

**MENDELOVA UNIVERZITA V BRNĚ  
AGRONOMICKÁ FAKULTA**

**BAKALÁŘSKÁ PRÁCE**

**BRNO 2015**

**TEREZA BURIANOVÁ**

**Mendelova univerzita v Brně**  
**Agronomická fakulta**  
**Ústav rybářství a hydrobiologie**

---



**Stanovení organických látek ve vodě**  
Bakalářská práce

*Vedoucí práce:*  
doc. Ing. Radovan Kopp, Ph.D.

*Vypracovala:*  
Tereza Burianová

---

Brno 2015

## PROHLÁŠENÍ

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma *Stanovení organických látek ve vodě* vypracovala samostatně a použila jen pramenů, které cituji a uvádím v příloženém seznamu literatury.

Souhlasím, aby moje práce byla zveřejněna v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách ve znění pozdějších předpisů a v souladu s platnou *Směrnicí o zveřejňování vysokoškolských závěrečných prací*.

Jsem si vědom/a, že se na moji práci vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., autorský zákon, a že Mendelova univerzita v Brně má právo na uzavření licenční smlouvy a užití této práce jako školního díla podle § 60 odst. 1 autorského zákona.

Dále se zavazuji, že před sepsáním licenční smlouvy o využití díla jinou osobou (subjektem) si vyžádám písemné stanovisko univerzity, že předmětná licenční smlouva není v rozporu s oprávněnými zájmy univerzity, a zavazuji se uhradit případný příspěvek na úhradu nákladů spojených se vznikem díla, a to až do jejich skutečné výše.

V Brně dne:.....

.....  
podpis

## **PODĚKOVÁNÍ**

Touto cestou bych chtěla poděkovat doc. Ing. Radovanu Koppovi, Ph.D. za odborné vedení mé bakalářské práce, jeho rady, připomínky a vstřícný přístup po dobu konzultací. Dále děkuji své rodině za podporu během studia.

## **ABSTRAKT**

Název mé bakalářské práce je Stanovení organických látek ve vodě.

V této práci jsem se zabývala chemickým rozbořem povrchových přírodních vod, a to konkrétně stanovením organických látek, které mohou být buď přirozeného, nebo antropogenního původu. Tyto látky výrazně ovlivňují chemické a biologické vlastnosti vod.

V rozmezí roku 2013 až 2014 bylo analyzováno několik druhů přírodních vod, u kterých byla stanovena chemická a biochemická spotřeba kyslíku, jakožto důležitý ukazatel organických látek v těchto vodách.

Všechna stanovení byla provedena v krátké době po odběru vzorků vody podle dané metodiky.

**Klíčová slova:** přírodní voda, organické látky, stanovení

## **ABSTRACT**

The title of my bachelor thesis is Determination of organic substances in water. In this work, I dealt with chemical analysis of surface natural waters, specifically the determination of organic substances, which can be either natural or anthropogenic origin. These substances significantly affect the chemical and biological characteristics of water.

Several kinds of natural waters were analyzed in the range of the years 2013-2014, by these were assayed chemical and biochemical oxygen demand, as an important indicator of organic substances in these waters.

All assays were performed in a short time after water samples were collected according to the methodology.

**Keywords:** natural water, organic substances, determination

## OBSAH

1 ÚVOD.....	9
2 CÍL PRÁCE.....	10
3 LITERÁRNÍ PŘEHLED .....	11
3.1 Voda.....	11
3.2 Obecné složení vod .....	11
3.3 Druhy vod.....	12
3.3.1 Přírodní vody .....	12
3.3.1.1 Atmosférické vody.....	12
3.3.1.2 Podzemní vody.....	12
3.3.1.3 Minerální vody.....	13
3.3.1.4 Povrchové vody, plaveniny a dnové sedimenty.....	13
3.3.1.5 Mořská voda.....	15
3.4 Charakteristika základních fyzikálně-chemických parametrů kvality vody .....	15
3.4.1 Teplota.....	15
3.4.2 Reakce vody – pH .....	15
3.4.3 Obsah rozpuštěného kyslíku.....	16
3.4.4 Kyselinová neutralizační kapacita (dříve alkalita) .....	16
3.4.5 Dusík.....	16
3.4.6 Dusičnany .....	17
3.4.7 Dusitany.....	17
3.4.8 Amoniakální dusík.....	17
3.4.9 Celkový dusík.....	18
3.4.10 Fosfor.....	18
3.4.11 Chloridy.....	19
3.5 Samočistící schopnost vody .....	19

3.6 Organické látky .....	20
3.6.1 Dělení organických látek .....	20
3.6.2 Druhy organických látek .....	21
3.6.2.1 Fenoly a polyfenoly .....	21
3.6.2.2 Třísloviny .....	22
3.6.2.3 Huminové látky .....	22
3.6.2.4 Lignin a ligninové kyseliny .....	23
3.6.2.5 Pesticidy .....	23
3.6.2.6 Karcinogenní látky .....	24
3.6.2.7 Tenzidy .....	24
3.6.2.8 Uhlovodíky (ropné látky) .....	24
3.6.2.9 Chlorované organické látky .....	25
3.6.2.10 Ostatní organické látky (xenobiotika) .....	25
3.6.3 Vlastnosti organických látek .....	26
3.6.4 Organické kontaminanty a jejich stanovení .....	26
3.7 Metody pro stanovení organických látek (CHSK, BSK, TOC) .....	27
3.7.1 Chemická spotřeba kyslíku (CHSK) .....	27
3.7.2 Biochemická spotřeba kyslíku (BSK) .....	27
3.7.3 Celkový organický uhlík (TOC) .....	28
3.8 Biologie znečištění přírodních vod .....	28
3.8.1 Vliv organického znečištění na vodní prostředí a organizmy .....	28
3.8.2 Vliv organických látek na vodní organizmy .....	29
3.8.3 Vliv organických látek na ryby .....	29
3.9 Jakost vod .....	29
3.9.1 Kontrola jakosti vod .....	30
3.10 Vliv jakosti vody na kvalitu rybího masa .....	31
3.10.1 Kontaminanty rybího masa .....	31

3.11 Ryby v gastronomii .....	32
3.12 Ochrana jakosti vod v České republice .....	33
3.13 Příprava vzorku k analýze .....	34
3.13.1 Odběr vzorků .....	34
3.13.2 Úpravy vzorků před analýzou .....	34
3.13.3 Filtrace vzorků .....	35
3.13.4 Ředění vzorků .....	35
3.13.5 Interpretace výsledků .....	35
4 MATERIÁL A METODY .....	36
4.1 Stanovení chemické spotřeby kyslíku manganistanem draselným (CHSK <sub>Mn</sub> ) .....	36
4.1.1 Stanovení CHSK <sub>Mn</sub> - Kubelova metoda .....	38
4.2 Stanovení chemické spotřeby kyslíku dichromanem draselným (CHSK <sub>Cr</sub> ) .....	39
4.2.1 CHSK <sub>Cr</sub> komerční semimikrometoda (COD Cell Test) .....	40
4.3 Stanovení biochemické spotřeby kyslíku (BSK <sub>5</sub> ) .....	41
5 VÝSLEDKY PRÁCE A DISKUZE .....	44
6 ZÁVĚR .....	50
7 SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY .....	52
8 SEZNAM OBRÁZKŮ A TABULEK .....	56



# 1 ÚVOD

Organické sloučeniny hrají důležitou roli v chemii přírodních vod a navrhovaných vodních systémech. Za posledních několik desítek let se výzkum v těchto oblastech hodně zaměřuje na studium chování organických chemikálií a přírodních organických látek a na jejich enviromentálním vlivu.

Existuje mnoho typů látek znečišťujících vodu. Například voda kontaminována zemědělskou činností obsahuje dusičnany, pesticidy a patogeny, důlní činností vznikají vody s nízkým pH, zvýšenou koncentrací síranu, železa a dalších kovů, tepelné elektrárny produkují vodu, která je zvýšené teploty s nízkou koncentrací rozpuštěného kyslíku, atd. Chemický průmysl je velmi významným zdrojem znečištění vody, protože produkuje tisíce toxických látek.

Organické látky vody nelze sledovat a stanovovat každou zvlášť, protože jsou schopny oxidace, vyjadřujeme jejich sumu množstvím kyslíku na jejich úplnou oxidaci. Můžeme je oxidovat, buď chemicky či biochemicky.

Chemická spotřeba kyslíku je kvalitativní odhad organické kvality vody a neměla by být použita jako jediný parametr pro měření organického zatížení.

Biochemická spotřeba kyslíku je empirický test, který měří spotřebu kyslíku bakteriemi po dobu 5 dnů.

## **2 CÍL PRÁCE**

Cílem předložené bakalářské práce bylo vypracovat literární rešerši na dané téma, stanovit celkovou koncentraci organických látek ve vybraných vzorcích vody a získané výsledky vyhodnotit.

## 3 LITERÁRNÍ PŘEHLED

### 3.1 Voda

Voda pokrývá více než dvě třetiny zemského povrchu. Její objem se odhaduje na 1 400 mil. km<sup>3</sup>. Podstatnou část (cca 97 %) tvoří slané vody moří a oceánů.

Je chemickou sloučeninou kyslíku a vodíku H<sub>2</sub>O. Vyskytuje se ve skupenství plynném (pára), kapalném (voda) a tuhém (led). Molekula vody vytváří s jinými sloučeninami krystalové struktury minerálů.

Voda je základní složkou životního prostředí a nezbytnou podmínkou života na Zemi. Z tohoto pohledu (ale zejména z hlediska člověka) je voda nezastupitelná a plní základní funkce: biologickou, zdravotní, kulturní a estetickou.

Biologická funkce vody spočívá především v tom, že voda je prakticky jediným univerzálním rozpouštědlem ve světě živých soustav – organismů.

Zdravotní funkce vody spočívá v tom, že je nezastupitelná pro zajištění osobní i veřejné hygieny člověka a pro široké uplatnění při jeho rekreaci.

Kulturní a estetické funkce. Je přínosem ke zkrášlení krajiny a sídel. Je důležitým činitelem z hlediska krajinářské architektonické tvorby (Herčík, 2006).

### 3.2 Obecné složení vod

Voda vyskytující se v přírodě není chemicky čistá, vždy obsahuje rozpuštěné plyny a rozpuštěné i nerozpuštěné anorganické a organické látky. Některé látky přijímá již v atmosféře, ale k jejímu hlavnímu obohacování rozpuštěnými látkami dochází při infiltraci půdou a horninami. Antropogenním zdrojem anorganických a organických látek v přírodních vodách jsou průmyslové a splaškové odpadní vody a nečistoty z ovzduší.

Látky obsažené ve vodách se z chemického hlediska dělí na anorganické a organické. Z fyzikálního hlediska mohou být přítomné buď v pravých roztocích jako iontově rozpuštěné látky (elektrolyty), nebo jako neiontově rozpuštěné látky (neelektrolyty), popř. jako látky nerozpuštěné (usaditelné, neusaditelné a vzplývavé) (Pitter, 2009).

### **3.3 Druhy vod**

Vody lze rozlišovat podle původu, výskytu a použití. Podle původu lze vody dělit na přírodní a odpadní. Odpadní vody se dělí na splaškové (splašky) a průmyslové. Městské odpadní vody jsou směsí odpadních vod splaškových průmyslových. Mezi odpadní vody se počítají i průsakové vody z odkališť nebo ze skládek odpadů. Podle výskytu se přírodní vody dělí na atmosférické, povrchové a podzemní. Podle použití se rozeznává voda pitná, užitková, provozní a odpadní (Pitter, 2009).

#### **3.3.1 Přírodní vody**

##### ***3.3.1.1 Atmosférické vody***

Pod pojmem atmosférická voda se obvykle rozumí veškerá voda v ovzduší bez ohledu na skupenství. Atmosférické srážky (voda padající k zemi) jsou výsledkem kondenzace vodních par v ovzduší nebo na různých površích. Rozeznávají se srážky kapalné (déšť, mrholení, mlha, rosa) a srážky tuhé (sníh, kroupy, námraza, jinovatka).

Chemické složení srážek závisí na složení a znečištění ovzduší ve spodní a střední vrstvě atmosféry. Nejvíce jsou znečištěny srážkové vody v okolí velkých průmyslových center a sídlišť a nejméně vody v horských oblastech, pokud zde není ovzduší znečištěné dálkovým přenosem. Jejich základní chemické složení odpovídá z kvalitativního hlediska základnímu složení podzemních a povrchových vod. Jsou však určité rozdíly kvantitativní v poměrech mezi jednotlivými kationty a anionty (Pitter, 2009).

##### ***3.3.1.2 Podzemní vody***

Podzemní vodou se rozumí voda přirozeně se vyskytující pod zemským povrchem v pásmu nasycení, která je v přímém styku s horninami. Je to voda v zemských dutinách a zvodněných zemských vrstvách. Za podzemní vody se považují též vody protékající drenážními systémy a vody ve studních a vrtech. Zdroje podzemních vod jsou přednostně vyhrazeny pro zásobování obyvatelstva pitnou vodou.

Podle celkového chemického složení se dělí podzemní vody na prosté vody a minerální vody. Prostá voda má nízký obsah rozpuštěných látek a nespĺňuje žádné z kritérií pro minerální vodu.

Chemické složení podzemních vod je výsledkem vzájemného působení srážkových a povrchových vod, podzemní atmosféry a horninového prostředí.

Chemické složení závisí především na složení půd a hornin, kterými voda při svém podzemním oběhu protéká a také na složení povrchových a srážkových vod v dané oblasti (především v příbřežních zónách nebo v oblastech se silně znečištěnou atmosférou) (Pitter, 2009).

