jehož odpadní vodou se při čistících procesech počítá. Dále je třeba počítat s prostorem potřebným pro objekty předčištění, šachty a zasakovací objekt.

Při pořízení kořenové čističky k domácnosti je potřeba počítat s počáteční investicí pohybující se v rozmezí 150 – 300 tisíc Kč. Široké rozpětí je dáno řadou faktorů, které musí být při budování brány v potaz (podloží, terénní nerovnosti, podíl vlastní práce/firma, …).

Větší kořenové ČOV využívané například hotely a firmami mají pak pořizovací náklady shodné jako klasické ČOV, ale náklady na provoz jsou po jejím zavedení násobně nižší. U větších ČOV se jejich cena a velikost odvíjí od počtu obyvatel, jejichž odpadní vodu by měla ČOV čistit.

Na zbudování kořenových ČOV je, stejně jako na mnoho dalších projektů, možno využít dotace. Pro zbudování kořenové ČOV je třeba nechat si vyhotovit u projektanta vodohospodářských staveb projekt a teprve po jeho schválení je možné začít s její výstavbou. Jako u každý staveb je potřebné dodržet určitě požadavky, například i na vzdálenost od ohraničení pozemku, zdroje vody, budovy atd.

Pokud ČOV funguje jak má, pak je třeba zhruba 1x za rok odstranit suché části rostlin, 1x za 2-5 let vyčistit potrubí (tlakovou vodou) a zhruba 1x za 1-3 roky vyčerpat septik.

Kořenové ČOV jsou vhodné jak pro čištění odpadní vody z jedné domácnosti, tak i pro hotely, penziony, firmy nebo obce (jejich plocha musí odpovídat počtu ekvivalentních obyvatel - EO). Naopak nejsou dimenzované pro čištění průmyslových odpadních vod, které obsahují velké množství organických i anorganických polutantů a dalších nebezpečných látek.

3.2.3. Fotodokumentace

Obr. 16: Kořenová čistička ve firmě Železný
Zdroj obrázku: https://www.korenova-cisticka.cz/o-korenovkach/financovani/Korenova-cisticka%E2%80%93korenova-cistirna%E2%80%93naklady.html

Obr. 17: Kořenový biofiltr
Zdroj obrázku: https://www.drevoastavby.cz/drevostavby-archiv/bydleni-nejen-v-drevostavbe/zahrada/4179-korenova-cisticka-odpadnich-vod-nepachne-a-pracuje-levne

4. Závěr

Odpadní vodu z Brna a okolí čistí ČOV Modřice. Velké ČOV jsou většinou akciové společnosti nebo jejich součásti (například vodárny a kanalizace). Brněnské vodárny a kanalizace a.s. spravují ČOV v Brně, Pražské vodovody a kanalizace zastřešují ČOV v Praze, ČOV v Olomouci spravuje Moravská vodárenská atd.

Zároveň je Brno hlavním odběratelem pitné vody z Vírského oblastního vodovodu. Tato voda je dále upravována v úpravně vody Švařec (obr. 18, obr. 19, obr. 20).

Obr. 18: Úpravna vody Švařec
Zdroj obrázku: Brněnské vodárny a kanalizace, a.s.

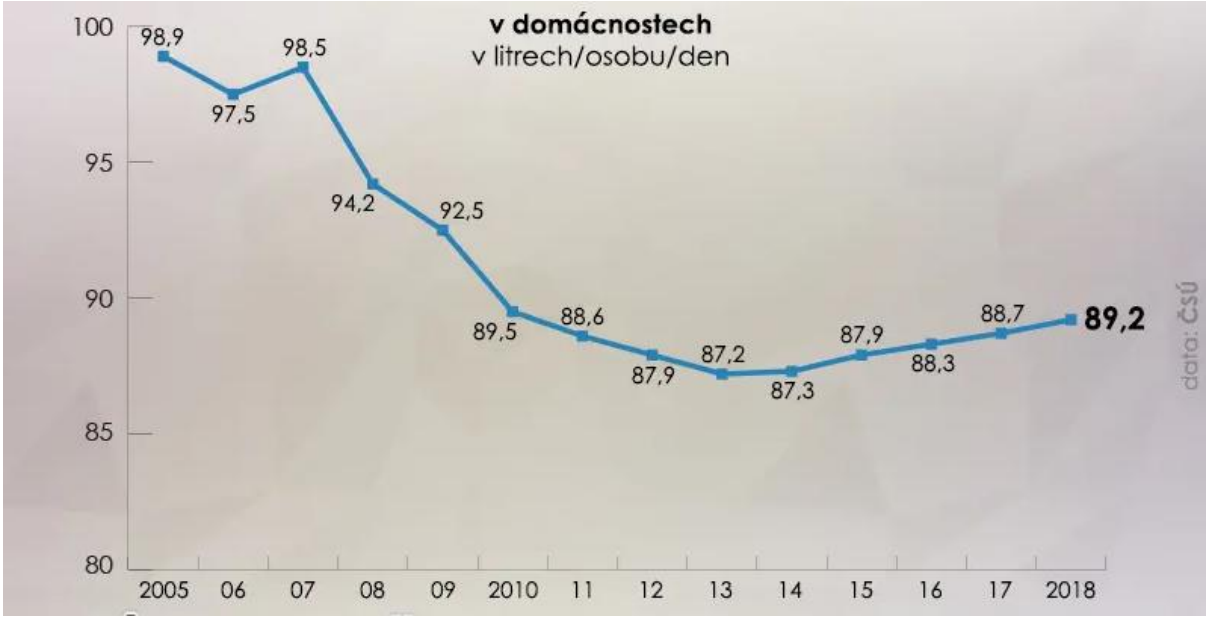
Obr. 19: Úpravna vody Švařec, hala filtrů
Zdroj obrázku: Brněnské vodárny a kanalizace, a.s.

