

Mendelova univerzita v Brně
Agronomická fakulta
Ústav zoologie, rybářství, hydrobiologie a včelařství



**Dlouhodobé změny fyzikálně-chemických parametrů
rybníků v závislosti na způsobu hospodaření**

Bakalářská práce

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

Vypracoval:
Aleš Mrkvica

Brno 2015



ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Autor práce: Aleš Mrkvica
Studijní program: Zemědělská specializace
Obor: Agroekologie
Vedoucí práce: doc. Ing. Radovan Kopp, Ph.D.

Název práce: **Dlouhodobé změny fyzikálně-chemických parametrů rybníků v závislosti na způsobu hospodaření.**

Zásady pro vypracování:

1. Stále intenzivnější vliv lidské činnosti (rybníkářství, znečištění aj.) se projevuje v rostoucí trofizaci vodních ekosystémů. Intenzivní rybníční hospodaření způsobuje hypertrofizaci vod, které jsou charakterizovány značnými změnami fyz.-chem parametrů v průběhu posledních let.
2. Bakalář zpracuje výsledky dat sledování rybníků z posledních let prováděné Oddělením rybářství a hydrobiologie. Sledování bude zaměřeno na tyto hlavní ukazatele: obsah kyslíku, pH, vodivost, teplota vody, celkový dusík a ionty dusíku, celkový fosfor a orthofosforečnany, CHSK a KNK. Rozsah sledovaných parametrů může být po konzultaci s vedoucím bakalářské práce rozšířen.
3. U sledovaných rybníků budou získány údaje o velikosti násad a výlovcech ryb a schromážděná data o chemizmu vody budou vyhodnocena na základě intenzity rybářského hospodaření.
4. Výsledky sledování budou porovnány s literárními údaji o změnách fyzikálně-chemických parametrů u rybníků z různou úrovní trofie.

Rozsah práce: 30 - 40 stran

Literatura:

1. KOPP, R. -- ZIKOVÁ, A. -- MAREŠ, J. -- NAVRÁTIL, S. -- ADAMOVSKEJ, O. -- PALÍKOVÁ, M. Diversity and toxin content of cyanobacteria in fish ponds (South Moravia, Czech Republic) related to fishery management intensity. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*. 2008. sv. LVI, č. 5, s. 111--118. ISSN 1211-8516.
2. POULÍČKOVÁ, A. -- KITNER, M. -- HAŠLER, P. -- PAKOSTOVÁ, A. -- KARABINOVÁ, H. -- KRÍŽOVÁ, B. -- KOPP, R. Fishpond trophic status assessment based on nutrients and bioindication I. Phytoplankton. *Fottea*. 2003. sv. 3, č. 3, s. 97--110. ISSN 1802-5439.
3. KOPP, R. -- MAREŠ, J. -- ZIKOVÁ, A. -- HETEŠA, J. -- FIALA, J. -- SUKOP, I. -- KUKAČKA, V. *Hydrobiologické sledování základních parametrů kvality vody a planktonních společenstev v průběhu vegetačního období roku 2006 na rybníce Novoveský*. 2006.
4. PITTER, P. *Hydrochemie*. 4. vyd. Praha: Vysoká škola chemicko technologická v Praze, 2009. 579 s. ISBN 978-80-7080-701-9.
5. Pechar, L., 2000. Impacts of long-term changes in fishery management on the trophic level water quality in Czech fish ponds. *Fisheries Management and Ecology*. 7: 23--31
6. Potužák, J, Hůda, J. and Pechar, L. (2007): Changes in fish production effectivity in eutrophic fishponds - impact of zooplankton structure.- *Aquaculture Internat*. 15: 201-210.

Datum zadání: říjen 2013

Datum odevzdání: duben 2015

Aleš Mrkvica
Autor práce

prof. RNDr. Zdeněk Laštůvka, CSc.
Vedoucí ústavu

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

prof. Ing. Ladislav Zeman, CSc.
Děkan AF MENDELU

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem práci na téma „Dlouhodobé změny fyzikálně-chemických parametrů rybníků v závislosti na způsobu hospodaření“ vypracoval samostatně a veškeré použité prameny a informace uvádím v seznamu použité 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, 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

Rád bych chtěl touto cestou poděkovat svému vedoucímu bakalářské práce doc. Ing. Radovanu Koppovi, Ph.D. za cenné a odborné rady, přátelský přístup, poskytnuté materiály, připomínky k práci a shovívavost při mém dotazování. Dále děkuji své rodině, blízkým a spolužákům za trpělivost, podporu a motivaci, kterou mi dodávali nejen během vypracovávání bakalářské práce, ale i v průběhu celého studia.

ABSTRAKT

Předmětem této bakalářské práce je vypracovat literární rešerši týkající se problematiky dlouhodobých změn fyzikálně-chemických parametrů rybníků v závislosti na způsobu jejich obhospodařování. V teoretické části jsou popsány tyto hlavní ukazatelé: kyslík, fosfor, dusík, pH, BSK, CHSK a organoleptické vlastnosti. Dále jsou rozděleny a popsány rybníky z hlediska jejich trofie a s ní spojená eutrofizace. V metodické a materiálové části jsou pak uvedeny a popsány jednotlivé odběrové lokality a způsoby odběrů vzorků. V praktické části jsou graficky zpracovány výsledky sledování rybníků, které na jižní Moravě v posledních letech provádí Oddělení rybářství a hydrobiologie. Tyto výsledky jsou následně srovnány s Normou environmentální kvality povrchových vod.

Klíčová slova: fyzikálně-chemické parametry, rybník, kyslík, fosfor, dusík, pH, BSK, CHSK, organoleptické vlastnosti, trofie, eutrofizace, Norma environmentální kvality

ABSTRACT

Aim of this bachelor thesis is to create review about long term changes in physical-chemical parameters of the ponds according to their farming usage. In the theoretical part you can find description of these main pointers : oxygen, phosphorus, nitrogen, pH, BSK, CHSK and organoleptic properties. After this the ponds are divided and described according to their trophy and eutrophication. In the part about material and methods there are listed and described individual sampling sites and sampling methods. In the practical part there are results of monitored ponds in diagrams. Data were collected during few last years by department of fishery and hydrobiology in the southern Moravia. Results were then compared with standard of environmental quality of surface water.

Key words: physical-chemical parameters, pond, oxygen, phosphorus, nitrogen, pH, BOD, COD, organoleptic properties, trophy, eutrophication, standard of environmental quality

OBSAH

1	ÚVOD.....	8
2	CÍL PRÁCE.....	9
3	LITERÁRNÍ PŘEHLED.....	10
3.1	Kyslík.....	10
3.1.1	Výskyt ve vodách.....	11
3.1.2	Vlastnosti a význam.....	12
3.2	Fosfor.....	12
3.2.1	Formy výskytu.....	13
3.2.2	Výskyt ve vodách.....	13
3.2.3	Vlastnosti a význam.....	13
3.3	Dusík.....	14
3.3.1	Formy výskytu.....	14
3.3.1.1	Amoniakální dusík (NH_4^+ , NH_3).....	15
3.3.1.2	Dusitanový dusík (N-NO_2^-).....	15
3.3.1.3	Dusičnanový dusík (N-NO_3^-).....	16
3.4	Hodnota pH.....	16
3.5	Biochemická a chemická spotřeba kyslíku.....	18
3.6	Konduktivita.....	19
3.7	Organoleptické vlastnosti vody.....	19
3.7.1	Teplota vody.....	19
3.7.2	Barva.....	21
3.7.3	Zákal.....	21
3.7.4	Pach.....	22
3.7.5	Chuť.....	23
3.8	Trofie rybníků.....	23
3.9	Eutrofizace.....	25
4	MATERIÁL A METODIKA.....	26
4.1	Odběrové lokality.....	26
4.2	Metodika stanovení vzorků.....	29
5	VÝSLEDKY A DISKUZE.....	32
5.1	Grafová vyhodnocení.....	33

5.2	Tabulková vyhodnocení	40
6	ZÁVĚR	43
7	PŘEHLED POUŽITÉ LITERATURY.....	45
7.1	Tištěné zdroje	45
7.2	Internetové zdroje.....	46
7.3	Ostatní zdroje	47
8	SEZNAM TABULEK	48
9	SEZNAM GRAFŮ	48

1 ÚVOD

Vybírání tématu bakalářské práce bylo pro mě poměrně snadné. Vzhledem k tomu, že jsem absolvent Střední průmyslové školy chemické v Brně a od útlého dětství vášnivý rybář, snažil jsem se skloubit již získané znalosti ze střední školy a také jisté zalíbení v tomto oboru s vidinou nově získaných informací.

První zmínky dokládající existenci rybníků v Čechách jsou až z 10. století. V prstenci osad, které obklopovaly tehdejší Prahu, máme z roku 993 písemně doloženou osadu Rybníček. Rybníky se staly pro Českou republiku určitým fenoménem a typickým rysem v krajině. Rozloha většiny rybníků se pohybuje v rozmezí od 10 do 100 ha a celková plocha činí asi 54 000 ha. Rybářství se stalo tradičním zemědělským oborem zabývajícím se rybničním chovem ryb a také nepostradatelnou složkou vodního hospodářství již v 11. století. V současnosti není snaha českého rybářství jen maximální rybniční produkce, ale i řada dalších opatření vedoucích k víceúčelovosti rybníků. Je to například řízená reprodukce ryb, optimalizace výrobních procesů na rozsáhlejších rybničních systémech, rekultivace (odbahňování, meliorace, obnova) rybníků a úprava a kvalita vody.

V našich podmínkách se hlavním chovaným rybím druhem stal kapr obecný, který převažuje svoji početností nad ostatními druhy především z toho důvodu, že zde má pro svůj růst ideální podmínky. Ročně se na našem území vyprodukuje asi 20 000 tun tržních ryb, přičemž převaha kapra je značná a činí asi 85 - 90 %.

Kvalita povrchových a podzemních vod se stala v posledních letech velmi diskutovatelným tématem. Vzhledem k tomu, že vodu řadíme pro člověka mezi nepostradatelné zdroje, je třeba se tímto problémem zabývat. Stále se rozvíjející zemědělství a průmysl v posledních letech zapříčinily zhoršení kvality vody a životního prostředí celkově. Zejména dusíkatými a fosforečnými hnojivy a jejich následným splachem ze zemědělsky obhospodařovaných ploch se dostává do vod značné množství škodlivých sloučenin těchto prvků, které mohou negativně ovlivňovat zdraví člověka. Se vzrůstajícím počtem obyvatelstva roste i množství odpadních vod, které se do toků dostávají a podílejí se na kvalitě vody také. Jedná se opět o sloučeniny dusíku a fosforu, které jsou součástí různých čisticích a mycích prostředků, chladicích kapalin a odpadních vod při výrobě barviv.