### ***3.3.1.3 Minerální vody***

Pro minerální vody byl vydán zákon č. 164/2001 Sb., o přírodních léčivých zdrojích, zdrojích přírodních minerálních vod, přírodních léčebných lázních a lázeňských městech (lázeňský zákon). Tento zákon je doprovázen vyhláškou Ministerstva zdravotnictví č. 423/2001 Sb., kterou se stanoví způsob a rozsah hodnocení léčivých zdrojů a zdrojů přírodních minerálních vod (vyhláška o zdrojích a lázních).

Přírodním léčivým zdrojem je přirozeně se vyskytující minerální voda, plyn nebo peloid, které mají vlastnost vhodnou pro léčebné využití. Peloidem se rozumí rašelina, slatina nebo bahno. Zdrojem přírodní minerální vody je přirozeně se vyskytující podzemní voda původní čistoty, stálého složení a vlastností, která má z hlediska výživy fyziologické účinky dané obsahem minerálních látek, stopových prvků nebo jiných součástí, které umožňují její použití jako potraviny a k výrobě balených minerálních vod.

Složení minerálních vod závisí na podmínkách jejich formování (geologickém a hydrologickém oběhu). Jde o vody vznikající interakcí srážkových vod s horninami, kterými infiltrují a obohacují se o oxid uhličitý a další plyny (tzv. litogenní vody) (Pitter, 2009).

### ***3.3.1.4 Povrchové vody, plaveniny a dnové sedimenty***

Povrchové vody jsou všechny vody přirozeně se vyskytující na zemském povrchu. Dělí se na vody kontinentální a vodu mořskou. Kontinentální povrchové vody jsou jednak tekoucí (vodní toky), jednak stojaté (jezera, nádrže, rybníky).

Základním kvalitativním složením se povrchové vody od podzemních vod příliš neliší, rozdíl jsou v poměru zastoupení jednotlivých složek. Chemická rozmanitost je u většiny povrchových vod menší než u vod podzemních, výjimku tvoří bezodtoková jezera. Zatímco podzemní vody jsou často v anoxickém stavu a obsahují větší koncentrace  $\text{CO}_2$ , u povrchových vod je tomu opačně.

Dále se liší obsahem organických látek. Podzemní vody bývají v důsledku infiltrace půdou a horninovým prostředím jen málo organicky znečištěny. Naproti tomu povrchové vody nejsou před antropogenním znečištěním přirozeným způsobem chráněny a koncentrace organických látek v nich může být značná.

#### Chemické složení tekoucích povrchových vod

Organické látky v povrchových vodách jsou jednak přírodního původu (humínové látky a produkty životní činnosti vodních organismů), jednak původu antropogenního (ze splaškových a průmyslových odpadních vod ze zemědělství).

Pro čisté povrchové vody se hodnoty  $\text{CHSK}_{\text{Mn}}$  ( $\text{COD}_{\text{Mn}}$ ) (chemická spotřeba kyslíku stanovená manganistanem) a  $\text{BSK}_5$  ( $\text{BOD}_5$ ) (biochemická spotřeba kyslíku za 5 dnů) pohybují jen v jednotkách  $\text{mg.l}^{-1}$ , avšak ve znečištěných vodách i v desítkách  $\text{mg.l}^{-1}$ .

V povrchových vodách mohou být závažným problémem specifické organické látky, které nelze běžnou vodárenskou technologií zcela odstranit. Jedná se především o uhlovodíky, organické halogenderiváty, fenoly, tenzidy a pesticidy.

#### Chemické složení stojatých povrchových vod

Organické látky se dostávají do nádrží z přítoku a splachem z okolní půdy a vznikají také metabolickou činností, odumíráním a rozkladem fytoplanktonu a zooplanktonu. Výsledky stanovení  $\text{BSK}_5$  vod nádrží mohou být zkresleny spotřebou kyslíku dýcháním (disimilací) řas a sinic.

Organické znečištění stojatých vod se může pohybovat v širokém rozmezí, protože závisí na tom, zda jde o horská jezera, nebo nádrže s různým stupněm eutrofizace. V relativně málo znečištěných nádržích bývají hodnoty DOC (rozpuštěný organický uhlík) do  $10 \text{ mg.l}^{-1}$  a hodnoty  $\text{CHSK}_{\text{Cr}}$  ( $\text{COD}_{\text{Cr}}$ ) (chemická spotřeba kyslíku stanovená dichromanem) do  $20 \text{ mg.l}^{-1}$  (Pitter, 2009).

### **3.3.1.5 Mořská voda**

Mořskou vodou se rozumí voda všech oceánů a moří. Mořská voda má v dané oblasti téměř konstantní složení, zejména základní chemické složení.

Koncentrace rozpuštěných organických látek v mořské vodě je malá. V povrchových vrstvách (asi do 300 m hloubky) vody oceánů se DOC pohybuje asi od 0,4 mg.l<sup>-1</sup> do 2,5 mg.l<sup>-1</sup>. V hlubokých vrstvách je koncentrace menší, asi 0,4 mg.l<sup>-1</sup> až 1,6 mg.l<sup>-1</sup> (Pitter, 2009).

## **3.4 Charakteristika základních fyzikálně-chemických parametrů kvality vody**

### **3.4.1 Teplota**

Teplota vody je jednou z nejdůležitějších fyzikálních vlastností výrazně ovlivňující životní děje ve vodním prostředí. Má zásadní význam pro koloběh látek ve vodě a pro život ryb a vodních organismů, protože bezprostředně ovlivňuje důležité životní pochody, jako intenzitu látkové výměny, příjem potravy i rozmnožování (Hanel, Lusk, 2005).

### **3.4.2 Reakce vody – pH**

Hodnota pH ovlivňuje koloběh látek ve vodě, a tím má zásadní vliv na tvorbu přirozené potravy. Podle reakce rozdělujeme reakci vody do tří základních skupin:

- kyselé vody - pH nižší než 7. Jsou to vody protékající kyselým podložím, z rašelinných oblastí, toky protékající zalesněnými oblastmi s vysokým obsahem organických kyselin v půdě.
- neutrální vody - pH = 7. Jsou nejvhodnější pro život většiny našich ryb.
- zásadité vody - pH vyšší než 7. Jsou to převážně vody stojaté, především rybniční (Hanel, Lusk, 2005).

### 3.4.3 Obsah rozpuštěného kyslíku

Kyslík je jedním z nejdůležitějších plynů ve vodě. Je potřebný pro dýchání vodních živočichů a pro aerobní rozklad organické hmoty. Kyslík se do vody dostává difúzí při styku vody se vzduchem, fotosyntézou vodních rostlin, případně s přítokem s více okysličenou vodou. Obsah kyslíku ve vodě závisí na teplotě vody a na atmosférickému tlaku. Čím vyšší je teplota vody, tím méně kyslíku se ve vodě rozpouští. Příčinou snížené koncentrace kyslíku ve vodě (deficitu kyslíku - tj. koncentrace kyslíku chybějící při dané teplotě do nasycení ve vodě) bývá nejčastěji znečištění vod organickými látkami, které se ve vodě rozkládají a přitom spotřebovávají ve vodě rozpuštěný kyslík.

Koncentrace organických látek ve vodě a jejich schopnost odnímat vodě kyslík se hodnotí pomocí chemické spotřeby kyslíku (CHSK) a biochemické spotřeby kyslíku za 5 dnů (BSK<sub>5</sub>). CHSK<sub>Mn</sub> stanovené Kubelovou metodou má být pro kaprovité ryby do 20-30 mg.l<sup>-1</sup> O<sub>2</sub>, BSK<sub>5</sub> do 8-15 mg.l<sup>-1</sup> O<sub>2</sub>, pro lososovité ryby pak do 10 mg.l<sup>-1</sup> O<sub>2</sub> a BSK<sub>5</sub> do 5 mg.l<sup>-1</sup> (Hanel, Lusk, 2005).

### 3.4.4 Kyselinová neutralizační kapacita (dříve alkalita)

Kyselinová neutralizační kapacita (KNK) je schopnost vody vázat vodíkové ionty. Jedná se o látkové množství silné jednosytné kyseliny v mmol, které se spotřebuje na 1 litr vody k dosažení určité hodnoty pH. Výsledná hodnota KNK charakterizuje kromě jiného i schopnost vody vyrovnávat se do určité míry s kyselými vodami, aniž dojde k výraznému poklesu pH vody (Valentová et al., 2013).

### 3.4.5 Dusík

Dusík se ve vodách vyskytuje v různých oxidačních stupních, a to v iontové i neiontové formě. Podle klesajícího oxidačního stupně lze seřadit dusíkaté sloučeniny, které se nejčastěji vyskytují ve vodách, v pořadí: dusičnany (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), dusitany (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>), amoniakální dusík (N-NH<sub>3</sub> a N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) a sloučeniny obsahující organicky vázaný dusík (bílkoviny, peptidy, aminokyseliny, močovina atd.) (Valentová et al., 2013).



### 3.4.6 Dusičnany

Dusičnany se vyskytují v různých koncentracích ve všech druzích vod, a to od desetin až jednotek  $\text{mg.l}^{-1} \text{NO}_3^-$  v podzemních a povrchových vodách, až po stovky  $\text{mg.l}^{-1} \text{NO}_3^-$  v některých odpadních průmyslových vodách.

Pro člověka jsou dusičnany ve vodě primárně málo závadné, ale sekundárně po bakteriální redukci v gastrointestinálním traktu na dusitany mohou být příčinou dusičné alimentární methemoglobinemie. Proto je obsah dusičnanů v pitné vodě limitován a jako mezní koncentrace se uvádí  $50 \text{ mg.l}^{-1} \text{NO}_3^-$  (Vyhláška č. 252/2004 Sb.).

Pro ryby jsou dusičnany jen velmi slabě jedovaté. Toxické a letální účinky se projevují až v koncentracích nad  $1\ 000 \text{ mg.l}^{-1} \text{NO}_3^-$ . Jako nejvyšší přípustná koncentrace pro kapra se udává  $80 \text{ mg.l}^{-1} \text{NO}_3^-$ , pro pstruha duhového  $20 \text{ mg.l}^{-1} \text{NO}_3^-$  (Valentová et al., 2013).

### 3.4.7 Dusitany

Dusitany zpravidla doprovázejí ve vodách dusičnany a formy amoniakálního dusíku. Vzhledem ke své chemické a biochemické labilitě se obvykle vyskytují ve velmi malých koncentracích (obvykle v setinách až desetinách  $\text{mg.l}^{-1}$ ).

Dusitany jsou ve vodách velmi nestálé. Mohou být biochemicky i chemicky oxidovány nebo redukovány. Velmi snadná je biochemická oxidace (nitrifikace) probíhající ve vodách v aerobních podmínkách. V anaerobních podmínkách přichází v úvahu biologická denitrifikace na elementární dusík, resp.  $\text{N}_2\text{O}$ . Proto lze dusitany často prokázat v nízkých koncentracích jako meziproduct chemických a biochemických transformací sloučenin dusíku.

Zvýšené koncentrace dusitanů (řádově desetiny, ale i jednotky  $\text{mg.l}^{-1} \text{N-NO}_2^-$ ) se mohou vyskytovat ve vodách v intenzivních chovech ryb, zejména v recirkulačních systémech (Valentová et al., 2013).

### 3.4.8 Amoniakální dusík

Amoniakální dusík (amoniak) je primárním produktem rozkladu organických dusíkatých látek živočišného a rostlinného původu. Proto jsou antropogenním zdrojem amoniakálního dusíku organického původu především splaškové odpadní vody a odpady ze zemědělských výroby. Antropogenním zdrojem amoniakálního dusíku anorganického

původu jsou především dusíkatí hnojiva, která se infiltrací a splachem ze zemědělsky obdělávaných ploch dostávají do vod podzemních i povrchových.

Amoniak je také hlavním metabolickým produktem ryb, zooplanktonu a dalších vodních organismů, takže musíme počítat s jeho výskytem zejména v intenzivních chovech ryb, v recirkulačních systémech i v rybnících.

Amoniak se ve vodě vyskytuje ve dvou formách, a to ve formě disociované ( $\text{NH}_4^+$ ), která není pro ryby výrazně toxická, a ve formě nedisociované „volné“ ( $\text{NH}_3$ ), která je pro ryby silně toxická. O tom, která z těchto dvou forem ve vodě převažuje, rozhodují především hodnoty pH a teploty vody (Valentová et al., 2013).

### 3.4.9 Celkový dusík

Obsah celkového dusíku ve vodě je dán součtem koncentrací dusíku všech anorganických dusíkatých sloučenin (tzn.  $\text{NH}_3$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ) a organických dusíkatých sloučenin (s dusíkem  $\text{N}^{\text{III}}$ ) obsažených ve vzorku.

V povrchových vodách je zjištění hodnoty obsahu celkového dusíku důležité pro stanovení látkové dusíkaté bilance. Pro zjištění obsahu  $N_{\text{celk}}$  se používá buď samostatné analytické stanovení, nebo se stanoví výpočtem jako součet jednotlivých složek.

Podle současné platné legislativy týkající se hodnot přípustného znečištění povrchových vod (nařízení vlády č. 229/2007 Sb., kterým se mění nařízení vlády č. 61/2003 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, ve znění pozdějších předpisů) je v případě celkového dusíku stanoven imisní standard  $8 \text{ mg.l}^{-1}$  (Valentová et al., 2013).

### 3.4.10 Fosfor

Sloučeniny fosforu hrají významnou úlohu v přírodním koloběhu látek. Jsou nezbytné pro vyšší i nižší organismy, které je přeměňují na organicky vázaný fosfor.