Obr. 20: Úpravna vody Švařec, kalové nádrže
Zdroj obrázku: Brněnské vodárny a kanalizace, a.s.

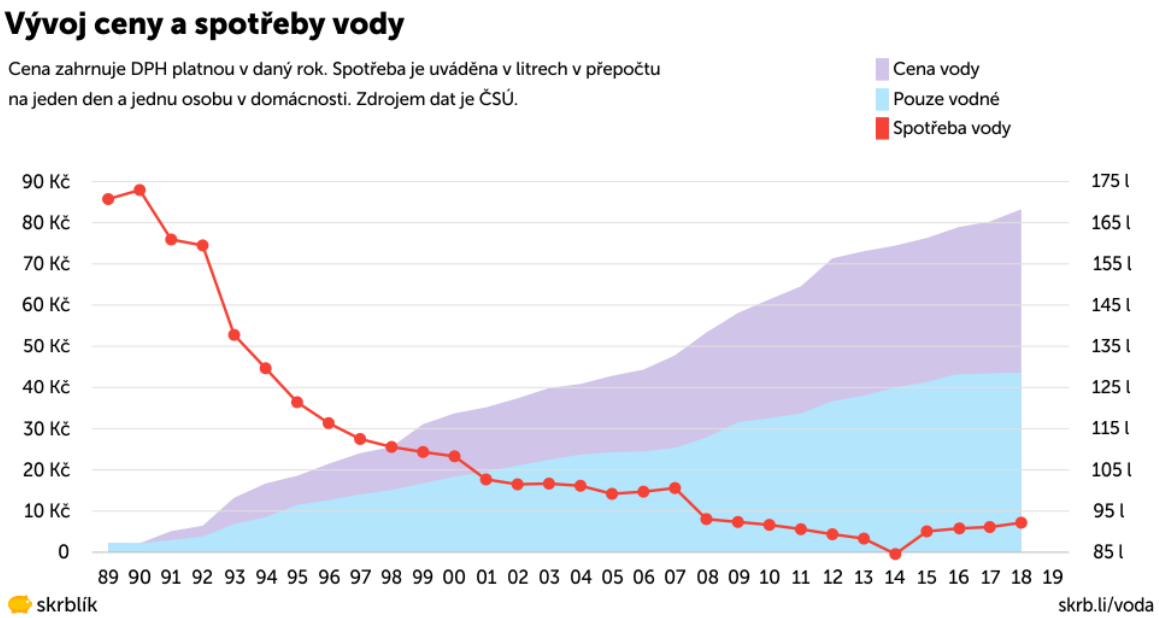
Cena vody se liší v jednotlivých oblastech republiky v průběhu jednotlivých let. Udává se za 1 metr krychlový a používá se označení 1 kubík. Cena se skládá z vodného a stočného. Vodné je platba za odběr vody z veřejné vodovodní sítě. Zahrnuje tedy náklady na dodání vody. Poplatek za odvedení odpadní vody kanalizací a její vyčištění je udáván jako stočné. Údaje o odpadní vodě se vypočítají na základě množství vody, která byla do objektu dodána (vodné).

Pro zajímavost, v Brně je aktuální cena (2020/08) 80,63 Kč / m^3 (v součtu vodné i stočné). Řada vodáren je v rukou měst a obcí, mnohé ale z velké části vlastní zahraniční koncerny SUEZ (Francie), Energie AG (Rakousko), Veolia (Francie), AQUALIA (Španělsko/Japonsko), GELSENWASSER (Německo) a další, které mohou ovlivňovat ceny vody.