2 CÍL PRÁCE

Cílem této práce je zpracovat výsledky dat sledování rybníků z posledních let prováděné Oddělením rybářství a hydrobiologie na rybnících jižní Moravy z důvodu stále intenzivnějšího vlivu lidské činnosti projevujícího se v rostoucí trofizaci vodních ekosystémů. Především intenzivní rybníční hospodaření způsobující hypertrofizaci vod je charakterizováno rozsáhlými změnami fyzikálně-chemických parametrů. Výsledky budou zpracovány a porovnány s Normou environmentální kvality pro útvary povrchových vod. Sledování je zaměřeno především na tyto hlavní ukazatele: obsah rozpuštěného kyslíku, hodnota pH, teplota vody, průhlednost, vodivost, celkový dusík, dusičnanový a dusitanový dusík, celkový fosfor a orthofosforečnany, CHSK a chlorofyl a.

3 LITERÁRNÍ PŘEHLED

3.1 Kyslík

Kyslík patří mezi nejdůležitější plyny, které se ve vodě vyskytují, a je na něm závislá řada různých organismů. Do vody se dostává dvěma způsoby. Jednak difúzí z atmosféry, kdy dochází k samovolnému pronikání jednotlivých molekul kyslíku do molekul vody a také při fotosyntetické asimilaci řas, sinic a vodních rostlin.



Graf 1: Zdroje kyslíku v rybníční úrodné vodě v letním období (Hartman et al., 1998)



Graf 2: Spotřeba kyslíku v rybníční úrodné vodě v letním období (Hartman et al., 1998)

Rozpustnost kyslíku ve vodě, která je v přímém styku s atmosférou, je závislá na koncentraci rozpuštěných látek, s jejichž vzrůstajícím obsahem klesá.

Tabulka 1: Závislost rozpustnosti kyslíku ve vodě na teplotě (Montgomery et al., 1964)

Teplota [°C]	Rozpustnost [mg.l ⁻¹]	Teplota [°C]	Rozpustnost [mg.l ⁻¹]
0	14,63	18	9,46
2	13,84	20	9,08
4	13,11	22	8,74
6	12,45	24	8,42
8	11,84	26	8,12
10	11,28	28	7,84
12	10,77	30	7,57
14	10,29	35	6,98
16	9,86	40	6,47

Kromě teploty má na rozpustnost kyslíku vliv také tlak a jeho význam se projevuje především při větších výškových rozdílech. V atmosféře je obsaženo objemově asi 21 % kyslíku a jeho parciální tlak tak činí 21 kPa (Pitter, 2009). Kupříkladu ve výšce 2000 m se při teplotě 10 °C uvádí rozpustnost kyslíku jen 11,04 mg.l⁻¹ oproti hodnotě 11,28 mg.l⁻¹ v nadmořské výšce 0 m (Mortimer, 1981).

Kyslíkové poměry se vyjadřují také pomocí procenta nasycení. Pokud je voda nenasycena kyslíkem, jedná se o tzv. kyslíkový deficit a vyjadřuje se v mg.l⁻¹ nebo objemovým zlomkem v % (Pitter, 2009).

3.1.1 Výskyt ve vodách

Kyslík v podzemních vodách ve vysokém množství nenajdeme. Je to dané tím, že rozpuštěný kyslík v infiltrujících vodách je při průchodu horninami a půdou spotřebováván chemickými a biochemickými pochody.

U povrchových vod záleží na tom, zdali se jedná o nádrž, jezero, rybník či tok a podle toho se také mění i koncentrace kyslíku. Dalším faktorem je organické znečištění vody, které zapříčiní úbytek kyslíku svými rozkladnými biochemickými procesy. U toků dochází k neustálému promíchávání vrstev a vertikální zonace rozpuštěného kyslíku není tak zřetelná. Většinou se nasycení pohybuje mezi 85 % až 95 % a za určitých

podmínek může dojít i k přesycení vody kyslíkem. To může dosáhnout i trojnásobku nasycení a dochází k němu dvěma způsoby. Jedním z nich je mimořádná turbulence vody, se kterou se můžeme setkat pod jezy, vodopády či peřejemi. Druhým způsobem je nadměrná fotosyntetická asimilace zelených organismů.

Jezero a nádrže jsou v epilimniu obvykle kyslíkem téměř nasyceny. Vody eutrofizované, kde se vyskytuje nadměrné množství řas, bývají v letních měsících při značném slunečním záření kyslíkem i přesyceny. Pod skočnou vrstvou (metalimniem) může docházet při letní stagnaci k značnému poklesu koncentrace kyslíku. Pouze v desetinách mg.l^{-1} se může pohybovat koncentrace v hypolimniu a na úplném dnu hlubokých nádrží bývá dosaženo až anoxických podmínek (Pitter, 2009).

3.1.2 Vlastnosti a význam

Ke spotřebě kyslíku ve vodě dochází několika způsoby. Zejména se jedná o aerobní biologický rozklad organických látek, nitrifikaci, oxidaci (sulfidů, manganu, železa atd.), respiraci zooplanktonu nebo disimilaci zelených organismů. Jestli se kyslík ve vodě nachází či nikoliv, má velký vliv na stav kvality vody a určuje, zdali budou ve vodě probíhat aerobní či anaerobní pochody. Pro zajištění aerobních pochodů při biologickém čištění odpadních vod a při samočištění povrchových vod, je kyslík nepostradatelný a koncentrace rozpuštěného kyslíku se tak stala důležitým indikátorem čistoty povrchových vod (Pitter, 2009).

Nároky ryb na koncentraci kyslíku závisí na konkrétních rybích druzích a podmínkách, kde se vyskytují. Nejvíce náročné jsou ryby lososovité, které vyžadují koncentraci vyšší než 9 mg.l^{-1} a již při poklesu pod 3 mg.l^{-1} lze u nich pozorovat příznaky dušení. Odolnější a méně náročné z hlediska množství kyslíku, jsou ryby kaprovité, které vyžadují koncentraci vyšší než 7 mg.l^{-1} a příznaky dušení se projevují až pod hranicí $1,5 \text{ mg.l}^{-1}$ (Svobodová et al., 1987).

3.2 Fosfor

Přítomnost fosforu ve vodách je zapříčiněna převážně rozpouštěním a vyluhováním některých minerálů, půd, zvětralých hornin a jeho obsah v půdách se pohybuje od 400 do 1200 mg.kg^{-1} .

Anorganický fosfor se dostává do vod vlivem antropogenní činnosti, zejména vypouštěním splaškových odpadních vod, které mohou obsahovat škodlivé látky z prací,

čisticích či mycích prostředků. Také aplikace fosforečných hnojiv při zemědělské činnosti má velký vliv na množství obsaženého fosforu ve vodách. Organickým i anorganickým zdrojem jsou živočišné odpady především z chovu hospodářských zvířat. Organickým zdrojem je pak biomasa zooplanktonu a fytoplanktonu rozkládající se na dně vodních nádrží a toků (Pitter, 2009).

3.2.1 Formy výskytu

Celkový fosfor ve vodách můžeme rozdělit na rozpuštěný (P_{rozp}) a nerozpuštěný (P_{nerozp}). Ten se dále dělí na organicky a anorganicky vázaný. Rozpuštěný anorganický vázaný fosfor lze rozdělit na orthofosforečnanový a polyfosforečnanový (Pitter, 2009).

Bylo zjištěno, že fytoplankton využívá jak rozpuštěný orthofosforečnanový fosfor, tak orthofosforečnany, které jsou adsorbované na povrchu nerozpuštěných látek a proto vznikl další termín - biologicky dostupný (využitelný) fosfor, zahrnující volně rozpuštěné i volně vázané orthofosforečnany (Sharpley, 1993).

3.2.2 Výskyt ve vodách

V přírodních a užitkových vodách se vyskytují fosforečnany jen v nízkých koncentracích a málokdy překračují hodnotu 1 mg.l^{-1} . Hmotnostní koncentrace se nejčastěji ve vodách udávají ve formě prvku (P), nikoli v iontové formě (PO_4^{3-} , resp. HPO_4^{2-}).

U minerálních vod je koncentrace fosforu také velmi nízká a při rozboru jedenácti minerálních karlovarských vod se koncentrace pohybovala v průměru $0,09 \text{ mg.l}^{-1}$ (Zýka, 1982).

S jednotkami mg.l^{-1} se můžeme setkat u koncentrací fosforu ve splaškových vodách, které mohou překročit hodnotu i 10 mg.l^{-1} . Především u prádelen, které používají prací prostředky s polyfosforečnany, je tato hodnota často překračována i několikanásobně (Pitter, 2009).

3.2.3 Vlastnosti a význam

Málo rozpustné fosforečnany kovů mají specifický význam výhradně v hydrochemii a technologii vody, kde se používají při odstraňování některých kovů a fosforečnanů z vod.

Velkou úlohu obstarávají sloučeniny fosforu v přírodním koloběhu látek, kde jsou potřebné pro nižší i vyšší organismy a díky nim dochází k jejich přeměně na organicky vázaný fosfor. Obzvláště na růstu řas a sinic se fosforečnany významně podílí a jejich

koncentrace se tak nejvíce snižuje v letních měsících, kdy dochází k intenzivní fotosyntetické asimilaci. Fosfor je tak považován za klíčový prvek při eutrofizaci povrchových vod (Pitter, 2009).

3.3 Dusík

Dusík řadíme společně s fosforem do skupiny tzv. nutrientů a patří mezi nejdůležitější makrobiogenní prvky, které jsou nepostradatelné pro rozvoj mikroorganismů. Při biologických procesech probíhajících v povrchových, odpadních a podzemních vodách a při čištění a úpravě vody, má dusík velké uplatnění. Proto je nezbytné znát jednotlivé formy výskytu dusíku a jejich vlastnosti, které jsou podmínkou pro určení důležitých pochodů v hydrochemii, technologii vody a limnologii.

Sloučeniny dusíku dělíme dle původu na organické a anorganické. V biosféře se nachází sloučeniny dusíku neovlivněné lidskou činností převážně biogenního původu, které vznikly rozkladem organických dusíkatých látek rostlin a živočichů. Jedním z nejvýznamnějších zdrojů anorganických i organických sloučenin dusíku jsou splaškové odpadní vody. Dalšími významnými zdroji jsou například odpady ze zemědělství, splachy ze zemědělské půdy hnojené dusíkatými hnojivy či některé průmyslové odpadní vody (Pitter, 2009).