V souvislosti s fosforem se můžeme rovněž setkat s pojmem biologicky dostupný fosfor. Jedná se jednak rozpuštěné ortofosforečnany, jednak o fosforečnany adsorbované na povrchu nerozpuštěných látek.

Fosforečnany se vyskytují ve vodách jen ve velmi nízkých koncentracích (řádově setinách až desetínách  $\text{mg.l}^{-1}$ ). Obzvláště nízká koncentrace fosforečnanů bývá ve vodách nádrží a rybníků v letním období, neboť fosforečnany se uplatňují při růstu řas a sinic.

Vzhledem k tomu, že se formy výskytu fosforu mění, není možno posuzovat trofickou úroveň vody jen na základě stanovení ortofosforečnanů ( $\text{PO}_3^-$ ), nebo dokonce aplikovat fosforečná hnojiva na jeho doplnění při zjištění pouhého stopového množství nebo úplné absence fosforečnanů. K takovému kroku lze přistoupit až na základě analýzy celkového fosforu, která není po mineralizaci vzorku vody.

Koncentrace celkového fosforu je v současné době jedním z limitujících ukazatelů intenzity rybářského obhospodařování. Podle nařízení vlády č. 229/2007 Sb. je imisní standard pro celkový fosfor  $0,2 \text{ mg.l}^{-1}$ . K překračování této limitní hodnoty dochází častěji s postupující sezónou a ve větší míře ve vodách, kde jsou ryby přikrmovány, než tam, kde ryby mají k dispozici pouze přirozenou potravu (Valentová et al., 2013).

#### **3.4.11 Chloridy**

V přírodních vodách patří chloridy mezi základní anionty. Jsou nejběžnější formou výskytu sloučenin chloru ve vodách a jsou v nich chemicky i biologicky stabilní. Vyskytují se ve všech druzích vod, a to od jednotek miligramů v litru (u přírodních vod) až po několik gramů v litru ve znečištěných průmyslových vodách nebo ve vodách minerálních a mořských. Větší množství chloridů v přírodní vodě bývá ukazatelem znečištění splaškovými či průmyslovými vodami (Valentová et al., 2013).

### **3.5 Samočistící schopnost vody**

Samočištěním se nazývá souhrn fyzikálních, chemických a biologických pochodů: u tekoucích vod je jeho rychlost závislá též na hydraulických poměrech.

Základem samočištění je přirozené odbourávání organických látek (včetně ostatního znečištění). Hlavním činitelem podmiňujícím mineralizaci organických látek je aerobní biologický resp. biochemický pochod, tedy přítomnost kyslíku ve vodě. Proto k nejrychlejšímu samočištění dochází v peřejnatých dobře prokysličených tocích. Vedle toho se uplatňuje řada dalších činitelů, např. charakter odpadních vod a znečištění, kyslík dodávaný asimilací a zejména druh akvatického ekosystému. Schopnost vodního toku

mineralizovat za přirozeného průtoku nečistoty lze tedy obecně posoudit podle celkové bilance kyslíku ve vodě (Říha, 1987).

### **3.6 Organické látky**

Ve vodním prostředí se vyskytuje značné množství rozpuštěných organických látek různého druhu a původu. Řada organických látek je původu antropogenního a dostává se do prostředí jako vody odpadní. Valná většina těchto látek působí na hydrobionty negativně (toxicky, karcinogenně, deficity kyslíku, atd.). Organické látky rozpuštěné ve vodě však mohou být i původu přírodního (humínové kyseliny, metabolity hydrobiontů, látky uvolňované při rozkladu organické hmoty) (Heteša, Sukop, 1994).

#### **3.6.1 Dělení organických látek**

Organické látky v přírodních vodách mohou být přirozeného nebo antropogenního původu. Mezi přirozené organické znečištění patří výluhy z okolní půdy a sedimentů a produkty životní činnosti rostlinných a živočišných organismů žijících ve vodě. Příčinou antropogenního organického znečištění jsou odpadní vody splaškové, průmyslové vody a odpady ze zemědělství společně se splachy ze zemědělsky obdělávaných půd.

Z biologického hlediska se pak organické látky dělí na biologicky rozložitelné a látky biochemicky rezistentní, které se hromadí v hydrosféře a jsou i obtížně odstranitelné běžnými úpravárenskými postupy. Kromě výše uvedených hledisek lze organické látky dělit na neškodné a škodlivé, a to buď z hlediska toxicity, nebo ovlivňování sensorických vlastností vody a kyslíkového režimu povrchových vod (Valentová et al., 2013).

#### **Syntetické a antropogenní organické sloučeniny**

Termín syntetické organické sloučeniny se týká sloučenin, které se nevyskytují v přírodě, s výjimkou vlivu lidských činností, a nejsou syntetizovány organismy.

Termín antropogenní organické sloučeniny má obecně stejný význam. Mnoho syntetických organických sloučenin, zejména ty, které obsahují halogeny, se mikroorganismy obtížně rozkládají a po uvolnění do životního prostředí, v důsledku lidské

činnosti, zde zůstávají po dlouhou dobu. Tyto sloučeniny jsou často označovány jako perzistentní organické látky (POPs) (Brezonik, Arnold, 2011).

### **3.6.2 Druhy organických látek**

Ve vodách se vyskytují tyto druhy organických látek:

- 1) fenoly a polyfenoly
- 2) huminové látky
- 3) lignin a ligninosulfonové kyseliny
- 4) pesticidy
- 5) karcinogenní látky
- 6) tenzidy a detergenty
- 7) ropné látky
- 8) chlorované organické látky (Synáčková, 1996).

Chemické skupiny organických sloučenin jsou řazeny do tříd na základě jejich fyzikálních vlastností a reaktivitě. Tyto chemické a fyzikální vlastnosti úzce souvisí s hlavní funkční skupinou v molekule (Thurmann, 1985).

#### **3.6.2.1 Fenoly a polyfenoly**

Fenoly a polyfenoly přítomné ve vodách mohou být přirozeného nebo antropogenního původu. Vznikají biosyntetickými nebo naopak rozkladnými procesy v živých organismech.

Fenoly přirozeného původu lze dělit na jednoduché zpravidla vícesytné fenoly, rostlinné tříslloviny, ligniny a huminové látky.

Fenoly v přírodních vodách mohou mít původ v průmyslových odpadních vodách (tepelné zpracování uhlí, rafinerie ropy ap.). Tyto odpadní vody obsahují jednosytné a vícesytné fenoly v koncentracích řádově i v jednotkách g.l<sup>-1</sup>.

Při biologickém čištění fenolových odpadních vod se tvoří různé polyfenoly podobné jako polyfenoly vznikající přirozenou cestou. Často se objevují fenoly v povrchových vodách znečištěných sulfidovými výluhy.

Z hydrochemického hlediska je významná kyselost fenolů a komplexotvorné vlastnosti vícesytných fenolů.

Fenoly, zejména jednosytné, mají mimořádný význam při úpravě vody. Při chloraci vody vznikají intenzivně páchnoucí chlorfenoly a to již při koncentracích v jednotkách až desítkách  $\mu\text{g.l}^{-1}$  (Žáček, 1998).

### **3.6.2.2 Třísloviny**

Třísloviny se vyskytují v různých částech rostlin (nejvíce tříslovin obsahuje kůra a dubové dřevo). Mohou se dostat do povrchových vod s odpadními vodami ze zpracování dřeva a kůží. Složení tříslovin je v závislosti na druhu rostlin a jejich částech rozdílné. Jsou to aromatické sloučeniny obsahující několik fenolových skupin. Řadíme je tedy mezi vícesytné fenoly. Dalšími funkčními skupinami jsou COOH, OR, CO, CHO a alkoholické skupiny (Žáček, 1998).

### **3.6.2.3 Huminové látky**

Huminové látky jsou složité vysokomolekulární polycyklické sloučeniny tmavě hnědého zbarvení, které představují komplex organických látek, produktů kondenzace aromatických látek fenolového typu s aminokyselinami a bílkovinami.

Pro huminové látky je charakteristická přítomnost karboxylové a hydroxylové funkční skupiny, a to jak fenolické, tak alkoholické, a skupiny metoxylové. Tyto skupiny jsou vázány jak na jádrech, tak i na postranních řetězcích.

Huminové látky podléhají biologickému rozkladu jen velmi zvolna. Rychlost jejich rozkladu prakticky není hodnotou BSK<sub>5</sub> postižitelná.

Huminové látky se podle fyzikálně-chemických a chemických vlastností dělí na:

1. humusové kyseliny
  - a) huminové kyseliny,
  - b) fulvokyseliny,
  - c) humatomelanové kyseliny,
2. huminy,
3. humusové uhlí.

Pro přírodní vody mají význam pouze humusové kyseliny. Huminové kyseliny, fulvokyseliny a hymatomelanové kyseliny se různí molekulární hmotností, kyselostí. Rozpustností v některých rozpouštědlech (alkoholu) a schopností oxidace.

Chemicky jsou huminové látky dobře oxidovatelné.  $CHSK_{Cr}$  odpovídá téměř TSK (teoretická spotřeba kyslíku) podle elementární analýzy. Stanovením  $CHSK_{Mn}$  se získávají výsledky asi o polovinu až dvě třetiny nižší. Specifické  $CHSK_{Mn}$  huminových látek se pohybuje asi od 0,4 do 0,9 g kyslíku na 1 gram a v našich poměrech je průměrná hodnota asi  $0,84 \text{ g.l}^{-1}$ .

Z hygienického hlediska jsou huminové látky nepříliš závadné. Za prahovou koncentraci toxicity se pro teplokrevné živočichy považuje koncentrace asi  $100 \text{ mg.l}^{-1}$ . Přímá škodlivost se projevuje schopností huminových látek vázat se na sérumproteiny (Žáček, 1998).

#### **3.6.2.4 Lignin a ligninové kyseliny**

Lignin je po celulose a hemicelulosách další významnou složkou rostlinných tkání. Lignin lze charakterizovat jako bezdusíkatou makromolekulární látku aromatického charakteru. Charakteristickými funkčními skupinami jsou skupiny methoxylové a hydroxylové (Žáček, 1998).

#### **3.6.2.5 Pesticidy**

Pesticidy jsou prostředky používané k hubení rostlinných a živočišných škůdců. Pesticidy mohou být anorganické nebo organické povahy. Převládají látky organické (Žáček, 1998).

Na základě jejich použití mohou být rozděleny jako insekticidy, fungicidy, herbicidy a rodenticidy.

Existují 3 hlavní skupiny organických pesticidů: organochlorové, organofosfátové a karbamáty (Šráček, Zeman, 2004).

Do vody se pesticidy dostávají především splachem z polí. Značně se sorbují v půdě. Obsah pesticidů v povrchových vodách v intenzivně obdělávaných oblastech se pohybuje v jednotkách až desítkách  $\mu\text{g.l}^{-1}$  (Žáček, 1998).

### **3.6.2.6 Karcinogenní látky**

Karcinogenní vlastnosti mají různé anorganické i organické sloučeniny. Z organických sem patří především polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU) odvozené od pyrenu, antracenu, fluoranthenu, některé dusíkaté heterocyklické sloučeniny a polychlorované uhlovodíky.

Rovněž nitrosoaminy s funkční skupinou =N-NO jsou potenciálními karcinogenními látkami.

Karcinogenní látky jsou obsaženy v exhalacích spalování paliv a ve výfukových plynech motorových vozidel.

V přírodních vodách lze nalézt podle stupně jejich znečištění koncentrace benzo(a)pyrenu v jednotkách až stovkách  $\text{ng.l}^{-1}$  (Žáček, 1998).

### **3.6.2.7 Tenzidy**

Pro povrchově aktivní látky se používá obecný název tenzidy. Povrchová aktivita je dána stavbou molekuly sloučeniny, která musí obsahovat dlouhý hydrofobní řetězec a alespoň jednu hydrofilní skupinu.

Z chemického hlediska se tenzidy dělí na aniontové, kationtové, neiontové a amfolytické.

Mezi aniontové tenzidy patří mýdlo, alkylsulfáty, alkansulfonany, alkensulfonany, alkylbenzesulfonany a sulfatované neionické tenzidy.

Koncentrace aniontových tenzidů u nás se v městských odpadních vodách pohybuje řádově v jednotkách  $\text{mg.l}^{-1}$ . V povrchových vodách se pohybují koncentrace většinou v setinách až desetínách  $\text{mg.l}^{-1}$  (Žáček, 1998).

### **3.6.2.8 Uhlovodíky (ropné látky)**

Ropné látky jsou směsí nepolárních látek (uhlovodíků), které převažují, ale i látek polárních (fenoly, naftenové kyseliny, sirné sloučeniny a dusíkaté deriváty).

Obsah ropných látek ve vodě je dán jejich rozpustností (Žáček, 1998).



### **3.6.2.9 Chlorované organické látky**

Mimo chlorfenolů a chlorovaných pesticidů se ve vodě vyskytuje řada dalších chlorderivátů.

Mimo stanovení jednotlivých látek má značný význam stanovení veškerých organických chlorovaných látek (TOCl), resp. veškerých organicky vázaných halogenů (TOX). Stanovení těchto látek je založeno na adsorbci na aktivním uhlí, následném spálení a stanovení halogenidů mikrocoulometrickou metodou (AOX). Pro extrahovatelné organické halogeny se používá zkratka EOX.

Další sloučeninou z chlorovaných uhlovodíků, které se v posledních letech stále častěji objevují ve vodách jsou polychlorované bifenyly (PCB). PCB se používají jako elektroisolační a hydraulické kapaliny, jako impregnační látky, jako přísady do laků a plastů atp.

Koncentrace PCB v našich povrchových vodách se pohybují v rozmezí 0,001 - 1  $\mu\text{g.l}^{-1}$ . Chlorované uhlovodíky vznikají rovněž při chloraci vody reakcí tzv. prekurzorů (humínových látek a metabolitů činnosti mikroorganismů) s chlorem.