Na základě vývoje cen a spotřeby vody v přepočtu na l / osoba / den můžeme říct, že se stoupající cenou vody klesá i spotřeba vody. V roce 2018 byla například průměrná spotřeba vody 89,2 l / osoba / den při ceně 82,23 Kč / m^3 (obr. 21, obr. 22).



Obr. 21: Vývoj spotřeby vody na osobu a den v ČR
Zdroj obrázku: https://www.novinky.cz/ekonomika/clanek/cesi-vodou-nesetri-denne-spotrebuji-90-litru-40282270



Obr. 22: Vývoj ceny a spotřeby vody
Zdroj obrázku: https://www.skrblik.cz/energie/voda/cena-vody/

Dále se platí poplatek za vypouštění odpadních vod do vod povrchových a podzemních. Poplatníkem tohoto poplatku je ten, kdo tam tyto vody vypouští (obce, areál, stavba). Poplatek se vypočítá na základě poplatků za jednotlivé znečišťující činitele (rtuť, kadmium,

CHSK, nerozpuštěné látky, anorganický dusík, rozpuštěné anorganické soli a halogenované organické sloučeniny).

Životní prostředí, jehož nedílnou součástí jsou vodní plochy a toky, je třeba chránit a dbát o něj. Pokud zničíme prostředí, ve kterém žijeme, tak budeme řadu let, desetiletí a možná i déle trvat, než se nám podaří napravit napáchané škody, pokud to tedy bude vůbec možné. Jako v řadě jiných odvětví, i zde nám ve velké míře pomáhá prevence a neustále se rozvíjející technologie ochranu vodního prostředí dále vylepšovat. Proto je třeba odvětví zabývající se péčí a ochranou prostředí podporovat a nezapomenout na to, že i my, jednotlivci, můžeme pro přírodu něco udělat. Můžeme začít omezením užívání přípravků nešetrných k přírodě a následnou cestu si už zvolit podle svých možností a na základě vlastního vědomí a svědomí.

5. Zdroje

5.1. Kapitola 1

Velíšek, J., Svobodová, Z., Blahová, J., Máchová, J., Stará, A., Dobšíková, R., Široká, Z., Modrá, H. Valentová, O., Randák, T., Štěpánová, S., Maršále, P., Koupová, H.K., Grabic, R., Zusková, E., Bartošková, M., Stancová, V., (2018). Vodní toxikologie pro rybáře, Fakulta rybářství a ochrany vod, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. ISBN 978-80-7514-069-2.

Nařízení vlády ČR č. 262/2012 Sb. o stanovení zranitelnosti oblastí a akčního programu.

Vyhláška č. 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody.

Vyhláška č. 428/2001 Sb., kterou se provádí zákon č. 274/2001 Sb., o vodovodech a kanalizacích pro veřejnou potřebu a o změně některých zákonů (zákon o vodovodech a kanalizacích).

Zákon č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny.

Zákon č. 254/2001 Sb. o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon).

Zákon č. 274/2001 Sb. o vodovodech a kanalizacích pro veřejnou potřebu a o změně některých zákonů (zákon o vodovodech a kanalizacích).

file:///D:/Downloads/Broura%20SUEZ%202017.pdf , navštíveno 30.8.2020.

https://www.edpp.cz/statni-podniky-povodi/ , navštíveno 9.9.2020.

http://www.mzp.cz/ , navštíveno 1.11.2020.

http://www.pijtezdravouvodu.cz/ , navštíveno 21.8.2020.

http://www.portal.chmi.cz/, navštíveno 3.11.2020.

http://www.pmo.cz/cz/o-podniku/predmet-cinnosti/ , navštíveno 5.9.2020.

https://www.vuv.cz/index.php/cz/o-ustavu, navštíveno 16.10.2020.

5.2. Kapitola 2

Canesi, L., Fabbri, E., (2015.) Environmental Effects of BPA: Focus on Aquatic Species. Dose-Response 13.

Corrales, J., Kristofco, L. A., Steele, W. B., Yates, B. S., Breed, C. S., Williams, E. S., & Brooks, B. W., (2015). Global Assessment of Bisphenol A in the Environment: Review and Analysis of Its Occurrence and Bioaccumulation. Dose-response : a publication of International Hormesis Society, 13(3), 1559325815598308.

Chen, X., Nielsen, J.L., Furgal, K., Liu, Y., Lolas, I.B., Bester, K., (2011). Biodegradation of triclosan and formation of methyl-triclosan in activated sludge under aerobic conditions. Chemosphere 84, 452–456.

Dar, O.I., Sharma, S., Singh, K., Sharma, A., Bhardwaj, R., Kaur, A., (2020). Biochemical markers for prolongation of the acute stress of triclosan in the early life stages of four food fishes. Chemosphere 247, 125914.