3.3.1 Formy výskytu

Ve vodách se dusík vyskytuje v iontové i neiontové formě a také v různých oxidačních stupních, jako jsou:

- III amoniakální dusík (NH_4^+ , NH_3), kyanidy (CN^-), kyanatany (OCN^-)
- I hydroxylamin (NH_2OH)
- 0 elementární dusík (N_2)
- +I oxid dusný (N_2O)
- +III dusitanový dusík (N-NO_2^-)
- +V dusičnanový dusík (N-NO_3^-)

Ve vodách stanovujeme celkový dusík, který dělíme na anorganicky vázaný (N_{anorg}) a organicky vázaný (N_{org}). Anorganicky vázaný dusík řadíme mezi významné souhrnné ukazatele znečištění povrchových a odpadních vod. Organicky vázaný dusík najdeme ve vodách ve formě bílkovin, jejich rozkladných produktů (peptidů, aminokyselin, močoviny apod.) a jako součást dusíkatých látek vznikajících rozkladem biomasy organismů.

Vzhledem k tomu, že jsou sloučeniny dusíku ve vodách málo stabilní, dochází tak k jejich podléhání (v závislosti na oxidačně-redukčním potenciálu a hodnotě pH) biochemickým a chemickým přeměnám (Pitter, 2009).

3.3.1.1 Amoniakální dusík (NH_4^+ , NH_3)

Amonné soli se v přírodě jako minerály nevyskytují, až na jediný minerál zvaný struvit. Jinak se ve vodách bez lidského zásahu nevyskytují. Amoniakální dusík je výchozím produktem rozkladu většiny organických dusíkatých látek rostlinného a živočišného původu. Z tohoto důvodu jsou splaškové odpadní vody, odpady ze zemědělských výroby a kalové vody z anaerobních stabilizací čistírenských kalů nejčastějšími antropogenními zdroji amoniakálního dusíku organického původu. Antropogenními zdroji amoniakálního dusíku anorganického původu jsou obzvláště dusíkatá hnojiva, která se vsakováním a smyvem ze zemědělských půd dostávají do povrchových i podzemních vod.

Je zapotřebí rozlišovat celkový amoniakální dusík ($\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3$) od dusíku amonného (N-NH_4) a dusíku amoniakového (N-NH_3). V aerobních podmínkách je amoniakální dusík nestálý a velmi snadno podléhá biochemické oxidaci - nitrifikaci.

Pro ryby je amoniakální dusík velmi toxický, avšak míra toxicity závisí na hodnotě pH vody, jelikož toxický účinek nemá ion NH_4^+ , ale nedisociovaná molekula NH_3 , která snadněji proniká buněčnými membránami (Pitter, 2009).

3.3.1.2 Dusitanový dusík (N-NO_2^-)

Stejně jako amonné soli se dusitany v přírodě jako minerály nevyskytují a v atmosférických vodách jsou pouze anorganického původu. Jejich přítomnost je dána zejména biochemickou oxidací amoniakálního dusíku (nitrifikací), biochemickou redukcí dusičnanů nebo redukcí dusičnanů při dezinfekci vody UV-zářením. Nadměrná koncentrace dusitanů až v jednotkách mg.l^{-1} se může vyskytovat ve vodách s intenzivním chovem ryb a to zpravidla v recirkulačních systémech.

Například odpadní vody z výroby barviv nebo ze strojírenských závodů jsou na dusitany velmi bohaté z důvodu používání chladicích kapalin při obrábění kovů, které dusitany obsahují. Dalším zdrojem jsou vyčerpané lázně z tzv. popouštění oceli v kovoprůmyslu a jsou přítomny i v některých inhibitech koroze a nemrznoucích kapalinách.

Výskyt dusitanů se obvykle pohybuje v nízkých koncentracích vzhledem k jejich chemické i biochemické labilitě a ve vodách pravidelně doprovázejí dusičnany a amoniakální dusík (Pitter, 2009).

3.3.1.3 Dusičnanový dusík (N-NO₃⁻)

V minerálech se dusičnany vyskytují jen ojediněle. V některých mimoevropských lokalitách jsou ve větším množství obsaženy v chilském ledku (dusičnan sodný.) Obvykle vznikají při nitrifikaci amoniakálního dusíku jako sekundární složka a také jsou konečnou fází při rozkladu dusíkatých organických látek v oxickém prostředí. Hnojení dusíkatými hnojivy a následný splach z polí je další příčinou výskytu dusičnanů ve vodách.

Koncentrace dusičnanů v přírodních vodách vzrůstá především kvůli vzrůstajícímu počtu obyvatel a zemědělské činnosti. V Labi byla v roce 1892 naměřena průměrná hodnota 0,5 mg.l⁻¹, v roce 1976 již 3,6 mg.l⁻¹ a v roce 1994 už 5 mg.l⁻¹, což je oproti konci 19. století desetinásobný nárůst (Hrbáč, 1973).

Vegetační období má také vliv na koncentraci dusičnanů v přírodních vodách. V podzemních vodách v zimním období, kdy dochází k výluhu do půdy z důvodu slabého zadržování půdním sorpčním komplexem, se dusičnany nacházejí v maximální koncentraci. Naopak v letním vegetačním období jsou z půdy odčerpávány vegetací a jejich maxima i minima jsou závislá na způsobu obdělávání půdy (Pitter, 2009).

3.4 Hodnota pH

Podle Křivánka et al. (2012) ji můžeme definovat jako záporný dekadický logaritmus koncentrace vodíkových iontů. Jinými slovy vyjadřuje hodnota pH vzájemný poměr mezi kyselinami a zásadami ve vodě. Dle reakce dělíme vody na kyselé (pH < 7), neutrální (pH = 7) a zásadité (pH > 7).

Společně s oxidačně-redukčním potenciálem ovlivňuje hodnota pH významně chemické i biochemické procesy ve vodách a má tak z tohoto hlediska u vod mimořádnou funkci, přičemž je její stanovení nezbytnou součástí každého chemického rozboru vody. Díky ní můžeme ve vodách určit jednotlivé formy výskytu některých prvků, posoudit agresivitu vody a také ovlivňuje účinnost většiny chemických, fyzikálně-chemických a biologických procesů používaných při čištění a úpravě vod.

U čistých přírodních vod (povrchových a prostých podzemních) je udávaná hodnota v rozmezí asi od 4,5 do 9,5 dána zpravidla uhličitanovou rovnováhou. Mohou ji však

ovlivňovat např. huminové látky, kationty lehce podléhající hydrolyze (Al, Fe) a u minerálních vod někdy sloučeniny křemíku a boru (Pitter, 2009).

Pro orientační stanovení hodnoty pH se používají obvykle indikátory obsahující organické sloučeniny, které mění barvu v závislosti na pH. V rybníkářských provozech bylo zavedeno používání Dejdarova univerzálního indikátoru a k tomu vyhovující stupnice s 15 barevnými standardy v intervalu od pH 5,9 do pH 10,1. Pro přesné měření se pak používá pHmetrů, které se uplatňují tam, kde nelze pH stanovit kolorimetricky a to je například v odpadních vodách (Hartman et al., 1998).

Tabulka 2: Příklady hodnot pH u vybraných druhů vod (Pitter, 2009)

Druh vody	Rozmezí hodnot pH	Průměrná hodnota pH
Vltava (Pěkná)	5,8 - 7,9	7,0
Vltava (Č. Budějovice)	7,0 - 7,8	7,4
Labe (Hřensko)	7,3 - 9,3	7,7
šumavská jezera	-	4,8
Černé jezero	4,5 - 4,6	-
vodárenská nádrž Želivka	6,8 - 8,3	7,5
vodárenská nádrž Souš	-	3,4 - 5,0
vody z rašelinišť (Slavkovský les)	3,5 - 4,3	-
mořská voda	7,5 - 8,5	8,2
splaškové vody	7 - 8	-
odpadní vody z velkoprádelen	9 - 10	-
důlní vody (těžba hnědého uhlí)	2,5 - 6,0	-
důlní vody (těžba sulfidických rud)	2,5 - 3,5	-

V povrchových vodách, vyjma vod acidifikovaných a vod z rašelinišť, se nejčastěji hodnota pH pohybuje v rozmezí od 6,0 do 8,5. Hodnoty v alkalické oblasti nad 8,0 bývají často způsobeny nadměrnou fotosyntetickou asimilací zelených organismů, které zapříčiní vyčerpání volného oxidu uhličitého. Některé biologické a chemické pochody mohou značně ovlivnit hodnotu pH vody a její neutralizační a tlumivou kapacitu. Zejména se jedná přímo o uvolňování nebo spotřebu volného oxidu uhličitého, anebo spotřebu a uvolňování iontů H^+ či OH^- (Pitter, 2009).

Ideální hodnota pH pro ryby se pohybuje v rozmezí 6,5 až 8,5. Pro kaprovité i lososovité ryby jsou hodnoty 6 až 9 ještě přípustné a k poškození či úhynu dochází u lososovitých ryb při hodnotě pH pod 4,8 nebo nad 9,2 a u kaprovitých ryb pod 5,0 nebo nad 10,8. Můžeme tedy říct, že lososovité ryby jsou náchylnější k vysokým hodnotám pH a vůči nízkým hodnotám pH naopak odolnější (Svobodová et al., 1987).

3.5 Biochemická a chemická spotřeba kyslíku

Dle Pittera (2009) je biochemická spotřeba kyslíku definována jako hmotnostní koncentrace rozpuštěného kyslíku spotřebovaného za stanovených podmínek v oxickém prostředí biochemickou oxidací organických, popř. anorganických látek ve vodě a je vyjadřována v mg.l^{-1} .

Na rozdíl od chemické spotřeby kyslíku (CHSK), která postihuje organické látky biologicky rozložitelné i nerozložitelné, se BSK (BOD) používá jen jako míra koncentrace biologicky rozložitelných látek.

Při chemickém rozboru povrchových i odpadních vod se stanovení BSK stalo běžnou součástí a je jedním z parametrů při posuzování účinnosti biologického čištění odpadních vod. Na začátku a na konci inkubace se při standardní zředovací metodě měří úbytek rozpuštěného kyslíku ve vzorku vody pomocí chemické Winklerovy metody nebo kyslíkové elektrody. V celém světě byla teplota inkubace unifikována na 20 °C a její doba stanovena nejčastěji na 5 nebo 7 dní.