V pitné vodě se koncentrace chlorovaných uhlovodíků pohybuje v rozmezí jednotek až stovek  $\mu\text{g.l}^{-1}$  (Žáček, 1998).

### **3.6.2.10 Ostatní organické látky (xenobiotika)**

Významnou skupinou organických látek, jejichž výskyt a vlastnosti v prostředí jsou diskutovány, jsou estery ftalové kyseliny (ftaláty). Ftaláty se používají převážně jako změkčovadla při výrobě plastů (převážně do PVC), nejsou ale v plastu chemicky vázány a mohou se z nich uvolňovat např. vyluhováním. Dále se mohou vyskytovat v insekticidních a repelentních přípravcích, v dielektrických kapalinách pro kondenzátory aj. V úvahu přicházejí dimethyl- a didodecyl-ftaláty a smíšené estery, např. butyl(hexyl)-, benzyl(butyl), butyl(cyklohexyl)ftalát i řada jiných. Analyticky se dokazují plynovou chromatografií v kombinaci s hmotnostní spektrometrií. Místo chemických názvů se používají zkratky, např. pro di(2-ethylhexyl)-ftalát DEHP, a pro dibutyl-ftalát DBP).

I když jsou ftaláty z organismu poměrně rychle vylučovány, část se jich vzhledem k jejich lipofilitě ukládá v tukových tkáních. Ftaláty nejsou akutně toxické, avšak po dlouhodobé expozici přichází v úvahu pravděpodobně v úvahu potencionální karcinogenita a nepříznivé ovlivnění hormonálního a reprodukčního systému (estrogenní působení).

Relativně novou skupinou jsou léčiva a látky používané pro osobní péči (PPCPs- *pharmaceutical and personal care products*). Sem náleží léčiva, kosmetické a opalovací přípravky, antikoncepční prostředky, doplňky zdravé výživy aj. Do prostředí pocházejí především močí, mytím a sprchováním (Pitter, 2009).

### 3.6.3 Vlastnosti organických látek

Organické látky významně ovlivňují chemické a biologické vlastnosti vod, např. mohou:

- a) mít účinky karcinogenní, genotoxické, mutagenní, alergenní nebo teratogenní (např. některé polycyklické aromatické uhlovodíky a pesticidy, polychlorované bifenyly),
- b) ovlivňovat barvu vody (humínové látky, barviva, ligninsulfonany),
- c) ovlivňovat pach a chuť vody (uhlovodíky, chlorované uhlovodíky, chlorfenoly, látky produkované některými mikroorganismy při jejich nadměrném rozvoji, např. řasami, sinicemi a aktinomycetami),
- d) ovlivňovat pěnivost vody (tenzidy, ligninsulfonany),
- e) tvořit povrchový film na hladině a tím zhoršovat přestup kyslíku do vody (ropa, oleje),
- f) ovlivňovat komplexační kapacitu vody a tím desorbovat toxické kovy ze sedimentů (komplexotvorné látky) (Pitter, 2009).

### 3.6.4 Organické kontaminanty a jejich stanovení

Vody mohou obsahovat stovky a tisíce různých organických látek a není reálné je všechny analyzovat. Je proto třeba stanovit pořadí důležitosti a přímo se dnes stanovují jen nejběžnější organické látky, které mají toxické nebo jinak škodlivé účinky (karcinogeny, mutageny, teratogeny apod.) - jsou uvedeny např. v normách pitné vody. Rozšířeny jsou metody nepřímého stanovení organických látek ve vodách, které charakterizují buď celkovou koncentrací organických látek ve vodách, nebo skupiny významných škodlivin. Jde o tato běžně používaná stanovení:

- chemická spotřeba kyslíku CHSK (angl. COD) manganistanovou nebo chromanovou metodou
- biologická spotřeba kyslíku BSK (angl. BOD)
- celkový organický uhlík (angl. TOC)
- veškerý organicky vázaný chlor (angl. TOCl)
- extrahovatelný organicky vázaný chlor (angl. EOCl)

- veškeré organicky vázané halogeny (angl. TOX)
  - extrahovatelné organicky vázané halogeny (angl. EOX)
  - adsorbované organicky vázané halogeny (angl. AOX)
- (Šráček, 2002).

### **3.7 Metody pro stanovení organických látek (CHSK, BSK, TOC)**

#### **3.7.1 Chemická spotřeba kyslíku (CHSK)**

CHSK (chemická spotřeba kyslíku) je definována jako množství kyslíku, které za přesně definovaných vymezených podmínek spotřebuje na oxidaci organických látek ve vodě silným oxidačním činidlem. Udává se jako hmotnost kyslíku, která je ekvivalentní spotřebě oxidačního činidla, na 1 litr vody, obvykle v  $\text{mg.l}^{-1}$ . Hodnota CHSK je tedy mírou celkového obsahu organických látek ve vodě, a tím i důležitým ukazatelem organického znečištění vody.

V dnešní době se ke stanovení CHSK používají dvě metody. Jedna metoda jako oxidační činidlo používá manganistan draselný ( $\text{CHSK}_{\text{Mn}}$  – Kubelova metoda či oxidovatelnost) a druhá dichroman draselný ( $\text{CHSK}_{\text{Cr}}$ ).  $\text{CHSK}_{\text{Mn}}$  se používá u pitných vod a  $\text{CHSK}_{\text{Cr}}$  se užívá u odpadních vod (Buriánek, 2008).

#### **3.7.2 Biochemická spotřeba kyslíku (BSK)**

Biochemická spotřeba kyslíku je definována jako množství kyslíku spotřebovaného disimilací mikroorganismů při biochemických pochodech na rozklad organických látek ve vodě za aerobních podmínek a bez součinnosti fotosyntetizujících mikroorganismů za dobu 5 dnů ( $\text{BSK}_5$ ). Spotřebované množství kyslíku je úměrné množství přítomných biologicky rozložitelných organických látek. Na rozdíl od stanovení CHSK, které postihuje organické látky biologicky rozložitelné i nerozložitelné, vyjadřuje tedy BSK pouze znečištění látkami biologicky rozložitelnými.

Pro výše uvedené ukazatele zatížení vody organickými látkami většinou platí vztah:  $\text{CHSK}_{\text{Cr}} > \text{CHSK}_{\text{Mn}} > \text{BSK}_5$ .

Dále z poměru  $\text{BSK}_5 : \text{CHSK}_{\text{Cr}}$  lze odhadnout biologickou rozložitelnost sledované látky. Čím je hodnota tohoto poměru větší, tím je ve vodě větší podíl látek biologicky

snadno rozložitelných. U odpadních vod obsahujících snadno biologicky rozložitelné organické látky se poměr  $BSK_5 : CHSK_{Cr}$  pohybuje obvykle v rozmezí od 0,5 do 0,75, u biologicky vyčištěných odpadních vod bývá tento poměr v rozmezí 0,1-0,2 a u čistých povrchových vod bývá menší než 0,1 (Valentová et al., 2013).

### **3.7.3 Celkový organický uhlík (TOC)**

TOC je mírou obsahu rozpuštěné a nerozpuštěné organické hmoty obsažené ve vodě. Stejně jako metody CHSK ale neposkytuje informaci o druhu organických látek a řadí se tudíž ke skupinovým ukazatelům. Výhodou tohoto stanovení oproti CHSK je úplná oxidace organických látek při termickém spalování až na  $CO_2$ , čímž postihuje širší spektrum látek.

Podle nařízení vlády č. 229/2007 Sb. jsou stanoveny imisní standardy pro  $CHSK_{Cr} = 35 \text{ mg.l}^{-1}$  a pro  $BSK_5 = 6 \text{ mg.l}^{-1}$ . Tyto hodnoty bývají na rybnících opakovaně překračovány, a to i tam, kde probíhá extenzivní odchov ryb (Valentová et al., 2013).

## **3.8 Biologie znečištění přírodních vod**

Organické látky tvoří nejvýznamnější složku znečištění vod po kvalitativní i kvantitativní stránce. Zatížení prostředí organickými látkami vzrůstá s využitím stále širšího spektra nejrůznějších výrobků. Organické sloučeniny v nich obsažené se při aplikaci nebo po použití dostávají do podzemních i povrchových vod. Z organických látek se nejčastěji věnuje pozornost těm skupinám, které významným způsobem ovlivňují jakost a chování vody (Adámek et al., 2010).

### **3.8.1 Vliv organického znečištění na vodní prostředí a organizmy**

V neznečištěných vodách je relativně malé množství organické hmoty rychle asimilováno faunou a florou. Část je zkonsumována detritovory (organizmy živící se hrubou organickou hmotou) a inkorporována do jejich biomasy. Zbytek je rozložen bakteriemi a houbami, které samy jsou zkonsumovány organizmy na vyšší trofické úrovni. Výsledkem aktivity mikroorganizmů je rozklad komplexních organických molekul na

jednodušší monomery, anorganické látky, jako fosfáty a nitráty, oxid uhličitý a vodu. Během těchto metabolických procesů je spotřebováván kyslík.

Organické znečištění ovlivňuje organizmy žijící v toku především snížením koncentrace dostupného kyslíku ve vodě. Organické látky se rovněž usazují na dno, kde mění charakter substrátu (Adámek et al., 2010).

### **3.8.2 Vliv organických látek na vodní organizmy**

Primárním vlivem organického znečištění je enormní vzrůst počtu bakterií, které využívají organických látek jako substrátu. Kromě bakterií bývají signifikantním množstvím přítomné ve znečištěné vodě i viry, přičemž většina z nich pochází z výtoků z čistíren odpadních vod (Adámek et al., 2010).

### **3.8.3 Vliv organických látek na ryby**

Ryby jsou ve srovnání s ostatními organizmy mnohem mobilnější a mohou se tedy, pokud jim to prostředí umožňuje, znečištění vyhnout. Znečišťující organické látky ryby ohrožují vyvolanými kyslíkovými deficity, případně vznikem toxických produktů rozkladných procesů. Toxicita těchto látek se však v podstatě uplatňuje velmi málo nebo sekundárně, protože principálně je rybí společenstvo (i jedinec) negativně ovlivněno kyslíkovým deficitem, takže toxické projevy produktů se už neuplatní (Adámek et al., 2010).

## **3.9 Jakost vod**

Klasifikace tekoucích povrchových vod se podle jakosti vody zařazují do 5 tříd jakosti:

Třída I - neznečištěná voda: stav povrchové vody, který nebyl významně ovlivněn lidskou činností, při kterém ukazatele jakosti vody nepřesahují hodnoty odpovídající běžnému přirozenému pozadí v tocích.

Třída II - mírně znečištěná voda: stav povrchové vody, který byl ovlivněn lidskou činností tak, že ukazatele jakosti vody dosahují hodnot, které umožňují existenci bohatého, vyváženého a udržitelného ekosystému.

Třída III - znečištěná voda: stav povrchové vody, který byl ovlivněn lidskou činností tak, že ukazatele jakosti vody dosahují hodnot, které nemusí vytvořit podmínky pro existenci bohatého, vyváženého a udržitelného ekosystému.

Třída IV - silně znečištěná voda: stav povrchové vody, který byl ovlivněn lidskou činností tak, že ukazatele jakosti vody dosahují hodnot, které vytvářejí podmínky, umožňující existenci pouze nevyváženého ekosystému.

Třída V - velmi znečištěná voda: stav povrchové vody, který byl ovlivněn lidskou činností tak, že ukazatele jakosti vody dosahují hodnot, které vytvářejí podmínky, umožňující existenci pouze silně nevyváženého ekosystému (ČSN 75 7221).

**Tabulka č. 1: Mezní hodnoty jakosti tříd vody (ČSN 75 7221).**

<b>Třída</b>	<b>I</b>	<b>II</b>	<b>III</b>	<b>IV</b>	<b>V</b>
<b>BSK<sub>5</sub></b>	< 2	< 4	< 8	< 15	≥ 15
<b>CHSK<sub>Mn</sub></b>	< 6	< 9	< 14	< 20	≥ 20
<b>CHSK<sub>Cr</sub></b>	< 15	< 25	< 45	< 60	≥ 60
<b>TOC</b>	< 7	< 10	< 16	< 20	≥ 20

### **3.9.1 Kontrola jakosti vod**

Kontrola jakosti povrchových vod slouží zpravidla k těmto účelům:

- a) klasifikace jakosti povrchových vod;
- b) posouzení vhodnosti povrchových vod pro dané konkrétní užití;
- c) bilanci znečištění povrchových vod.

Kontrola jakosti povrchových vod zahrnuje:

- a) zpracování programu kontroly jakosti v souladu s jejím účelem;

- b) stanovení hodnot ukazatelů jakosti;
- c) vyjadřování výsledků (ČSN 75 7220).

### **3.10 Vliv jakosti vody na kvalitu rybího masa**

Jedním z nejviditelnějších a nejrozšířenějších nebezpečí pro ryby, zejména pro sladkovodní druhy, je znečištění vody, ve které žijí. Toto znečištění má mnoho podob: vypouštění nedostatečně vyčištěných odpadových vod do řek, jezer a moří; zamoření vod průmyslovým odpadem, zemědělskými chemikáliemi a ropnými produkty; okyselování jezer a potoků kyselými dešti; a kontaminací spodních vod, které napájejí prameny.

Prostředí, ve kterém jsou ryby chovány, ať již v přírodních podmínkách nebo v řízeném prostředí, významným způsobem ovlivňuje kvalitu a vlastnosti rybího masa. To se týká i prostředí produkce rybích výrobků (Merten, 2012).