Dillon, P. J., and F. H. Rigler, (1974). The Phosphorus-Chlorophyll Relationship in Lakes. Limnology and Oceanoography 19 (5): 767-776.

MUSILOVÁ, Barbora. Metody stanovení iontů dusíku ve vodě – stabilita výsledných hodnot. [online]. Brno, 2015 [cit. 2020-11-08]. Dostupné z: https://theses.cz/id/8uf0bf/. Diplomová práce. Mendelova univerzita v Brně, Agronomická fakulta. Vedoucí práce doc. Ing. Radovan Kopp, Ph.D.

KUKOL, Jan. Eutrofizace vodních nádrží [online]. Brno, 2013 [cit. 2020-19-09]. Dostupné z: https://www.vutbr.cz/www_base/zav_prace_soubor_verejne.php?file_id=75437 . Bakalářská práce. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Ústav vodního hospodářství obcí. Vedoucí práce Ing. Renata Biela, Ph.D.

Šuta, M., (2007) Zdravotní rizika ftalátů v souvislosti se zdravotní péčí a možnosti jejich redukce. Mezioborové přehledy. Interní med. 9 (6): 288 – 291.

Vondráček, J., Machala, M., Minksová, K., Bláha, L., Murk, A.J., Kozubík, A., Hofmanová, J., Hilscherová, K., Ulrich, R., Ciganek, M. Neča, J., Švrčková, D., Holoubek I., (2001). Monitoring river sediment contaminated predominantly with polyaromatic hydrocarbons by chemical and in vitro bioassay techniques. Environmental toxikology and Chemistry 20: 1499 – 1506.

https://echa.europa.eu/cs/hot-topics/bisphenol-a , navštíveno 16.10.2020.

http://hgf10.vsb.cz/546/Ekologicke%20aspekty/cviceni/cviceni_lenticky/obnovy_eutro_nadrzi.htm , navštíveno 25.10.2020.

http://kosmetika.ft.utb.cz/Services/Downloader.ashx?id=134&disposition=inline , navštíveno 13.9.2020.

http://www.pravdaovode.cz , navštíveno 21.8.2020.

http://www.prochemie.cz/chem/tech-list-pax-18-polyaluminiumchlorid.pdf , navštíveno 2.10.2020.

http://www.vodnihospodarstvi.cz/boj-o-fosfor/ , navštíveno 14.10.2020.

http://web2.mendelu.cz/af_224_rybari/dok%20rybari/toxicita.pdf , navštíveno 22.10.2020.

5.3. Kapitola 3

Brněnské vodárny a kanalizace, a.s.. Dostupné z: http://www.bvk.cz/, navštíveno 23.8.2020.

Čistírny odpadních vod, Katedra zdravotního a ekologického inženýrství, ČVUT. Dostupné z http://kzei.fsv.cvut.cz/pdf/2016-2017/pvh2/COV.pdf, navštíveno 23.8.2020.

FRIBERTOVÁ, Marcela. Posouzení základních ukazatelů odpadní vody firmy Dermacol [online]. Brno, 2010 [cit. 2020-11-08]. Dostupné z: http://hdl.handle.net/11012/940. Diplomová práce. Vysoké učení technické v Brně. Fakulta chemická. Ústav chemie a technologie ochrany životního prostředí. Vedoucí práce Milada Vávrová.

SINGROVÁ Veronika. Účinnost čistíren odpadních vod [online]. Brno, 2017 [cit. 2020-20-08]. Dostupné z: https://www.vutbr.cz/www_base/zav_prace_soubor_verejne.php?file_id=155714. Bakalářská práce. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta stavební, Ústav vodního hospodářství obcí. Vedoucí práce Ing. Petr Hluštík, Ph.D.

Velíšek, J., Svobodová, Z., Blahová, J., Máchová, J., Stará, A., Dobšíková, R., Široká, Z., Modrá, H. Valentová, O., Randák, T., Štěpánová, S., Maršále, P., Koupová, H.K., Grabic, R., Zusková, E., Bartošková, M., Stancová, V., (2018). Vodní toxikologie pro rybáře, Fakulta rybářství a ochrany vod, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. ISBN 978-80-7514-069-2.

http://www.korenova-cisticka.cz, navštíveno 14.10.2020.

https://www.mujdum.cz/rubriky/stavba/korenove-cisticky-v-praxi_55.html , navštíveno 21.9.2020.

http://www.smvak.cz/technologie-cistiren-odpadnich-vod , navštíveno 21.8.2020.

http://www.vodovod.info/index.php/kanalizace-a-cov/307-rizeni-procesu-nitrifikace-a-denitrifikace-na-cistirnach-odpadnich-vod, navštíveno 21.10.2020.