Důležité je, aby během inkubace byl vzorek vody ve tmě a nedocházelo tak k fotosyntetické asimilaci přítomných řas z důvodu produkce kyslíku, který by hodnotu BSK snižoval. Pokud chlorofyl dosahuje vyšších koncentrací, je doporučováno pro správné hodnocení znečištění vody provádět korekci BSK₅ na přítomnost řas (Straškrabová et al., 1983).

Relativní zastoupení biologicky rozložitelných látek ve vodě se odhaduje z poměru BSK₅ : CHSK. Čím větší hodnota tohoto podílu je, tím více voda obsahuje biologicky snadno rozložitelných látek. Při hodnocení tohoto poměru se musí brát ohled na všechny faktory, které by mohly mít na hodnotu BSK₅ vliv (toxicita, nitrifikace). V povrchových vodách se nejčastěji hodnoty BSK₅ pohybují v jednotkách mg.l^{-1} a v případě rozsáhlejšího znečištění pak nabývají hodnoty více než 10 mg.l^{-1} (Pitter, 2009).

3.6 Konduktivita

Konduktivita je jinými slovy elektrická vodivost vody. Pokud jsou ve vodě rozpuštěné soli (minerální látky), voda se tak stává vodivou. To znamená, že vodivost se odvíjí od koncentrací rozpuštěných látek disociovaných na ionty a čím více se takových látek ve vodě vyskytuje, tím je vodivost vody větší. Při zvýšeném výparu spjatým s vysycháním vody dochází k zahušťování obsahu a vodivost narůstá. V tekoucích vodách při nízkém stavu vody (zahuštění) se pohybuje konduktivita přes $200 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ a při zvýšeném průtoku (naředění) klesá vodivost na hodnotu kolem $150 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. U rybníků je vodivost závislá na charakteru podloží a na hnojení. Například u lednických rybníků, které leží na slaniscích, se pohybuje vodivost až kolem $1800 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Sukop, 2006).

Vodivost závisí na koncentraci iontů, jejich nábojovém čísle, pohyblivosti a teplotě vody. Pokud teplota vody vzroste nebo poklesne o $1 \text{ }^\circ\text{C}$, způsobí změnu konduktivity nejméně o 2 %, a proto má při určování vodivosti značný význam temperování vzorku. Zpravidla se konduktivita měří při $25 \text{ }^\circ\text{C}$ anebo je na tuto teplotu přepočítávaná (Pitter, 2009).

Vodivost je převrácená hodnota odporu a jednotkou je 1S (siemens). V hydrochemii se konduktivita udává v jednotkách $\text{mS}\cdot\text{m}^{-1}$ a používaná je také jednotka $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, pro kterou platí, že $1 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1} = 0,1 \text{ mS}\cdot\text{m}^{-1}$ (Kopp et al., 2013).

Konduktivitu měříme různými typy konduktometrů, které se kalibrují roztokem chloridu draselného (KCl). Roztok chloridu draselného o koncentraci $0,01 \text{ mol}\cdot\text{l}^{-1}$ má při $25 \text{ }^\circ\text{C}$ vodivost $141 \text{ mS}\cdot\text{m}^{-1}$ (Pitter, 2009).

3.7 Organoleptické vlastnosti vody

Organoleptické vlastnosti chápeme jako vlastnosti, které lze zjistit smyslovými orgány (zrak, chuť, čich) a hovoříme o tzv. senzoričké analýze. Výsledky analýz jsou však závislé na zkušenostech a vnímavosti hodnotitele (Pitter, 2009). Mezi organoleptické ukazatele kvality vody řadíme teplotu, barvu, zákal, pach a chuť.

3.7.1 Teplota vody

Teplota vody patří mezi nejdůležitější fyzikální činitele, které ovlivňují životní děje ve vodním prostředí. U povrchových vod ve vnitrozemí záleží především na počasí, slunečním záření, charakteru vodní nádrže, její hloubce, pohybu a míchání vody, barvě, průhlednosti a ostatních činitelích. Hlavním zdrojem tepla ve vodě je sluneční energie

- absorpce paprsků, ale také předávání tepla z ovzduší a v malé míře i ze dna nádrží či vodotečí (Hartman et al., 1998).

Teplota povrchových vod má velký význam z hlediska rozpustnosti kyslíku, rychlosti biochemických pochodů, a tím i celého procesu samočištění. Při teplotě nižší než 5 °C probíhají biochemické procesy jen pozvolna. Teplota výrazně zvyšuje i podíl toxického nedisociovaného amoniaku na celkové koncentraci amoniakálního dusíku, kdy se hodnota v teplotním rozmezí 5 až 25 °C navyšuje až několikanásobně (Pitter, 2009).

Pro ohřátí 1 g vody (1 cm³) o 1 °C je potřeba dodat množství tepla, které je rovno asi 4 J (Joule). Můžeme tedy říci, že hmotnostní měrné teplo vody je asi 4 J, vzduchu asi 1 J a hlinitopísčité půdy 0,75 až 1 J. V přírodě to znamená, že nejpomaleji se voda ohřívá na jaře a nejpomaleji vychladá na podzim, jelikož má největší tepelnou kapacitu. Největší vliv na rozsah kolísání teploty vody ve vodních nádržích má především jejich hloubka. Dle rozsahu teplotních změn rozlišujeme nádrže v průběhu roku s teplotními rozdíly v rozmezí 5 - 10 °C (eustatické nádrže - obvykle jezera), se středními rozdíly 11 - 20 °C, a velkými teplotními rozdíly nad 20 °C - mělké nádrže (Hartman et al., 1998).

V hlubších nádržích a jezerech nastává v letních a zimních měsících výrazná teplotní stratifikace, kdy se využívá závislosti hustoty vody na teplotě a jejího anomálního chování. V létě teplota povrchové vrstvy roste, zatímco v hlubších vrstvách se hromadí voda chladnější s větší hustotou. Svrchní vrstva (epilimnion) je oddělena od spodní vrstvy (hypolimnion) tzv. skočnou vrstvou (metalimnion, termoklina), která zabraňuje cirkulaci vody v celém jejím objemu (Pitter, 2009).

Teplota je i jedním z podstatných ukazatelů kvality vody pro život a reprodukci ryb. Pro růst a vývoj kaprovitých ryb je maximální přípustná teplota kolem 28 °C, u lososovitých ryb pak 21,5 °C. Snížená teplotní hranice 10 °C platí jen v době reprodukce pro ty druhy ryb, které z tohoto důvodu vyžadují nízkou teplotu vody (např. losos, pstruh). Meze optimálních teplot vody se v průběhu vývoje ryb mění, avšak jsou považovány za poměrně teplotně tolerantní živočichy, které mohou dlouhodobě snášet i teploty ležící mimo uvedený rozsah. Náchylné jsou však na náhlé teplotní změny vody, ke kterým může dojít například při jejich přesazování. Rozdíly teplot do 3 °C nejsou podstatné, ale přesahují-li 10 °C, může pak dojít k teplotnímu šoku (Svobodová et al., 1987).

3.7.2 Barva

Barva vody je dána anorganickými látkami, mikroorganismy a fyzikálními jevy (odraz oblohy). Dle průhlednosti a barvy vody můžeme orientačně určit intenzitu průběhu potravního řetězce ve vodním prostředí a popř. i momentálně převažující trofickou úroveň (Křivánek et al., 2012).

Barvu vody dělíme dle jejího původu na přírodní a antropogenní. Zbarvení přírodních vod způsobují převážně huminové látky, především fulvokyseliny, které barví vodu žlutě až žlutohnědě. Vodu mohou zbarvovat i látky nerozpuštěné (fytoplankton, jíly) a proto je třeba odlišovat skutečnou barvu vody, která je způsobena jen rozpuštěnými látkami a barvu zdánlivou, kterou způsobují látky rozpuštěné i nerozpuštěné, mající zpravidla koloidní charakter. Zdroje zbarvení antropogenního původu jsou například některé průmyslové odpadní vody obvykle z výroby barviv a textilního průmyslu. Žlutohnědé zbarvení vod nezpůsobují jen huminové látky, ale i odpadní vody z výroby celulosy obsahující látky ligninového charakteru.

Barva vody a její intenzita často závisí na hodnotě pH a na oxidačně-redukčním potenciálu, jelikož některá barviva mohou podléhat oxidačně-redukčním reakcím vedoucím k barevné změně.

Skutečná barva vody se objektivně stanovuje spektrofotometricky, kdy intenzita barvy je charakterizována absorpcí světla při vlnové délce λ maximální absorpce s číselným vyjádřením hodnoty absorpance A_λ změřené v kyvetě s optickou délkou 1 cm (Pitter, 2009).

3.7.3 Zákal

Můžeme jej definovat jako snížení průhlednosti (transparence) vody nerozpuštěnými látkami. Zákal vody způsobují anorganické nebo organické látky, které mohou být přírodního nebo antropogenního původu. Jedná se zpravidla o jílové minerály, bakterie, plankton (sinice a řasy), hydratované oxidy kovů (převážně železa a manganu) a detrit (jemně dispergované zbytky těl rostlinných a živočišných organismů).

Podzemní vody jsou zakalené jen zřídka a zákal tvoří především anorganické látky. U povrchových vod bývá často zákal způsoben splachem půdních vrstev (jílovými minerály), planktonem a zvířenými sedimenty na dně. Navzdory tomu, že je zákal způsoben zdravotně nezávadnými látkami, přidává vodě nežádoucí vzhled, což se uplatňuje při posuzování kvality pitných a užitkových vod.

Semikvantitativně se zákal stanovuje měřením průhlednosti pomocí zkušební trubice (tzv. průhledová zkouška) nebo zkušební desky. U obou případů se určuje výška kapaliny, při které jsou vzor písma, zkušební značka nebo deska jasně zřejmé při pohledu shora. Tyto metody se převážně používají pro první orientaci v místě odběru vzorku vody.

Kvantitativně se stanovuje buď turbidimetricky útlum zářivého toku procházejícího kapalinou, anebo nefelometricky zářivý tok rozptýlený kapalinou. Turbidimetrická metoda se uplatňuje při měření silného zákalu vody, který však ruší barvotvorné látky, jejichž vliv lze relativně omezit měřením v infračervené oblasti spektra. Výsledky stanovení zákalu se pak uvádí v porovnání s kalibračním standardem, jímž je suspenze formazinu (Fährnich & Krejza, 1977).