Nebezpečí ovlivnění kvality masa ryb v návaznosti na pronikání cizorodých látek z prostředí (polychlorované bifenyly, těžké kovy atd.) je poněkud vyšší než u ostatních živočichů, neboť většina těchto látek vypuštěných do ovzduší, aplikovaných na zemský povrch (dlouholetá plošná aplikace vysokých dávek umělých hnojiv), se díky srážkové činnosti postupně dostává k příslušným recipientům. Proto jsou ryby jedním z nejvýznamnějších bioindikátorů těchto látek v přírodě.

Ryby žijící ve znečištěných vodách mohou mít zhoršenou kvalitu masa. Problémy s nežádoucí chutí a zápachem jsou způsobovány především látkami, které jsou ve vodě produkovány sinicemi, rozsivkami, zelenými řasami a bakteriemi. Ryby přijímají tyto látky především žábry nebo v menší míře přes pokožku a konzumací organismů produkujících nežádoucí látky. Po příjmu jsou tyto látky akumulovány v tukových tkáních ryb. Pokud jsou takto nahromaděny, jejich odbourávání vyžaduje nějaký čas. Je známo, že rybí maso je velmi vnímavé na cizorodé látky ve vodě, které mohou zhoršit jeho organoleptické vlastnosti (Hanel, Andreska, 2013).

#### **3.10.1 Kontaminanty rybího masa**

Výskyt chemických cizorodých látek v nejrůznějších potravinách je závažným celosvětovým problémem.

U ryb má zvláštní aspekt, poněvadž souvisí se znečišťováním tekoucích vod, vodních nádrží, moří a oceánů. U ryb a rybích výrobků jsou nejzávažnější kontaminace rtuť, kadmium a polychlorovanými bifenyly (Ingr, 2010).

Existuje poměrně široká škála látek, které se dostávají do atmosféry, půdy a vody a které nějakým způsobem ovlivňují organizmy zde žijící. Pokud se tyto látky v daném prostředí nevyskytují přirozeně, nazýváme je kontaminanty. Ve spojení s rybami se nejčastěji skloňují kontaminanty, jako jsou těžké kovy, dioxiny, pesticidy atd.

Z hlediska kvality svaloviny ryb, které jsou distribuovány mezi konzumenty, nepředstavují největší potenciální riziko látky, které způsobují akutní otravy rybích obsádek, ale spíše kontaminanty, které se akumulují v ekosystému a v jednotlivých trofických úrovních (Sampels et al., 2014).

### **3.11 Ryby v gastronomii**

Ryby jsou typickými vodními živočichy s rozmanitými projevy. V našich podmínkách se objevují, ať již přirozeně či uměle vysazované, takřka ve všech vodách, a to jako tekoucích (bystriny, horské toky, potoky, říčky, řeky, odvodňovací a závlahové kanály), tak i stojatých (jezera, údolní nádrže, rybníky, tůň, odstavená říční ramena, zatopené šterkopískovny, důlní propadliny, kamenolomy, hliníky a různé účelové nádrže s protipožární, retenční či rekreační funkcí) (Hanel, 2001).

V gastronomii mají ryby své nezastupitelné místo.

Svalovina ryb obsahuje 15-30% bílkovin, což je víc než obsahuje svalovina ostatních hospodářských zvířat, která člověk chová pro maso. Rybí maso obsahuje všech deset aminokyselin nezbytných pro člověka a je významným zdrojem jódu, fosforu, draslíku, železa, mědi a vitamínů A a D. Vzhledem k nízkému obsahu cukru je důležitou složkou diet.

Podle obsahu tuku dělíme ryby na libové (do 1 % tuku, např. okoun, candát, štika), středně tučné (od 1 % do 5 % tuku, např. pstruh, kapr, cejn) a tučné (od 5% tuku, např. makrela, sledř, tuňák, úhoř) (Hanel, Andreska, 2013).

Chemické složení ryb se mezidruhově velmi liší. Uvnitř druhu záleží především na věku, pohlaví, prostředí a ročním období (Vácha, 2013).



Za hospodářsky nejvýznamnější druh naší sladkovodní tržní ryby je dlouhodobě považován kapr obecný (*Cyprinus carpio*), který tvoří téměř 85 % z celoroční produkce ryb České republiky (Hanel, Andreska, 2013).

### **3.12 Ochrana jakosti vod v České republice**

Povrchové a podzemní vody jsou jedním ze základních surovinových zdrojů. Tvoří důležitou složku přírodního prostředí a slouží k zabezpečení hospodářských a ostatních celospolečenských potřeb.

Ochrana vod je základní vodohospodářská činnost, jejímž cílem je chránit vody před znečištěním, vyčerpáním nebo jiným znehodnocením. Účelem ochrany vod je zabránit takovým činnostem, které mohou mít nepříznivý vliv na jakost vody v jejím přirozeném oběhu v přírodě (Synáčková, 1996).

Vodní právo upravuje právní vztahy k vodám. Obsah vodního práva je určován přírodními, ekonomickými a společenskými podmínkami. Problematika vodního práva narůstá a jeho význam stoupá především v důsledku problémů vznikajících z rostoucích nároků zdroje vody a omezenosti rozsahu jejich přírodních zásob na zemi (Němec et al., 2006).

Hlavními zdroji ohrožení jakosti povrchových a podzemních vod jsou z hlediska vodního zákona:

- odpadní vody (§38),
- závadné látky (§39),
- havárie (§40) (Strnad et al., 2013).

Monitorování jakosti povrchových a podzemních vod zabezpečuje v ČR od roku 1963 Český hydrometeorologický ústav (ČHMÚ) prostřednictvím státních monitorovacích sítí povrchových a podzemních vod (Bláhová et al., 2014).

### **3.13 Příprava vzorku k analýze**

#### **3.13.1 Odběr vzorků**

Vodu odebíráme do popsaných vzorkovnic (číslo vzorku, datum odběru, druh výrobku, jméno a popis odebírajícího vzorkaře). Pro chemický rozbor: vzorkovnice před odběrem vypláchneme vzorkem vody. Aby bylo možno stanovit složky na vzduchu nestálé, je třeba při odběru naplnit celou vzorkovnicí, bez ohledu na množství vzorku nutného pro stanovení. Vzorky odebíráme do skleněných nebo polyethylenových vzorkovnic. Pro mikrobiologický rozbor: odebíráme vodu do sterilních skleněných nádob asi 1-2 cm pod vrchní okraj vzorkovnice. Vzorkovnici nevyplachujeme odebíranou vodou. Doba, která odplyne mezi odběrem a rozbořem vzorku, by měla být co nejkratší. Je třeba po tuto dobu vzorkovnice skladovat při nízké teplotě či vzorek konzervovat (úprava pH, přídavek konzervačních činidel, např. kyselina dusičná, chlorovodíková, chloroform atd.) (Buriánek, 2008).

Základním předpokladem pro získání výsledků, které opravdu reprezentují kvalitu vody v daném místě a čase jsou:

- a) volba správného místa odběru a dodržení doporučené metodiky odběru vzorku,
- b) zajištění odpovídajících podmínek pro transport vzorků do laboratoře,
- c) konzervace vzorku po odběru v případě, že to metodika stanovení daného parametru doporučuje a umožňuje,
- d) vyšetření přímo v terénu (parametry, které se rychle mění a není možná konzervace vzorku),
- e) správné uskladnění vzorku v laboratoři a dodržení požadovaného časového limitu mezi odběrem a analýzou vzorku (Valentová et al., 2013).

#### **3.13.2 Úpravy vzorků před analýzou**

Před vlastním stanovením některých složek vody je často třeba vzorek předupravit. Způsob předúpravy závisí na vlastnostech vzorku vody a na účelu, ke kterému má úprava sloužit. V případě stanovení koncentrace veškeré složky (např. celkového fosforu,

celkového dusíku) je třeba získat reprezentativní podíl vzorku, tzn., vzorek je nejprve nutné homogenizovat. Toho lze docílit protřepáním vzorku (Valentová et al., 2013).

### **3.13.3 Filtrace vzorků**

V případě stanovení koncentrace „rozpuštěné“ nebo „nerozpuštěné“ složky, kdy je třeba provést separaci nerozpuštěných látek ze vzorku, se nejčastěji používá filtrace, případně odstředění vzorku. Dalším účelem úpravy vzorku před stanovením je odstranění látek, které by při analytické metodě toto stanovení rušily. To je případ odstranění nerozpuštěných látek filtrací při fotometrických analýzách (Valentová et al., 2013).

### **3.13.4 Ředění vzorků**

K ředění vzorku přistupujeme v případě, že koncentrace látky, kterou stanovujeme, je vyšší, než odpovídá doporučenému rozsahu koncentrací, pro který je daná metoda určena. V takovém případě musíme naředit původní vzorek destilovanou vodou a zjištěnou koncentraci poté přepočítat na skutečnou výslednou hodnotu, která odpovídá reálnému vzorku (Valentová et al., 2013).

### **3.13.5 Interpretace výsledků**

Výsledky fyzikálně-chemického rozboru vody je třeba posuzovat ve vztahu k výsledkům analýz ostatního odebraného materiálu a v souvislosti s hydrobiologickým rozbohem, příp. s provedenými biologickými zkouškami akutní toxicity na vodních organismech.

Jednotlivé ukazatele hydrochemického rozboru vody je nutno dávat do vzájemných souvislostí, neboť potenciální nebezpečí, které představuje určitá koncentrace sledovaného parametru kvality vody nebo zjištěná koncentrace vodu kontaminující látky, je ovlivňováno charakterem celého vodního prostředí (Valentová et al., 2013).

Složení vody se kvantitativně vyjadřuje buď v hmotnostních, nebo molárních koncentracích. Nejběžnějšími jednotkami jsou  $\text{mg.l}^{-1}$  a  $\text{mmol.l}^{-1}$  (Horáková et al., 1982).

## 4 MATERIÁL A METODY

### 4.1 Stanovení chemické spotřeby kyslíku manganistanem draselným (CHSK<sub>Mn</sub>)

Princip metody:

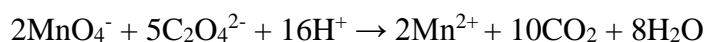
Metoda je založena na oxidaci oxidovatelných látek obsažených ve vzorku vody manganistanem draselným v prostředí okyseleném kyselinou sírovou. Oxidace musí probíhat 10 minut při teplotě 96 °C až 98 °C, přičemž spotřeba manganistanu nesmí být větší než 60 % jeho přidaného množství. Úbytek manganistanu, tj. množství spotřebované na oxidaci oxidovatelných látek, se zjistí odměrným manganometrickým stanovením. Tzn., že po ukončené oxidaci se do reakčního roztoku přidá známé množství standardního odměrného roztoku kyseliny šťavelové, jejíž přebytek (který je ekvivalentní množství manganistanu spotřebovaného na oxidaci oxidovatelných látek ve vzorku) se stanoví titrací odměrným roztokem manganistanu (ČSN EN ISO 8467).

Při stanovení probíhají tyto reakce:

Oxidace organických látek ve vzorku vody pomocí manganistanu:



Po přidavku kyseliny šťavelové do reakční směsi a při zpětné titraci kyseliny šťavelové manganistanem draselným probíhá reakce:



Použití:

Metoda se používá ke stanovení CHSK<sub>Mn</sub> v pitných a přírodních vodách. Bez ředění vzorku lze použít metodu pro vody CHSK<sub>Mn</sub> ≤ 10 mg.l<sup>-1</sup>, při ředění vzorku je metoda vhodná pro vody s maximální hodnotou CHSK<sub>Mn</sub> = 100 mg.l<sup>-1</sup>. Pozitivní chybu při stanovení způsobují chloridy přítomné ve vzorku, a to od koncentrace Cl<sup>-</sup> větší než 300 mg.l<sup>-1</sup> (Valentová et al., 2013).

Postup stanovení:

Do zkumavky se odpipetuje 25,0 ml ±25,0 ml vzorku vody (nebo vzorku zředěného neredukující vodou). Přidá se 5 ml ±0,5 ml kyseliny sírové (o koncentraci c(H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) = 2 mol.l<sup>-1</sup> a směs se promíchá (krouživým pohybem zkumavky). Zkumavka se umístí do

vroucí lázně na dobu 10 minut  $\pm 2$  minuty. Po uplynutí této doby se zkumavka vyjme z lázně, ihned se k horké směsi přidá 5 ml  $\pm 0,05$  ml odměrného roztoku manganistanu draselného (o koncentraci  $c(\text{KMnO}_4) = 0,02 \text{ mol.l}^{-1}$  a směs se rychle (ale opatrně) promíchá (krouživým pohybem zkumavky). Potom se zkumavka okamžitě umístí opět do vroucí lázně, kde se ponechá 10 minut  $\pm 15$  s. Po uplynutí této doby <sup>Pozn 1</sup> se přidá do směsi 5 ml  $\pm 0,05$  ml standartního roztoku šťavelanu sodného (o koncentraci  $c(\text{Na}_2\text{C}_2\text{O}_4) = 0,005 \text{ mol.l}^{-1}$ ). Potom se zkumavka ihned vyjme z vroucí lázně a její obsah se (krouživým pohybem) promíchá. Odbarvený horký <sup>Pozn 2</sup> roztok se ihned titruje odměrným roztokem manganistanu draselného (o koncentraci  $c(\text{KMnO}_4) = 0,002 \text{ mol.l}^{-1}$ ) do trvalého slabě růžového zbarvení.

Poznámka 1. Dojde-li k odbarvení nebo k zhnědnutí roztoku za varu, je třeba stanovení opakovat s ředěným vzorkem. Stanovení se rovněž opakuje, je-li spotřeba odměrného roztoku manganistanu draselného při titraci větší než 3 ml (tj. více než 60 % počátečního množství  $\text{KMnO}_4$ ). U ředěných vzorků by neměla být spotřeba menší než 1 ml (tj. 20 % počátečního množství  $\text{KMnO}_4$ ).

Poznámka 2. Teplota vzorku při titraci nesmí klesnout pod 80 °C (Horáková et al., 2003).

Vlastní postup stanovení:

Abychom splnili podmínky normy pro stanovení  $\text{CHSK}_{\text{Mn}}$ , provedli jsme experimentální stanovení teploty termoreaktoru. Ke vzorku 10 ml vody se přidaly 2 ml  $2 \text{ mol.l}^{-1} \text{ H}_2\text{SO}_4$ , a tento roztok se ve skleněných zkumavkách (vhodných pro termoreaktor) vložil do předehřátého termoreaktoru na 140 °C. Tato teplota se udržovala po dobu 10 minut. Poté se k takto ohřátému vzorku vody s kyselinou sírovou přidaly 2 ml  $0,002 \text{ mol.l}^{-1} \text{ KMnO}_4$ , mezitím se termoreaktor nastavil na teplotu 122 °C a připravený roztok se v něm ponechal dalších 10 minut. Po uplynutí této doby se ke zkoumanému vzorku, již vyndanému z termoreaktoru, přidaly 2 ml  $0,005 \text{ mol.l}^{-1} \text{ Na}_2\text{C}_2\text{O}_4$ , zkumavky se krouživým pohybem promíchaly a došlo k odbarvení. Takto odbarvený roztok se ihned (za horka) titroval  $0,002 \text{ mol.l}^{-1}$  odměrným roztokem  $\text{KMnO}_4$  do slabě růžové barvy.

Poznámka: U tohoto postupu stanovení je těžce udržitelná teplota vzorku. Proto při experimentálním stanovení teploty termoreaktoru jsme teploty vzorků kontinuálně měřili pomocí teploměru.

Použitá činidla:

2 ml 2 mol.l<sup>-1</sup> H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>

2 ml 0,002 mol.l<sup>-1</sup> KMnO<sub>4</sub>

2 ml 0,005 mol.l<sup>-1</sup> Na<sub>2</sub>C<sub>2</sub>O<sub>4</sub>

0,002 mol.l<sup>-1</sup> odměrný roztok KMnO<sub>4</sub>

Výpočet:

$$\text{CHSK}_{\text{Mn}} = \frac{f \cdot c(\text{KMnO}_4) \cdot (V_t - V_s) \cdot M(\text{O}) \cdot 10^3}{V_v} \quad [\text{mg.l}^{-1}]$$

f - titrační přepočítávací faktor, pro uvedené stanovení  $f = 5/2$ ,

c (KMnO<sub>4</sub>) - látková koncentrace odměrného roztoku manganistanu draselného (mol.l<sup>-1</sup>),

V<sub>t</sub> - objem odměrného roztoku manganistanu draselného, spotřebovaného při titraci vzorku (ml),

V<sub>s</sub> - objem odměrného roztoku manganistanu draselného, spotřebovaného při titraci slepého stanovení (ml),

V<sub>v</sub> - objem vzorku vody, použitý pro stanovení CHSK<sub>Mn</sub> (ml),

M(O) - molární hmotnost kyslíku (O) v g.mol<sup>-1</sup>, M(O) = 16 g.mol<sup>-1</sup>.

#### 4.1.1 Stanovení CHSK<sub>Mn</sub> - Kubelova metoda

Postup:

Ke 100 ml vzorku nebo menšímu množství (50-25-10 ml) doplněném do 100 ml ředící vodou odměří se, přidá 20 ml odměrného roztoku manganistanu a 5 ml 30 % kyseliny sírové. Do baňky se vloží asi 4 varné kuličky. Vzorek se ihned zahřívá tak, aby k varu došlo do 5 minut po přidání činidel. Vaří se přesně 10 minut. Pak se do baňky přidá 20 ml roztoku kyseliny šťavelové. Odbarvený roztok se ihned titruje za horka manganistanem do slabě růžového zbarvení. Spotřeba manganistanu se odečítá s přesností alespoň 0,05 ml (Heteša et al., 1998).

Použitá činidla:

5 ml 2 mol.l<sup>-1</sup> H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>

20 ml 0,002 mol.l<sup>-1</sup> KMnO<sub>4</sub>

20 ml 0,005 mol.l<sup>-1</sup> C<sub>2</sub>H<sub>2</sub>O<sub>4</sub>

0,002 mol.l<sup>-1</sup> odměrný roztok KMnO<sub>4</sub>

Výpočet:

CHSK<sub>Mn</sub> se vypočítá jako hmotnostní koncentrace kyslíku ekvivalentní množství manganistanu draselného, který byl spotřebován při titraci vzorku po oxidaci organických látek a přidavku standardního roztoku šťavelové kyseliny (Horáková et al., 1986).

$$\text{Oxidovatelnost CHSK}_{\text{Mn}} = \frac{\mathbf{a \cdot f \cdot 80}}{\mathbf{100}} \quad [\text{mg.l}^{-1}]$$

a - spotřeba manganistanu při titraci vzorku v ml

f - faktor manganistanu

V - objem vzorku vzatý do práce

Chemická spotřeba kyslíku manganistanem (CHSK<sub>Mn</sub>) je uzanční mírou znečištění vody, jejíž vzorek obsahuje organické a oxidovatelné anorganické látky (ČSN EN ISO 8467).

## **4.2 Stanovení chemické spotřeby kyslíku dichromanem draselným (CHSK<sub>Cr</sub>)**

Princip metody:

Metoda je založena na oxidaci organických látek (obsažených ve vzorku vody) dichromanem draselným v silně kyselém prostředí kyseliny sírové při dvouhodinovém varu (případně záhřevu v termoreaktoru při teplotě 148 °C). Oxidace organických látek je katalyzována ionty Ag<sup>+</sup> a probíhá v nadbytku dichromanu. Při oxidaci organických látek přítomných ve vzorku se dichromanové ionty redukují na ionty chromité. Pro maskování chloridů, které by byly za podmínek stanovení oxidovány Cl<sub>2</sub> a způsobovaly by tak pozitivní chybu, se přidává síran rtuťnatý.

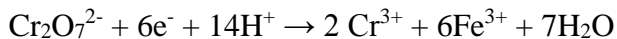
Při oxidaci organických látek ve vzorku vody probíhá tato reakce:



Nespotřebované množství dichromanu se po ukončení oxidace zjistí buď:

a) odměrným stanovením, a to titrací odměrným roztokem síranu diamonno-železnatého na indikátor ferroin (o-fenantrolin tvoří s ionty  $\text{Fe}^{2+}$  červenou komplexní sloučeninu).

Při titraci dichromanu odměrným roztokem síranu diamonno-železnatého probíhá reakce:



nebo:

b) metodou absorpční spektrofotometrie (koncentrace žlutého přebytku iontů  $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$  nebo zelených  $\text{Cr}^{3+}$  se stanovuje fotometricky)

Použití:

Metoda  $\text{CHSK}_{\text{Cr}}$  se používá ke stanovení organického znečištění v odpadních a povrchových vodách (Valentová et al., 2013).

#### **4.2.1 $\text{CHSK}_{\text{Cr}}$ komerční semimikrometoda (COD Cell Test)**

Metoda ve zkumavkách používá pětikrát méně rtuti než původní metoda podle ISO 6060. Metoda ve zkumavkách používá také úměrně méně ostatních nebezpečných látek. Všechna činidla jsou u zkumavkové metody předem rozdělena do uzavřených zkumavek. Minimální skladovací doba pro zkumavky je jeden rok (ČSN ISO 15705).

Postup:

Do zkumavky se šroubovým uzávěrem se odpipetují 3,0 ml vzorku vody, zkumavka se pevně uzavře šroubovým uzávěrem a směs se důkladně promíchá. Zkumavka se pak vloží do mineralizačního boxu a zahřívá se dvě hodiny při teplotě 148 °C. Po dokonalém vychladnutí (během chladnutí se obsah zkumavky 2-3x promíchá) se změří absorbance na spektrofotometru firmy WTW Spektral. Cca 15 minut před měřením se zkumavka již nesmí míchat!

Použitá činidla:

Reagenční varné zkumavky s označením COD 14560

Tato metoda odpovídá ISO 15705 a je analogická s EPA 410.4 a APHA 5220 D.



### 4.3 Stanovení biochemické spotřeby kyslíku (BSK<sub>5</sub>)

Biochemická spotřeba kyslíku je definována jako množství kyslíku spotřebovaného mikroorganismy při biochemických pochodech na rozklad organických látek ve vodě při aerobních podmínkách.

#### a) Standardní zředovací metoda

Princip metody:

BSK<sub>5</sub> se vypočítá jako rozdíl koncentrací rozpuštěného kyslíku, stanoveného nultý a pátý den ve vzorku (nebo ve zředěném vzorku), inkubovaném za standardizovaných podmínek. Za standardní podmínky inkubace vzorku byly zvoleny:

- doba 5 dní
- teplota 20 °C
- vyloučení přístupu atmosférického kyslíku a světla
- aerobní podmínky během celé doby inkubace

Stanovený úbytek rozpuštěného kyslíku je úměrný obsahu rozložitelných organických látek ve vzorku vody. Koncentrace rozpuštěného kyslíku se stanoví odměrnou jodometrickou Winklerovou metodou nebo elektrochemickou metodou s použitím membránové sondy.

Použití:

Metoda se používá pro stanovení BSK<sub>5</sub> v povrchových a odpadních vodách. Bez zředění lze stanovit BSK<sub>5</sub> u vod, jejichž hodnota BSK  $\leq 6 \text{ mg.l}^{-1}$ , při vyšším zatížení vody organickými látkami je nutno vzorek ředit, aby byly zachovány po celou dobu inkubace aerobní podmínky.

#### b) Manometrická metoda s tlakovým čidlem OxiTop

Princip metody:

Metoda je založena na měření podtlaku v uzavřeném systému. Mikroorganismy, které se nacházejí ve vzorku, spotřebovávají kyslík a produkují oxid uhličitý. Ten je absorbován hydroxidem sodným. Vzniká tak podtlak, podle kterého dochází v tlakovém čidle

k převodu signálu přímo na hodnotu BSK<sub>5</sub> v mg.l<sup>-1</sup>. Nasazením různých objemů vzorků se reguluje množství disponibilního kyslíku, aby mohl proběhnout úplný proces BSK.

Použití:

S rozdílným nasazením objemu vzorku lze měřit BSK<sub>5</sub> v rozsahu až do 4 000 mg.l<sup>-1</sup>. Výhodou metody je možnost sledování celého časového průběhu BSK (Valentová et al., 2013).

### **Stanovení BSK<sub>5</sub> bez ředění**

Postup stanovení:

V laboratoři se vzorkem vody při teplotě 20 °C naplní dvě kyslíkovky. V jedné se stanoví ihned obsah rozpuštěného kyslíku Winklerovou metodou (anebo sondou) a po odsazení sraženiny titruje stejným způsobem, jak je uvedeno u stanovení rozpuštěného kyslíku. Druhá kyslíkovka se vloží do termostatu a při teplotě 20 °C ponechá 5 dnů. První, t.j. nultý den se nepočítá. Pátý den se ve vzorku stanoví obsah rozpuštěného kyslíku stejným způsobem. Ve vzorku by mělo zůstat asi 50 % původní koncentrace rozpuštěného kyslíku (Heteša, 1998).



**Obrázek č. 1: Stanovení biochemické spotřeby kyslíku (Burianová, 2014)**



**Obrázek č. 2: Stanovení chemické spotřeby kyslíku manganistanem (Burianová, 2014)**

## 5 VÝSLEDKY PRÁCE A DISKUZE

### 1. STANOVENÍ

U těchto tří vzorků jsem stanovila  $CHSK_{Mn}$ ,  $CHSK_{Mn}$  podle Kubela a  $CHSK_{Cr}$ .

#### Vzorky:

1. rybníční voda - rybník U Kadlecova mlýna ležící v Mariánském údolí v Brně-Lišni v Jihomoravském kraji
2. voda recirkulačního zařízení oddělení rybářství a hydrobiologie Mendelovy univerzity, odchov sumců
3. voda recirkulačního zařízení oddělení rybářství a hydrobiologie Mendelovy univerzity, odchov kaprů

**Tabulka č. 2: Spotřeba OR  $KMnO_4$  (ml) a  $CHSK_{Mn}$  ( $mg.l^{-1}$ )**

Ředění	Rybník	Sumci	Kapři
10 ml vzorku (neředěný)	0,4 ml	0,5 ml	1,4 ml
5 ml vzorku (ředění 1:1)	0,2 ml	0,2 ml	0,7 ml
4 ml vzorku	0,2 ml	0,2 ml	0,5 ml
2 ml vzorku	0,1 ml	0,1 ml	0,3 ml
$CHSK_{Mn}$	Rybník	Sumci	Kapři
10 ml vzorku (neředěný)	3,2 $mg.l^{-1}$	4,0 $mg.l^{-1}$	11,2 $mg.l^{-1}$
5 ml vzorku (ředění 1:1)	3,2 $mg.l^{-1}$	3,2 $mg.l^{-1}$	11,2 $mg.l^{-1}$
4 ml vzorku	4,0 $mg.l^{-1}$	4,0 $mg.l^{-1}$	10,0 $mg.l^{-1}$
2 ml vzorku	4,0 $mg.l^{-1}$	4,0 $mg.l^{-1}$	12,0 $mg.l^{-1}$
<b><math>CHSK_{Mn}</math> (průměr)</b>	<b>3,6 <math>mg.l^{-1}</math></b>	<b>3,8 <math>mg.l^{-1}</math></b>	<b>11,1 <math>mg.l^{-1}</math></b>

Pozn.: Slepý pokus u tohoto stanovení nebyl dělán, tzn. slepý pokus = 0.