3.7.4 Pach

Zajímavou informací o jakosti vody může poskytovat i pach. Nejintenzivnějšího zápachu vody docílíme při jejím zahřátí na teplotu 40 - 60 °C (Křivánek et al., 2012).

Stejně jako zákal působí zapáchající voda odpudivě, i když je jinak zdravotně nezávadná. Pach přírodních vod může být zapříčiněn látkami, které mohou být v přírodě součástí vody (např. sulfan nebo jod v některých minerálních vodách), látkami biologického původu vznikajícími životní činností nebo při odumírání mikroorganismů ve vodě, nebo látkami, které jsou obsaženy ve splaškových a průmyslových odpadních vodách. Tyto zdroje můžeme také označit jako primární, které voda získává při utváření svého složení a při svém znečišťování různými odpady.

Sekundární zápach může voda získat v důsledku hygienického zabezpečování chlorací, kdy se neprojevuje jen pach samotného chloru, ale i pach chlorderivátů vznikajících z přítomných organických látek. Například při chloraci vody, která obsahuje fenoly, je to typický zápach chlorfenolů.

Životní činností a odumíráním rostlin, sinic, řas, bakterií, aktinomycet, plísní a hub vzniká pach biologického původu. Druh a síla zápachu je závislá na druhu konkrétních organismů a na stupni jejich vývoje. Aktinomycety jsou ve vodách charakteristické svým zemitým pachem. Nachází se hlavně v půdě a říčních sedimentech a tvorba zapáchajících látek souvisí s jejich sporulací. Ve stojatých a mírně tekoucích vodách dochází občas v jarním a letním období k náhlému a nadměrnému rozvoji sinic a řas tvořících plankton. V důsledku přecházení organických produktů z buněk planktonu do vody, tedy zejména při jejich odumírání a rozpadu, dochází ke zhoršení organoleptických

vlastností vody. Pach, někdy označován jako rybí, se může měnit s počtem, stářím a druhem organismů ve vodě.

Splaškové a průmyslové vody mohou obsahovat řadu různých látek, jejichž vliv na organoleptické vlastnosti vody může být podstatný. Zpravidla se jedná o produkty petrochemického průmyslu, které jsou velmi závadné. Typický zápach mají např. uhlovodíky, kyseliny, alkoholy, ethery, estery, thioly, aminy, chlorované látky a terpeny. Druh pachu bývá ovlivněn jejich koncentrací, kdy například nižší alifatické aminy zapáchají po amoniaku, leč ve velkém zředění mají pach rybí (Pitter, 2009).

3.7.5 Chut'

Látky, které způsobují pach vody, ovlivňují běžně i její chuť. Škála anorganických látek ovlivňující chuť, ale nikoli pach, se však rozrůstá. Chuťové závady může způsobovat například nevhodné minerální složení vod, ale pro příjemnou chuť pitné vody jsou anorganické složky v optimální koncentraci stěžejní (Pitter, 2009).

Chuť vody je nejvíce ovlivňována koncentrací vápníku, železa, hořčíku, zinku, mědi, manganu, hydrogenuhličitanů, chloridů, síranů, oxidu uhličitého apod. Nejvhodnější hodnota pH z hlediska chuti se pohybuje v rozmezí asi 6,5 až 7,5. Pokud hodnoty vystoupají nad 9, voda pak získává louhovitě mýdlovou příchut'. Hydrogenuhličitanu a vápník jsou ve vodě žádoucí, jelikož ovlivňují chuť vody pozitivně. Poměr koncentrací vápníku, manganu, hydrogenuhličitanů, síranů a chloridů, je významný pro vznik kladného chuťového vjemu (Kulhavý & Čuta, 1973).

Nejvhodnější doporučená teplota pro senzorickou analýzu pitné vody je asi 15 °C až 20 °C. Se vzrůstající teplotou totiž intenzita chuťových vjemů klesá (Kulhavý, 1989).

3.8 Trofie rybníků

Organismům poskytuje vodní prostředí jisté životní podmínky, které můžeme souhrnně nazvat úživností (trofií). Zpravidla závisí na teplotě, obsahu minerálních látek a vydatnosti slunečního záření. Z hlediska obsahu dostupných živin a z toho vyplývajících produkčních vlastností nádrže a jejího oživení, dělíme rybníky na oligotrofní, eutrofní, saprotrofní a dystrofní.

Oligotrofní rybníky se nejčastěji vyskytují na horních částech toků a ve vyšších nadmořských výškách. Vyznačují se nízkým obsahem živin a fytoplanktonu a převládá u nich proces odbourávání nad produkcí, jelikož je produkce organické hmoty nízká a je

rychle mineralizována. Běžně se v oligotrofních rybnících nachází dostatek kyslíku, a to i u dna. Spotřeba kyslíku je nižší než jeho přísun z důvodu malého obsahu biomasy živých i mrtvých organismů. Proto může rozklad probíhat za stálých oxidačních podmínek, při kterých nevznikají žádné toxické látky. Relativně nízký obsah dostupných živin zapříčiní i relativně nízký obsah organické hmoty a nedochází tak ke vzniku vegetačního zákalu zelených řas ani vodního květu sinic.

V eutrofních rybnících převládá produkce nad odbouráváním a to zapříčiní jejich vysoký obsah živin i planktonu. Dochází k produkci organické hmoty, kterou mikrobiální společenstva nestačí rozkládat a je tak hromaděna u dna ve formě bahna. Relativně velká biomasa živých i mrtvých organismů má za následek ve vodě značnou spotřebu kyslíku. Především u dna může docházet k úplnému vyčerpání kyslíku z důvodu neprobíhající fotosyntézy a v létě a v zimě pak i k výrazným kyslíkovým deficitům. V těchto případech pak nastávají po určitou dobu rozkladné anaerobní procesy, při kterých se uvolňují toxické plyny jako metan, amoniak a sirovodík.

Saprotrofní rybníky jsou charakteristické nadbytkem živin i organické hmoty pocházející převážně z exogenního zdroje, kterým může být například znečištění či hnojení. Vyznačují se silným vegetačním zákalem, vysokým obsahem organických látek a velkými výkyvy v chemismu vody a výměně plynů. Také vysoká přirozená produkce je typická v těchto vodách. Ukázkovým příkladem jsou obzvláště návesní rybníky, rybníky určené k čištění odpadních vod a rybníky extrémně přehnojené (hypertrofní).

Do skupiny dystrofních rybníků zahrnujeme rybníky na kyselých podložích, v rašeliništích, v horských a podhorských oblastech. Vyznačují se velmi vysokým obsahem huminových kyselin, které způsobují kyselou reakci vody a její výrazné hnědé zabarvení. Primární produkce je omezena z důvodu nízkého obsahu biogenních prvků a vápníku. Velmi nízká úživnost těchto rybníků je zapříčiněna málopočetným, i když druhově bohatým fytoplanktonem specifického složení.

Existují i tzv. mezotrofní rybníky, kde je produkce a spotřeba vyrovnána, avšak mezotrofní fáze není příliš pevná a často bývá zvrácená k fázi eutrofní. Velký vliv na trofii v rybnících má způsob jejich obhospodařování. Převážnou část našich rybníků řadíme do kategorie eutrofních, jelikož jejich hlavním účelem je chov ryb. Nezbytné pro dosažení velkého výnosu biomasy je značný obsah živin ve vodě, který podmiňuje nárůst početnosti a biomasy živého společenstva, kde se nachází pro ryby zdroje potravy. Pro-

to každý výlov rybníka znamená značnou ztrátu živin, které je třeba opětovně do rybníků dodat ve formě hnojení (Křivánek et al., 2012).

3.9 Eutrofizace

Eutrofizaci chápeme jako nárůst obsahu minerálních látek, především fosforu a dusíku, ve vodách, kde dochází k nadměrnému rozvoji fotosyntetizujících organismů, zpravidla cyanobakterií (sinic) a řas, a tak i ke zhoršení kvality vody.

V pozemských vodách jsou limitujícím faktorem rozvoje fytoplanktonu sloučeniny fosforu, kdežto u moří to jsou sloučeniny dusíku. Eutrofizace je typičtější pro stojaté vody, avšak v tekoucích vodách má také svůj význam. Zhodnocení u tekoucích vod je složitější, jelikož rozvoj fytoplanktonu závisí na hydrologických parametrech vodního toku, které jsou od pramene k ústí různorodé. V tekoucích vodách se eutrofizace projevuje převážně na spodních úsecích v závislosti na průtoku. U nižšího průtoku se růst fytoplanktonu projevuje na delším úseku toku.

Pro určení stupně eutrofizace jezer a nádrží jsou nejčastěji používanými kritérii koncentrace celkového fosforu nebo lépe rozpuštěného reaktivního fosforu (je přímo dostupný pro metabolismus řas) a koncentrace chlorofylu a jako míra početnosti fytoplanktonu v epilimniu. Dalšími ukazateli jsou například průhlednost vody (v době před růstem fytoplanktonu a ve vegetačním období) a koncentrace rozpuštěného kyslíku.

Eutrofizaci rozdělujeme na přirozenou a antropogenní (indukovaná). Přirozená eutrofizace je neovlivnitelná, jelikož je zapříčiněna přítomností sloučenin fosforu a dusíku, které pocházejí z půdy, dnových sedimentů a z rozkladu odumřelých vodních organismů. Vede ke stárnutí nádrží a jezer (hovoří se až o jejich degradaci), což je velmi zdoluhavý přírodní proces přeměny původně oligotrofních jezer na eutrofní. Antropogenní eutrofizace je způsobena používáním polyfosforečnanů v pracích a čisticích prostředcích, nárůstem splaškových vod, splachem ze zemědělsky obhospodařované půdy, erozí půdy apod. Další příčinou jsou atmosférické depozice s rostoucím antropogenním podílem dusíku a fosforu (Pitter, 2009).

V některých oligotrofních nádržích a jezerech se objevuje orthofosforečnanový fosfor v koncentracích asi od 0,01 mg.l⁻¹ do 0,04 mg.l⁻¹ a v eutrofních nádržích a jezerech dosahují jeho koncentrace až desetin mg l⁻¹. Dle koncentrace fosforečnanového fosforu (P-PO₄) v µg.l⁻¹ lze vody rozlišit do následujících kategorií trofie:

ultraoligotrofní (< 4),
oligotrofní (4 až 10),
mesotrofní (10 až 35),
eutrofní (35 až 100),
hypertrofní (> 100).

Imisním standardem povoleného znečištění povrchových vod celkovým fosforem je 0,2 mg.l⁻¹ a pokud slouží pro vodárenské účely 0,1 mg.l⁻¹ (OECD Commission, 1982).