**Tabulka č. 3: Spotřeba OR  $KMnO_4$  (ml) a oxidovatelnost ( $mg.l^{-1}$ )**

Ředění	Rybník	Sumci	Kapři
100 ml vzorku (neředěný)	9,3 ml	10,6 ml	
20 ml vzorku			6,2 ml
<b>Oxidovatelnost</b>	<b>7,44 <math>mg.l^{-1}</math></b>	<b>8,48 <math>mg.l^{-1}</math></b>	<b>24,8 <math>mg.l^{-1}</math></b>

**Tabulka č. 4: Výsledky CHSK<sub>Cr</sub> - COD CellTestu (mg.l<sup>-1</sup>)**

<b>Spektrofotometrické vyhodnocení (6600 UV-VIS)</b>	<b>Rybník</b>	<b>Sumci</b>	<b>Kapři</b>
2 ml vzorku	<b>30 mg.l<sup>-1</sup></b>	<b>49 mg.l<sup>-1</sup></b>	<b>41 mg.l<sup>-1</sup></b>
3 ml vzorku	<b>24,6 mg.l<sup>-1</sup></b>	<b>39,2 mg.l<sup>-1</sup></b>	<b>26,80 mg.l<sup>-1</sup></b>

### **Vyhodnocení:**

Stanovení CHSK<sub>Mn</sub> vody ze zařízení pro odchov kaprů vyšlo 11,1 mg.l<sup>-1</sup>, a to je vyšší hodnota než u vody sumců: 3,8 mg.l<sup>-1</sup> a u vzorku vody z rybníku: 3,6 mg.l<sup>-1</sup>. Vzorek vody ze zařízení pro odchov kaprů je více zatížený organickými látkami a produkty metabolismu.

Hodnoty stanovené chemické spotřeby kyslíku manganistanem dle Kubela jsou více než dvakrát vyšší oproti novějšímu postupu stanovení CHSK<sub>Mn</sub>, je to tím, že ke stanovení CHSK<sub>Mn</sub> dle Kubela se vzalo větší množství vzorku, také je tato metoda přesnější.

Vysoké množství CHSK<sub>Cr</sub>, především u vody ze zařízení pro odchov sumců, je způsobeno nesnadno oxidovatelnými organickými látkami v ní přítomnými.

Zařazení vod do jakostních tříd dle ČSN 75 7221

CHSK<sub>Mn</sub>: voda rybníku a sumců - třída jakosti I, u vody ze zařízení pro odchov kaprů - třída jakosti III.

CHSK<sub>Mn</sub> dle Kubela: rybník a sumci - třída jakosti II, kapři - třída jakosti V.

CHSK<sub>Cr</sub> (2 ml vzorku vody): rybník - jakostní třída III, sumci - jakostní třída IV, kapři - jakostní třída III, (3 ml vzorku vody): rybník - jakostní třída II, sumci - jakostní třída III, kapři - jakostní třída III.

## **2. STANOVENÍ**

U těchto dvou vzorků jsem stanovila CHSK<sub>Mn</sub> a CHSK<sub>Cr</sub> podle Kubela, TOC, BSK<sub>7</sub>, pH a další.

### **Vzorky:**

1. přírodní povrchová voda - obec Dobratice ležící v Moravskoslezském kraji
2. přírodní povrchová voda - drenáž, obec Třanovice ležící v Moravskoslezském kraji

**Tabulka č. 5: Spotřeba OR KMnO<sub>4</sub> (ml) a CHSK<sub>Mn</sub> (mg.l<sup>-1</sup>)**

10 ml vzorku (neředěný)	Dobruška	Třanovice	Slepý pokus
1. spotřeba	0,9 ml	0,9 ml	0,9 ml
2. spotřeba	0,9 ml	1 ml	0,8 ml
3. spotřeba	0,9 ml	1,1 ml	0,9 ml
<b>Průměr spotřeb</b>	<b>0,90 ml</b>	<b>1,00 ml</b>	<b>0,86 ml</b>
<b>CHSK<sub>Mn</sub></b>	<b>0,32 mg.l<sup>-1</sup></b>	<b>1,12 mg.l<sup>-1</sup></b>	

**Tabulka č. 6: Spotřeba OR KMnO<sub>4</sub> (ml) a oxidovatelnost (mg.l<sup>-1</sup>)**

100 ml vzorku (neředěný)	Dobruška	Třanovice
1. spotřeba	0,9 ml	1 ml
2. spotřeba	0,9 ml	1 ml
3. spotřeba	0,9 ml	1,1 ml
<b>Průměr spotřeb</b>	<b>0,90 ml</b>	<b>1,03 ml</b>
<b>Oxidovatelnost</b>	<b>0,72 mg.l<sup>-1</sup></b>	<b>1,04 mg.l<sup>-1</sup></b>

**Tabulka č. 7: Stanovení jednotlivých parametrů vzorku vody**

Datum stanovení 26.2.2014		Dobruška	Třanovice
<b>pH</b>		7,16	7,61
<b>Vodivost</b>	μS/cm	486	177
<b>N<sub>cel.</sub></b>	mg.l <sup>-1</sup>	13,9	1,0
<b>P<sub>cel.</sub></b>	mg.l <sup>-1</sup>	0,05	0,05
<b>N-NH<sub>4</sub></b>	mg.l <sup>-1</sup>	pod 0,01	pod 0,01
<b>N-NO<sub>2</sub></b>	mg.l <sup>-1</sup>	pod 0,001	pod 0,001
<b>P-PO<sub>4</sub></b>	mg.l <sup>-1</sup>	0,017	0,017
<b>N-NO<sub>3</sub></b>	mg.l <sup>-1</sup>	12,07	0,83
<b>CHSK<sub>Mn</sub></b>	mg.l <sup>-1</sup>	1,0	1,8
<b>CHSK<sub>Cr</sub></b>	mg.l <sup>-1</sup>	4,8	9,4
<b>KNK</b>	mmol.l <sup>-1</sup>	0,99	1,28
<b>BSK<sub>7</sub></b>	mg.l <sup>-1</sup>	0,44	1,19
<b>Cl</b>	mg.l <sup>-1</sup>	69,5	0,8
<b>Ca</b>	mg.l <sup>-1</sup>	34,1	26,1
<b>TOC</b>	mg.l <sup>-1</sup>	10,0	3,8

### **Vyhodnocení:**

U tohoto stanovení se posuzovala vhodnost těchto vod k chovu lososovitých ryb.

Podle nařízení vlády č. 71/2003 Sb. se rozumí:

- a) lososovými vodami – povrchové vody, které jsou nebo se stanou vhodnými pro život ryb lososovitých (*Salmonidae*) a lipana (*Thymallus thymallus*),
- b) kaprovými vodami – povrchové vody, které jsou nebo se stanou vhodnými pro život ryb kaprovitých (*Cyprinidae*) nebo jiných druhů, jako je štika (*Esox lucius*), okoun (*Perca fluviatilis*) a úhoř (*Anguilla anguilla*) (Nařízení vlády č. 71/2003 Sb.)

U přírodní povrchové vody obce Dobratice vyšla  $CHSK_{Mn}$  vždy nižší než u vody z obce Třanovice, to platí i pro  $CHSK_{Cr}$ ,  $BSK_7$ . U stanovení TOC tomu bylo opačně. To znamená, že tato voda má vyšší množství organického uhlíku.

Podle přílohy č. 3 k nařízení vlády č. 61/2003 Sb., tabulky 1a: Normy environmentální kvality pro útvary povrchových vod má být průměrná hodnota:  $CHSK_{Cr}$  26 mg.l<sup>-1</sup>, TOC 10 mg.l<sup>-1</sup>,  $N_{cel}$  6 mg.l<sup>-1</sup>,  $P_{cel}$  0,15 mg.l<sup>-1</sup>,  $N-NH_4^+$  0,23 mg.l<sup>-1</sup>,  $N-NO_3^-$  5,4 mg.l<sup>-1</sup>.

U vzorku vody z Dobratic je hodnota TOC na hranici s touto normou, překročeno je více než dvakrát množství celkového dusíku a dusičnanového dusíku.

Zařazení vod do jakostních tříd dle ČSN 75 7221

$CHSK_{Mn}$  i  $CHSK_{Cr}$ : voda z Dobratic i Třanovic - třída jakosti I.

TOC: Dobratic - jakostní třída II, Třanovic - jakostní třída I.

### **3. STANOVENÍ**

U těchto vzorků vody jsem stanovila  $CHSK_{Mn}$ ,  $CHSK_{Mn}$  podle Kubela,  $CHSK_{Cr}$  a  $BSK_5$ .

#### **Vzorky:**

1. voda recirkulačního zařízení oddělení rybářství a hydrobiologie Mendelovy univerzity, odchov kaprů
2. voda recirkulačního zařízení oddělení rybářství a hydrobiologie Mendelovy univerzity, odchov jeseterů

**Tabulka č. 8: Spotřeba OR KMnO<sub>4</sub> (ml) a CHSK<sub>Mn</sub> (mg.l<sup>-1</sup>)**

10 ml vzorku (neředěný)	Kapři	Jeseteři	Slepý pokus
1. spotřeba	0,5 ml	0,7 ml	0,2 ml
2. spotřeba	0,5 ml	0,8 ml	0,2 ml
3. spotřeba	0,4 ml	0,7 ml	0,1 ml
<b>Průměr spotřeb</b>	<b>0,46 ml</b>	<b>0,73 ml</b>	<b>0,16 ml</b>
<b>CHSK<sub>Mn</sub></b>	<b>2,40 mg.l<sup>-1</sup></b>	<b>4,56 mg.l<sup>-1</sup></b>	
5 ml vzorku (ředění 1:1)			
1. spotřeba		0,4 ml	
2. spotřeba		0,4 ml	
3. spotřeba		0,4 ml	
<b>Průměr spotřeb</b>		<b>0,4 ml</b>	
<b>CHSK<sub>Mn</sub></b>		<b>3,84 mg.l<sup>-1</sup></b>	

**Tabulka č. 9: Spotřeba OR KMnO<sub>4</sub> (ml) a oxidovatelnost (mg.l<sup>-1</sup>)**

100 ml vzorku (neředěný)	Kapři	Jeseteři
<b>Spotřeba</b>	4,0 ml	7,5 ml
<b>Oxidovatelnost</b>	<b>3,2 mg.l<sup>-1</sup></b>	<b>6,0 mg.l<sup>-1</sup></b>

**Tabulka č. 10: Výsledky CHSK<sub>Cr</sub> - COD CellTestu (mg.l<sup>-1</sup>)**

Spektrofotometrické	Kapři	Jeseteři
vyhodnocení (6600 UV-VIS)	9,9 mg.l <sup>-1</sup>	14,9 mg.l <sup>-1</sup>

**Tabulka č. 11: Výsledky BSK<sub>5</sub> (mg.l<sup>-1</sup>)**

Stanovení	Kapři	Jeseteři
1. stanovení	1,57 mg.l <sup>-1</sup>	2,85 mg.l <sup>-1</sup>
2. stanovení	1,64 mg.l <sup>-1</sup>	1,97 mg.l <sup>-1</sup>
<b>Průměr</b>	<b>1,61 mg.l<sup>-1</sup></b>	<b>2,41 mg.l<sup>-1</sup></b>

**Vyhodnocení:**

Voda zařízení pro odchov jeseterů je více zatížena organickými látkami než voda ze zařízení pro odchov kaprů, ukazuje to jak stanovení CHSK<sub>Mn</sub>, tak CHSK<sub>Cr</sub>, výsledná hodnota BSK<sub>5</sub> vyšla také vyšší.

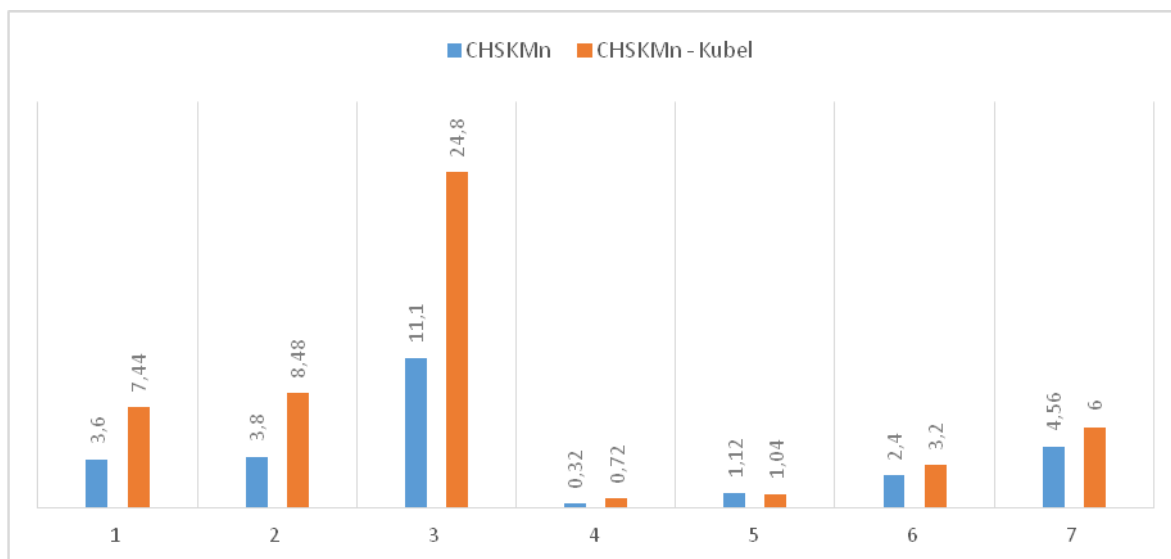


Zařazení vod do jakostních tříd dle ČSN 75 7221

CHSK<sub>Mn</sub> i CHSK<sub>Cr</sub>: voda ze zařízení pro odchov kaprů i jeseterů - třída jakosti I.