V posledních dvaceti letech se znatelně zvýšilo znečištění povrchových vod fosforem v důsledku zavedení pracích prostředků obsahující fosfáty. Eutrofizace zapříčiňuje řadu vodohospodářských a hygienických problémů, které mohou vést až ke zhroucení vodního ekosystému a úhynu vodních živočichů v důsledku anaerobiózy (Křivánek et al., 2012).

4 MATERIÁL A METODIKA

4.1 Odběrové lokality

Hlohovecký rybník

Rozkládá se na okraji obce Hlohovec asi 1,5 km jihozápadně od města Lednice. V lednicko-valtické soustavě po proudu Včelínku je druhým v pořadí s celkovou rozlohou 105 ha a průměrnou hloubkou 1,5 m. Maximální hloubka u hráze činí 6 m a celkové povodí rybníka je 143,4 km². Hlavní zdrojnicí je rybník Včelínek a několik dalších menších potoků. Primární využití rybníka je chov ryb (Křivánek et al., 2012).

Mlýnský rybník

Po proudu potoka Včelínku se nachází jako čtvrtý v pořadí. Dříve byl nazývaný Lesní a v dnešní době bývá označován jako Apollo. Celková rozloha vodní plochy je 106 ha s průměrnou hloubkou kolem 1 m. Maximální hloubka pak činí 4,8 m. Východní hráz o délce 650 m zadržuje asi 1,99 milionu m³ vody a právo hospodařit na rybníku má Agentura ochrany přírody a krajiny (Křivánek et al., 2012).

Zámecký rybník

Nachází se v zámeckém parku v Lednici o celkové výměře 30 ha a průměrné hloubce 1,3 m. Pro tento rybník je charakteristický členitý reliéf s patnácti upravenými ostrůvky,

kteře jsou vzájemně propojeny mostky. Celkový objem vody činí 200 000 m³ a přiváděna je Lednickou strouhou vodami z Dyje. Rybník patří k nejvýznamnějším ornitologickým rezervacím ve střední Evropě a je součástí Národní přírodní rezervace Lednické rybníky. V roce 2004 přestal být rybářsky obhospodařován a nyní je v majetku státu spravován Národním památkovým ústavem Brno (Křivánek et al., 2012).

Rybník Vrkoč

Leží jižně od města Pohořelice a se svojí výměrou 156,1 ha mu náleží čtvrté místo mezi největšími rybníky na Moravě. Jedinou jeho zdrojnicí je Mlýnský náhon, který odebírá vodu z řeky Jihlavy. Téměř celý obvod rybníka je tvořen hrázemi, jejichž délka činí cca 5 km. Průměrná hloubka je 1,1 m a objem zadržené vody činí 1,74 milionu m³. Rybník je intenzivně obhospodařován a jeho primární funkcí je chov ryb (Křivánek et al., 2012).

Novoveský rybník

Někdy bývá Novoveský rybník označován jako Lenovický. Nachází se jižně od města Pohořelice, konkrétně u obce Nová Ves. Založený byl již počátkem 16. století. V 19. století byl vypuštěn a jeho obnovení bylo provedeno v roce 1947. Celková výměra rybníka činí 174 ha a svojí rozlohou se řadí na třetí místo největších rybníků na Moravě a na osmnácté místo v rámci České republiky. Zadržuje na 2,2 milionu m³ vody a hlavními zdrojnicemi jsou Olbramovický potok a Miroslavka (Křivánek et al., 2012).

Jaroslavický rybník

Nachází se při rakousko-české hranici, severně od obce Jaroslavice a 17 km jihovýchodně od města Znojma. Vybudovaný byl v polovině 16. století a v roce 1609 byl označen za nově postavený pod jménem Závistník. Se svojí výměrou 245 ha patří na druhé místo největších rybníků na Moravě a na jedenácté místo v rámci České republiky. Zadržuje 2,8 milionu m³ vody a hlavní zdrojnicí je umělá Mlýnská strouha přivádějící vodu z Dyje (Křivánek et al., 2012).

Rybník Nesyt

Nachází se jihovýchodně od Mikulova na potoku Včelínek. Rybník Nesyt je největším rybníkem na Moravě a sedmým největším rybníkem v České republice. Jeho rozloha

činí 296 ha a s průměrnou hloubkou cca 1,5 m zadržuje na 4,7 milionu m³ vody. Jméno Nesyt vyjadřuje, že rybník není nikdy zcela sytý, jelikož kromě menších přítoků je doplňován pouze srážkovými vodami. V době vytrvalých dešťů dokáže pojmout až 1,5 milionu m³ vody. Je určen převážně k chovu ryb a také je charakteristický svoji závlahovou a klimatickou funkcí (Křivánek et al., 2012).

Dvorský a Lužický rybník

Oba rybníky se nachází v okrese Hodonín a jsou obhospodařovány Rybářstvím Hodonín s.r.o. Jsou součástí soustavy několika rybníků napájených říčkou Kyjovkou a mají rybochovný charakter s roční produkcí kolem 1000 kg/ha. Dalšími rybníky v této soustavě jsou například Písečenský velký (44 ha), Třetí Zbrod (37 ha), Novodvorský (28 ha) či Bojanovický (24 ha). Celková výměra Dvorského i Lužického rybníka činí kolem 30 ha (Křivánek et al., 2012).

Rybník Sykovec

Rozkládá se jihozápadně od rybníka Medlov mezi obcemi Tři Studně a Vlachovice a je nejvýše položeným rybníkem na Českomoravské vrchovině (724 m n. m.). Jeho výměra činí 14 ha a zadržuje na 0,4 milionu m³ vody. Jeho hlavní funkcí je rekreace a sportovní rybolov. Kvalitu vody v rybníce pravidelně kontroluje Krajská hygienická stanice (Křivánek et al., 2012).

Brněnská přehrada

Brněnská přehrada vznikla v roce 1940 a to z řady důvodů. Jedním z nich byla regulace nestabilního toku řeky, dále získání zdroje vody pro město Brno, rekreační využití a také řízení velikosti průtoku řeky pod přehradou za účelem většího rozředění splaškových vod z kanalizace. Přehrada se rozléhá severozápadně od Brna a leží na řece Svratce. Její zatopená plocha je 259 ha a objem stálého nadržení činí 7 600 000 m³ vody. Největším problémem přehrady je nadměrný výskyt sinic, který se v posledních letech díky přidávání roztoku síranu železitého do vody, úpravě rybí obsádky a provzdušňovacím věžím, znamenitě zlepšil (www.brnenskaprehrada.cz, 2015)

4.2 Metodika stanovení vzorků

Teplota vody

Teplotu měříme zároveň s odběrem vzorku vody pro další fyzikálně-chemické ukazatele. Je-li to možné, provádí se přímým ponořením teploměru pod vodní hladinu, přičemž se musí vyloučit sluneční svit. Používají se běžné typy rtuťových, lihových nebo digitálních teploměrů. V provozních zařízeních sloužících k intenzivnímu chovu ryb se běžně používá kontinuální měření (příp. i záznam) teploty vody. Využívána jsou specifická zařízení (např. tzv. minikiny) s přenosem dat do počítače. Výsledky se udávají v °C po zaokrouhlení na 0,1 °C (Kopp et al., 2014).

Obsah rozpuštěného kyslíku

Kyslík je potřeba stanovit nebo alespoň fixovat v místě odběru vzorku, přičemž je důležité zaznamenat i teplotu vody. Nejběžnějším v současnosti používaným způsobem stanovení obsahu rozpuštěného kyslíku jsou automatické analyzátory se sondou založené na elektrochemickém (potenciometrickém) nebo optickém principu měření. Kyslíkové poměry se udávají jako koncentrace rozpuštěného kyslíku v mg.l^{-1} a také procentem nasycení. Voda, která je nasycená na 100 %, má obsah kyslíku odpovídající daným fyzikálním podmínkám - tj. teplotě a tlaku (Kopp et al., 2014).

Reakce vody pH

Hodnotu pH můžeme určit kolorimetricky či potenciometricky. Kolorimetrické stanovení je poměrně rychlé, ale je i méně přesné. Ke vzorku vody se přidá univerzální indikátor a srovná se vzniknuvší zbarvení s papírovým barevným spektrem. Odchyłka při tomto stanovení je asi 0,5.

K přesnému stanovení pH se využívá potenciometrického stanovení, u kterého se jako měrná elektroda velice osvědčila elektroda skleněná a jako referenční elektroda kalomelová či argentschloridová (Kopp et al., 2014).

Konduktivita

Elektrolytická vodivost se měří řadou různých konduktometrů, které se kalibrují roztokem chloridu draselného. Při teplotě 25 °C vykazuje roztok chloridu draselného konduktivitu 141 mS.m^{-1} . Ceny konduktometrů jsou rozdílné v závislosti na vybavení pří-

stroje. Jednotkou vodivosti je 1S (siemens) a výsledky se udávají v $\text{mS}\cdot\text{m}^{-1}$ nebo v $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Kopp et al., 2014).

Průhlednost

U povrchových vod se průhlednost stanovuje téměř pokaždé pomocí Secchiho desky, která má kruhový nebo čtvercový tvar o průměru cca 20 až 30 cm. Je rozdělená na čtyři kvadranty, které jsou střídavě bílé a černé (deska může být i celá bílá). Je zatížena tak, aby se rovnoměrně ponořovala. Při ponořování pod hladinu se odečte hloubka, při které přestane být vidět rozdíl mezi bílým a černým kvadrantem. Měření by se nemělo provádět na přímém slunci, ale ve stínu, a mělo by se několikrát zopakovat jak při pohybu desky shora dolů, tak při pohybu zdola nahoru. Výsledky stanovení jsou uváděny v cm (Kopp et al., 2014).

Amoniakální dusík (N-NH₄⁺)

Amonné soli nejsou pro ryby nikterak škodlivé i v množství několika desítek $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, zato plynný amoniak je pro ryby velice toxický. Pro přesné stanovení amoniakálního dusíku ve vodě se využívá molekulové absorpční spektrofotometrie. Pro všední stanovení se nejvíce používá spektrofotometrická metoda. Dříve standardní metoda s Nesslerovým činidlem (velmi toxická látka) byla v posledních letech nahrazena metodami indofenolovými. Výsledky se udávají v $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Kopp et al., 2014).

Dusitanový dusík (N-NO₂⁻)

Pro stanovení dusitanů ve vodách se používá metoda, která využívá schopnosti kyseliny sulfanilové nebo dusité diazotovat aromatické aminolátky. Principem stanovení dusitanů je diazotovat kyselinu sulfanilovou přítomnými dusitany a kopulovat diazoniové soli s N-(1-naftyl) ethylendiamindihydrochloridem za vzniku červeného azobarviva, u kterého je intenzita zbarvení přímo úměrná koncentraci dusitanů. Jednotky stanovení dusitanového dusíku se udávají v $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Kopp et al., 2014).

Dusičnanový dusík (N-NO₃⁻)

Dusičnanový dusík stanovujeme fotometrickou metodou. Přítomné dusičnany ve vzorku reagují s 2,6-dimethylfenolem v prostředí koncentrovaných kyselin (fosforečná, sírová, amidosírová) za vzniku červeného 4-nitro-2,6-dimethylfenolu. Síla zbarvení je úměrná

koncentraci dusičnanů ve vzorku a umožňuje spektrofotometrické vyhodnocení při vlnové délce 330 nm. Výsledky jsou udávány v mg.l^{-1} (Horáková et al., 2007).

Celkový dusík

Stanovuje se fotometricky - komerční semimikrometodou, která je založena na převedení všech forem dusíku na dusičnany podle Koroleffa se spektrofotometrickou koncovkou. Tuto metodu je možné použít u všech typů vod v rozmezí 0,5 - 15 mg.l^{-1} N (Horáková et al., 2007).

Celkový fosfor

Celkový fosfor stanovujeme fotometricky - komerční semimikrometodou, která spočívá v reakci fosfátů s molybdenanem za přítomnosti kyseliny sírové s následnou redukcí kyselinou askorbovou na fosfátmolybdenovou modř, jejíž intenzita je stanovena spektrofotometricky. Touto metodou lze stanovit celkový fosfor u všech typů vod v rozmezí 0,05 - 5 mg.l^{-1} P [ČSN EN ISO 6878 (75 7465), 2004].

Fosforečnany (P- PO_4^{3-})

Orthofosforečnany reagují v prostředí kyseliny sírové (H_2SO_4) za katalytického účinku antimonytých iontů s molybdenanem amonným. Redukcí kyselinou askorbovou vzniká fosfomolybdenový modrý roztok, který je vhodný k spektrofotometrickému stanovení (Horáková et al., 2007).

Sírany (SO_4^{2-})

Sírany se stanovují fotometricky - komerční semimikrometodou, která je založena na reakci síranových iontů s barnatými ionty za vzniku špatně rozpustného síranu barnatého. Vzniknuvší zákal stanovíme spektrofotometricky. Tato metoda se používá pro stanovení síranů u všech typů vod v rozmezí 2 - 250 mg.l^{-1} SO_4^{2-} (Horáková et al., 2007).

Chlorofyl a

Při stanovení chlorofylu a se využívá extrakce horkým ethanolem se spektrofotometrickou koncovkou. Použitými činidly je roztok kyseliny chlorovodíkové a čistý nebo denaturovaný ethanol. Výsledky stanovení chlorofylu a se uvádí v $\mu\text{g.l}^{-1}$ (ISO 10260, 1992).

5 VÝSLEDKY A DISKUZE

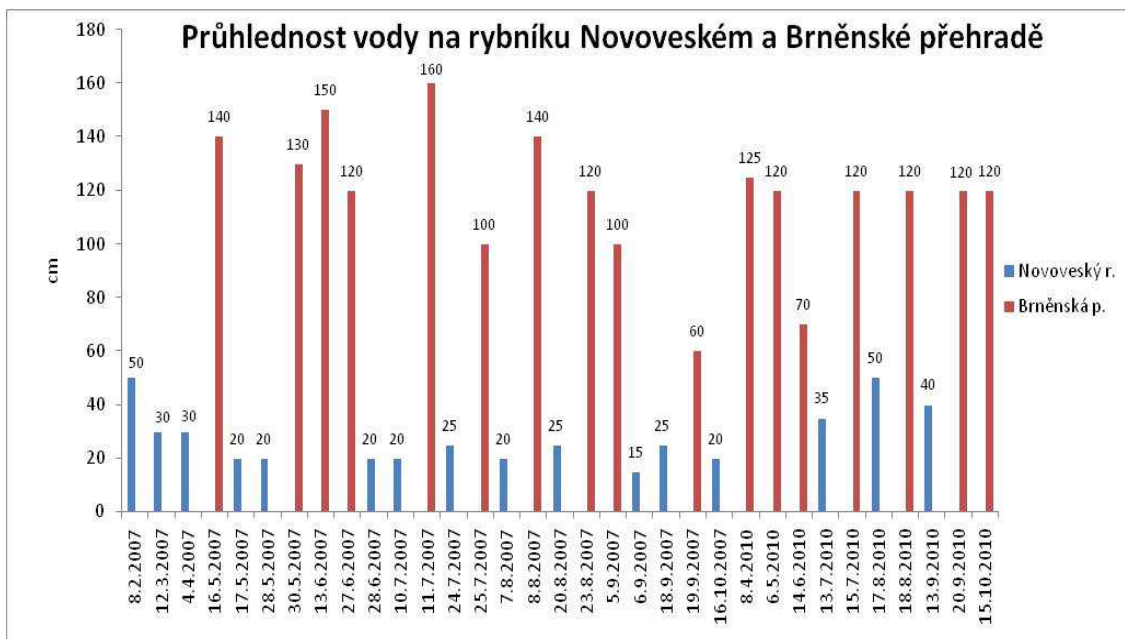
Tabulka 3: Normy environmentální kvality pro útvary povrchových vod (příloha č. 3 k nařízení vlády č. 61/2003 Sb.)

Ukazatel	Zkratka	Jednotka	Požadavky pro užívání vody (průměrná hodnota kaprové vody)	Norma environmentální kvality (průměrná hodnota)
rozpuštěný kyslík	O ₂	mg.l ⁻¹	-	>9
biochemická spotřeba kyslíku	BSK ₅	mg.l ⁻¹	-	3,8
chemická spotřeba kyslíku	CHSK _{Cr}	mg.l ⁻¹	-	26
celkový fosfor ¹⁾	P _{celk.}	mg.l ⁻¹	-	0,15
celkový dusík	N _{celk.}	mg.l ⁻¹	-	6
amoniakální dusík	N-NH ₄ ⁺	mg.l ⁻¹	0,16	0,23
dusitanový dusík	N-NO ₂ ⁻	mg.l ⁻¹	0,14	-
dusičnanový dusík	N-NO ₃ ⁻	mg.l ⁻¹	-	5,4
reakce vody	pH	-	-	6-9
sírany	SO ₄ ²⁻	mg.l ⁻¹	-	200
chlorofyl a ²⁾	chlo a	μg.l ⁻¹	-	25

¹⁾ Pro vodárenské účely a koupání je přípustná hranice 0,05 mg/l.

²⁾ Pro vodárenské účely je určena hodnota 25 μg/l, pro koupání hodnota 50 μg/l.

5.1 Grafová vyhodnocení

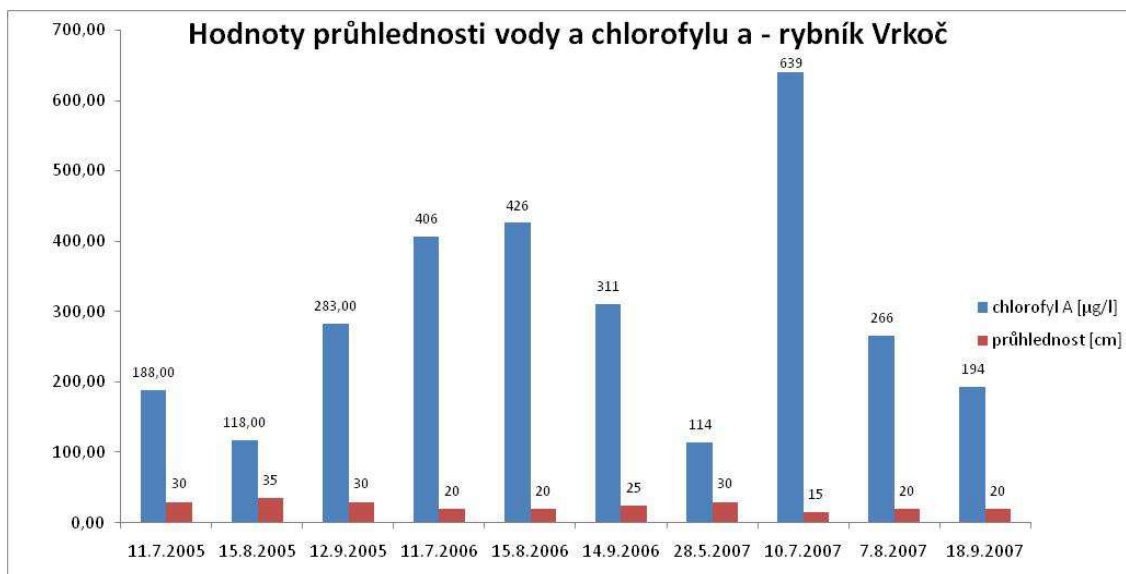


Graf 3: Srovnání průhlednosti vody na Novoveském rybníku a Brněnské přehradě v roce 2007 a 2010

Na grafu č. 3 vidíme srovnání průhlednosti vody na rybníku Novoveském a Brněnské přehradě v roce 2007 a 2010. Průměrná hodnota průhlednosti vody v Novoveském rybníku je asi 25 - 30 cm a v Brněnské přehradě asi 115 - 120 cm. Tyto naměřené hodnoty jsou velmi rozdílné z několika důvodů.

Primární funkcí Novoveského rybníka je intenzivní chov kaprovitých ryb (produkce přes 1000 kg/ha), kdežto u Brněnské přehrady je to primárně rekreace a s tím spjatá snaha o vysazování spíše dravých druhů ryb, které kvalitu vody ovlivňují méně. V posledních letech napomáhá Brněnské přehradě v udržování kvality vody dvacet aeračních věží, které okysličují vodu ve spodním sloupci vody a brání tak přemnožení sinic.

Dalším důvodem, proč je rozdíl průhledností tak markantní, je různorodá hloubka těchto vodních ploch. Novoveský rybník je oproti Brněnské přehradě velmi mělký a s vyšší průhledností se zde můžeme setkat ojedinele jen v jarních měsících, kdy je ještě biomasa fytoplanktonu nízká. U rybníků, kde převažují vláknité sinice, které jsou schopny vegetovat po celý rok ve vysoké početnosti, je průhlednost vody nízká trvale.