BSK<sub>5</sub>: voda kaprů - jakostní třída I, u vody jeseterů - jakostní třída II.

### Srovnání stanovení metod chemické spotřeby kyslíku manganistanem a chemické spotřeby kyslíku manganistanem podle Kubela



**Graf č. 1: Srovnání chemické spotřeby kyslíku manganistanem a chemické spotřeby kyslíku manganistanem podle Kubela**

Novější metoda pro stanovení chemické spotřeby kyslíku manganistanem je náročnější na přesnost, zásadní problém zde tvoří těžce udržitelné rozpětí teploty po celou dobu analýzy. I když jde o totožné metody s rozdílným pracovním postupem, výsledky nejsou za daných podmínek srovnatelné, chemická spotřeba kyslíku Kubelovou metodou dává vyšší hodnoty organického zatížení.

## 6 ZÁVĚR

Organických látek je ve vodách mnoho, vyskytují se zde buď přirozeně, což jsou především produkty životní činnosti organismů a bakterií anebo mohou být antropogenního původu, jedná se o vypouštění organických látek do vody (odpady zemědělství, průmyslové odpadní vody a jiné), které způsobují znečištění vod.

Znečištění vod organickými látkami je velkým problémem a má negativní dopad pro celý ekosystém, od vymírání rybích populací, nevhodnosti masa vodních živočichů žijících v těchto vodách ke konzumaci, po zamezení vhodnosti vodních zdrojů k pitným i jiným účelům.

Ne vždy je možné stanovit každou organickou látku zvlášť, proto byly zavedeny metody chemické a biochemické spotřeby kyslíku, které nám ukazují průměrné hodnoty organického znečištění vod. Principem těchto metod, je spotřeba kyslíku, tj. čím vyšší množství spotřebovaného kyslíku, tím větší organické znečištění.

Pro stanovení celkové koncentrace organických látek ve vodě, můžeme použít i metodu stanovení organického uhlíku.

Jednotlivé metody spolu úzce souvisí, a proto by se měly ve vzorcích vody organické látky stanovovat více způsoby, aby je bylo možné mezi sebou porovnávat.

Metoda pro stanovení chemické spotřeby kyslíku manganistanem je určena především k posuzování jakosti pitné a surové vody, podzemní i povrchové vody. Pokud se vzorek zředí, můžeme jí posuzovat i více znečištěné vody.

Metoda je jednoduchá, ovšem náročná na dodržení přesnosti, především doby varu. Je vhodná pro zjištění jakosti ve větším množství vzorku vody.

CHSK<sub>Mn</sub> lze stanovit jen ve vodách, které obsahují méně než 500 mg.l<sup>-1</sup> chloridů a není vhodná ke stanovení organických látek odpadních vod. Zde se pak uplatňuje metoda pro stanovení organických látek dichromanem.

CHSK<sub>Mn</sub> je popsána v normě ČSN EN ISO 8467.

Pro stanovení organického znečištění odpadních vod se používá metoda chemické spotřeby kyslíku dichromanem. Tato metoda je náročnější, a normově i více řešená než metoda manganistanová. Při tomto stanovení je potřeba vysokého množství chemikálií a

tudíž se v dnešní době více využívají modifikované semimikrometody ve fotometrických zkumavkách.

Metodu  $CHSK_{Cr}$  popisuje norma ČSN ISO 6060 a ČSN ISO 15705.

Biochemická (biologická) spotřeba kyslíku je kyslíkový ekvivalent potřebný pro stanovení organických látek biologickou cestou. Tato metoda patří mezi nejdůležitější ukazatele při rozboru povrchových a odpadních vod, využívá se ke kontrole kvality vody a to především její samočisticí schopnosti. Naopak nepoužívá se pro pitné, užitkové a podzemní vody.

Celosvětově rutinně používaná je standardizovaná, tzv. zřed'ovací metoda stanovení  $BSK_5$ . Existují ovšem i jiná než pětidenní stanovení, např.  $BSK_7$ ,  $BSK_n$ . Biochemická spotřeba kyslíku se dá stanovit i pomocí metod respirometrických, které jsou založeny na plynoměrné analýze, ovšem výsledky těchto stanovení jsou nesrovnatelné s výsledky zřed'ovací metody.

Stanovení biochemické spotřeby kyslíku po  $n$  dnech ( $BSK_n$ ) uvádí norma ČSN EN 1899-1 pro zředěné a ČSN EN 1899-2 pro neředěné vzorky.

Metody stanovení organického uhlíku jsou založeny na oxidaci organických látek na oxid uhličitý. Využívá se buď oxidace na mokré cestě, ta je chemická či fotochemická, nebo termického způsobu oxidace, při teplotách až  $1000\text{ }^{\circ}\text{C}$ , kde jsou oxidovány všechny organické látky, a to je jedna z výhod toho stanovení oproti  $CHSK$ .

Stanovení TOC (*Total Organic Carbon*) je vhodné zejména tam, kde kyslíková bilance nemá rozhodující roli, především při analýze vod pitných, užitkových a podzemních.

Stanovení celkového organického uhlíku (TOC) a rozpuštěného organického uhlíku (DOC) je popsáno v normě ČSN EN 1484.

Všechna stanovení vzorků vody byla provedena v souladu s legislativou.

## 7 SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

ADÁMEK Z., HELEŠIC J., MARŠÁLEK B., RULÍK M., 2010: *Aplikovaná hydrobiologie*. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Vodňany, 305 s., ISBN 978-80-87437-4.

BLÁHOVÁ J. et al., 2014: *Vodní toxikologie pro rybáře*. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Vodňany, 600 s., ISBN 978-80-87437-6.

BREZONIK P. L., ARNOLD W. A., 2011: *Water chemistry: an introduction to the chemistry of natural and engineered aquatic systems*. Oxford University Press, New York, 782 s., ISBN 978-0-19-973072-8.

BURIÁNEK T., 2008: *Metody analýzy potravin: chemicko-fyzikální a senzorická stanovení*. Střední průmyslová škola chemická Brno, 123 s.

ČSN EN ISO 8467 1996: *Jakost vod - Stanovení chemické spotřeby kyslíku manganistanem (CHSK<sub>Mn</sub>)*. Český normalizační institut, Praha, 12 s.

ČSN 75 7220 1998: *Jakost vod - Kontrola jakosti povrchových vod*. Český normalizační institut, Praha, 12 s.

ČSN 75 7221 1998: *Jakost vod - Klasifikace jakosti povrchových vod*. Český normalizační institut, Praha, 12 s.

ČSN ISO 15705 2008: *Jakost vod - Stanovení chemické spotřeby kyslíku (CHSK<sub>Cr</sub>)*. Metoda ve zkumavkách. Český normalizační institut, Praha, 24 s.

HANEL L., 2001: *Naše ryby a rybaření*. Nakladatelství Brázda, s.r.o., Praha, 286 s., ISBN 80-209-0292-9.

HANEL L., LUSK S., 2005: *Ryby a mihule České republiky: rozšíření a ochrana*. Český svaz ochránců přírody Vlašim, 447 s., ISBN 80-86327-30.

HANEL L., ANDERSKA J., 2013: *Ryby evropských vod v ilustracích Jaroslava Híska*. Aventinum, s.r.o, Praha, 352 s., ISBN 978-80-7442-038-2.

HERČÍK M., 2006: *Životní prostředí Základy environmentalistiky*. VŠB Technická univerzita Ostrava, 142 s., ISBN 80-248-1073-5.

HETEŠA J., SUKOP I., 1994: *Ekologie vodního prostředí*. Mendelova univerzita v Brně, 132 s., ISBN 80-7157-131-8.

HETEŠA J., KOČKOVÁ E., 1998: *Hydrochemie*. Mendelova univerzita v Brně, 95 s., ISBN 80-7157-289-6.

HORÁKOVÁ M., LISCHKE P., PEKÁRKOVÁ K., GRÜNWARD A., 1982: *Metody chemické analýzy vod*. STNL – Nakladatelství technické literatury, n. p., Praha, 271 s.

HORÁKOVÁ M., LISCHKE P., GRÜNWARD A., 1986: *Chemické a fyzikální metody analýzy vod*. STNL – Nakladatelství technické literatury, n. p., Praha, 389 s.

HORÁKOVÁ M. et al., 2003: *Analytika vody*. Vysoká škola chemicko-technologická v Praze 335 s., ISBN 80 70-80-520-X.

INGR I., 2010: *Jakost a zpracování ryb*. Mendelova univerzita v Brně, 102 s., ISBN 978-80-7375-382-5.

MERTEN M., 2012: *Zpracování ryb*. Informatium Praha, 294 s., ISBN 978-80-7333-094-1.

NĚMEC J., HLADNÝ J., BLAŽEK V. et al., 2006: *Voda v České republice*. Consult Praha, 253 s., ISBN 80-903482-1-1.

PITTER P., 2009: *Hydrochemie*. Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, 579 s., ISBN 978-80-7080-701-9.

ŘÍHA J., 1987: *Voda a společnost*. SNTL – Nakladatelství technické literatury, n. p., Praha 338 s.

SAMPELS S., LEVÝ E., MRÁZ J., VEJSADA P., ZAJÍC T., 2014: *Kvalita a gastronomie ryb a rybích výrobků*. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, 247 s., ISBN 978-80-87437-85-8.

SYNÁČKOVÁ M., 1996: *Čistota vod*. České vysoké učení technické Praha, 208 s., ISBN 80-01-01083-X.

STRNAD Z. et al., 2013: *Vodní právo*. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, 226 s., ISBN 978-80-87437-45-2.

ŠRÁČEK O., DATEL J., MLS J., 2002: *Kontaminační hydrogeologie*. Univerzita Karlova v Praze, 237 s., ISBN 80-246-0512-X.

ŠRÁČEK O., ZEMAN J., 2004: *Introduction to environmental hydrogenchemistry*. Masaryk University in Brno, 102 s., ISBN 80-210-3586-2.

THURMAN E. M., 1985: *Organic geochemistry of natural waters*. Springer Science+Business Media, Dordrecht, 497 s., ISBN 978-94-010-8752-0.

VÁCHA F., VEJSADA P., 2013: *Zpracování ryb*. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, 178 s., ISBN 978-80-87437-52-0.

VALENTOVÁ O., MACHOVÁ J., KROUPOVÁ K. H., 2013: *Základy hydrochemie - návody pro laboratorní cvičení*. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Vodňany, 123 s., ISBN 978-80-87437-9.

ŽÁČEK L., 1998: *Hydrochemie*. Vysoké učení technické v Brně, 80 s., ISBN 80-214-1167-8.

Nařízení vlády č. 61/2003 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, ve znění nařízení vlády č. 229/2007 Sb. a nařízení vlády č. 23/2011 Sb.

Nařízení vlády č. 71/2003 Sb. O stanovení povrchových vod vhodných pro život a reprodukci původních druhů ryb a dalších vodních živočichů a o zjišťování a hodnocení stavu jakosti těchto vod.

## 8 SEZNAM OBRÁZKŮ A TABULEK

<i>Obrázek č. 1: Stanovení biochemické spotřeby kyslíku (Burianová, 2014).....</i>	<i>42</i>
<i>Obrázek č. 2: Stanovení chemické spotřeby kyslíku manganistanem (Burianová, 2014) ...</i>	<i>43</i>
<i>Graf č. 1: Srovnání chemické spotřeby kyslíku manganistanem a chemické spotřeby kyslíku manganistanem podle Kubela.....</i>	<i>49</i>
<i>Tabulka č. 1: Mezní hodnoty jakosti tříd vody (ČSN 75 7221).....</i>	<i>30</i>
<i>Tabulka č. 2: Spotřeba OR <math>KMnO_4</math> (ml) a <math>CHSK_{Mn}</math> (<math>mg.l^{-1}</math>).....</i>	<i>44</i>
<i>Tabulka č. 3: Spotřeba OR <math>KMnO_4</math> (ml) a oxidovatelnost (<math>mg.l^{-1}</math>).....</i>	<i>44</i>
<i>Tabulka č. 4: Výsledky <math>CHSK_{Cr}</math> - COD CellTestu (<math>mg.l^{-1}</math>).....</i>	<i>45</i>
<i>Tabulka č. 5: Spotřeba OR <math>KMnO_4</math> (ml) a <math>CHSK_{Mn}</math> (<math>mg.l^{-1}</math>).....</i>	<i>46</i>
<i>Tabulka č. 6: Spotřeba OR <math>KMnO_4</math> (ml) a oxidovatelnost (<math>mg.l^{-1}</math>).....</i>	<i>46</i>
<i>Tabulka č. 7: Stanovení jednotlivých parametrů vzorku vody.....</i>	<i>46</i>
<i>Tabulka č. 8: Spotřeba OR <math>KMnO_4</math> (ml) a <math>CHSK_{Mn}</math> (<math>mg.l^{-1}</math>).....</i>	<i>48</i>
<i>Tabulka č. 9: Spotřeba OR <math>KMnO_4</math> (ml) a oxidovatelnost (<math>mg.l^{-1}</math>).....</i>	<i>48</i>
<i>Tabulka č. 10: Výsledky <math>CHSK_{Cr}</math> - COD CellTestu (<math>mg.l^{-1}</math>).....</i>	<i>48</i>
<i>Tabulka č. 11: Výsledky BSK5 (<math>mg.l^{-1}</math>).....</i>	<i>48</i>