Graf 4: Naměřené hodnoty průhlednosti vody a chlorofylu a na rybníku Vrkoči v letech 2005 - 2007

Graf č. 4 znázorňuje jak chlorofyl a ovlivňuje průhlednost vody na rybníku Vrkoči v letech 2005 - 2007. Rybník je intenzivně obhospodařován a produkce ryb přesahuje 1000 kg/ha. Po celé sledované období byla koncentrace chlorofylu a velmi vysoká a to se odrazilo na průhlednosti vody. Povrchové vody, které přesahují hranici $50 \mu\text{g.l}^{-1}$ považujeme za eutrofní. V případě rybníku Vrkoče se jedná o průměrnou hodnotu koncentrace chlorofylu a asi $300 \mu\text{g.l}^{-1}$ a řadíme jej tak do skupiny rybníků polytrofních.

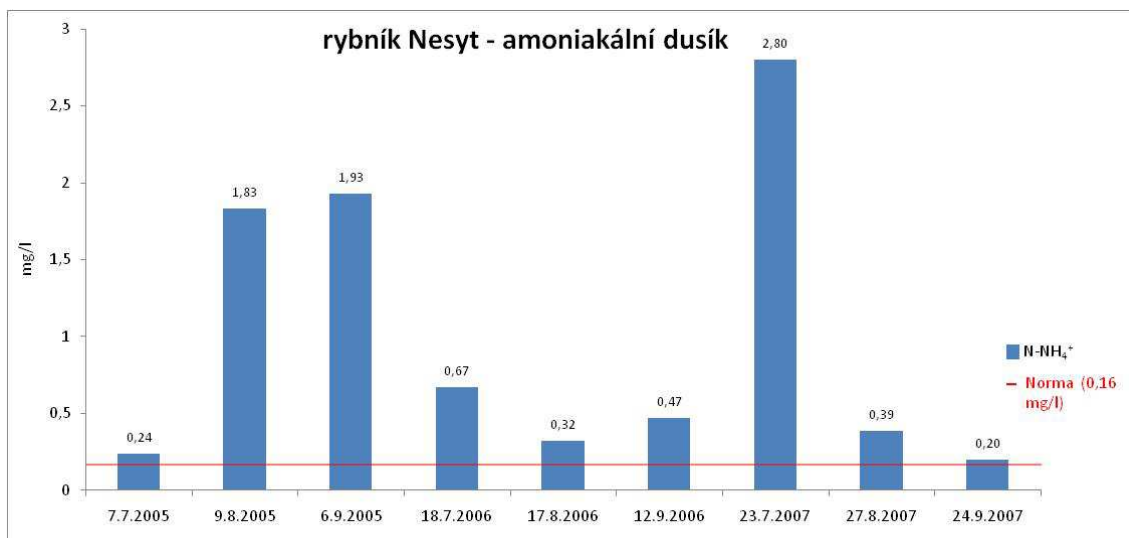
Hodnoty chlorofylu a byly naměřeny celkově u dvaceti různých rybníků. V devatenácti případech došlo k překročení Normy environmentální kvality pro útvary povrchových vod vhodných ke koupání ($50 \mu\text{g.l}^{-1}$). Pouze na rybníku Sykovci byla průměrná hodnota $25 \mu\text{g.l}^{-1}$, což je zapříčiněno nadmořskou výškou, ve které rybník leží (724 m n. m.). Právě díky vysoké nadmořské výšce a s ní spjatými nižšími teplotami vzduchu během roku nedochází k nadměrnému rozvoji zelených řas a sinic. Naopak nejvyšší naměřená průměrná hodnota chlorofylu a byla zjištěna na rybníku Novoveském a to $465 \mu\text{g.l}^{-1}$. Můžeme tedy říci, že téměř všechny rybníky na jižní Moravě jsou postihnuté vysokým obsahem chlorofylu a především kvůli teplému a suchému podnebí, které je ideální pro růst zelených řas a sinic. Rybníky tak lze považovat za nevhodné pro koupání i vodárenské účely.



Graf 5: Naměřené hodnoty amoniakálního dusíku na Jaroslavickém rybníku v letech 2007 - 2011 (vyjma roku 2009)

Na grafu č. 5 vidíme naměřené hodnoty amoniakálního dusíku na Jaroslavickém rybníku, které byly srovnány s Normou environmentální kvality pro útvary povrchových vod nacházející se v zákoně č. 61/2003 Sb. Konkrétně pro kaprové vody je maximální přípustná hodnota amoniakálního dusíku $0,16 \text{ mg.l}^{-1}$. Ze sedmnácti měření v letech 2007 - 2011 (vyjma roku 2009) došlo v jedenácti případech k překročení tohoto limitu. Nutno podotknout, že samotný amoniakální dusík pro ryby škodlivý nikterak není a největším nebezpečím je nedisociovaná forma amoniaku (NH_3), která na ryby působí velmi toxicky. Množství NH_3 závisí především na hodnotě pH a na teplotě vody. Po přepočtu NH_4^+ na NH_3 bylo zjištěno, že průměrná hodnota na Jaroslavickém rybníku činí $0,022 \text{ mg.l}^{-1}$, což je v porovnání s přípustnou hodnotou pro kaprové vody ($0,05 \text{ mg.l}^{-1} \text{ NH}_3$) v toleranci.

Celkově byl amoniakální dusík změřen na dvaceti rybnících. Ve dvanácti případech přesahovala naměřená průměrná hodnota Normu environmentální kvality pro kaprové vody ($0,16 \text{ mg.l}^{-1}$). Nejmenší hodnota amoniakálního dusíku byla zjištěna opět na rybníku Sykovci a to pravděpodobně z důvodu tamní rybí obsádky, která díky vhodné hodnotě pH zahrnuje i ryby lososovité. Nejvyšší naměřená hodnota amoniakálního dusíku byla pak naměřena na rybníku Nesytu a to v průměru $0,96 \text{ mg.l}^{-1}$ (graf č. 6).



Graf 6: Naměřené hodnoty amoniakálního dusíku na rybníku Nesytu v letech 2005 - 2007

Graf č. 6 znázorňuje naměřené hodnoty amoniakálního dusíku, tentokrát ale na rybníku Nesytu, který je největším rybníkem na jižní Moravě o celkové rozloze 296 ha a produkcí ryb v rozmezí 500 - 1000 kg/ha. U všech měření byla překročena maximální přípustná hodnota amoniakálního dusíku, která pro kaprové vody podle zákona č. 61/2003 Sb. činí $0,16 \text{ mg.l}^{-1}$. Zejména při druhém, třetím a sedmém měření jsou viditelné extrémní hodnoty, které překročily maximální přípustnou hodnotu několikanásobně. Po přepočtu amoniakálního dusíku na nedisociovanou formu amoniaku (NH_3), bylo zjištěno, že průměrná hodnota je asi $0,135 \text{ mg.l}^{-1}$, což je v porovnání s maximální přípustnou hodnotou pro kaprové vody ($0,05 \text{ mg.l}^{-1} \text{ NH}_3$) téměř 3× vyšší.

Pokud by se pohybovala hodnota v rozmezí 1 - $1,5 \text{ mg.l}^{-1} \text{ NH}_3$, mohlo by dojít při této koncentraci po 48 hodinách k úhynu až poloviny obsádky kapra (Svobodová et al., 1987).

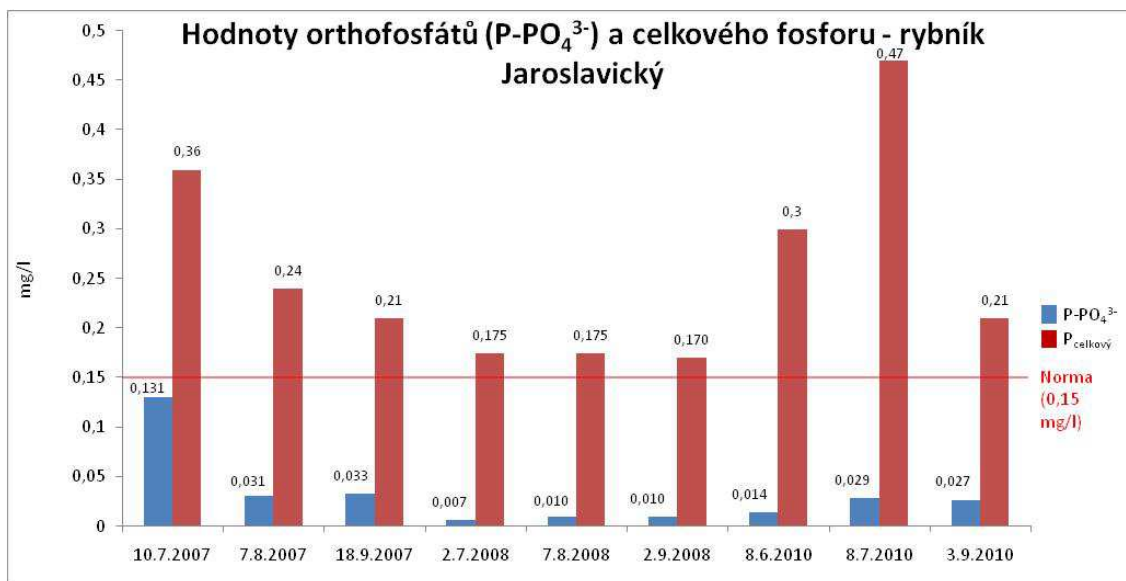


Graf 7: Naměřené hodnoty vodivosti vody na Hlohoveckém rybníku v letech 2005 - 2014 (vyjma roku 2011)

Naměřené hodnoty vodivosti (konduktivity) na Hlohoveckém rybníku vidíme na grafu č. 7. Nejnižší naměřená hodnota činí $1257 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ a naopak nejvyšší $1683 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Podobně jako u jiných rybníků v této lokalitě je vysoká konduktivita způsobena převážně podložím s vysokým obsahem síranů a uhličitánů. V roce 2007 zde byla průměrná naměřená hodnota síranů (SO_4^{2-}) asi $390 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, což je v porovnání s průměrnou hodnotou Normy environmentální kvality pro povrchové vody téměř 2× vyšší.

Z grafu je patrné, že v roce 2008 došlo k výrazným výkyvům hodnot vodivosti oproti jiným rokům. Tento stav nezapříčinila zvýšená koncentrace organických látek, neboť ta vodivost ovlivňuje jen málo, ale o pravém důvodu svědčí zvýšená koncentrace rozpustěných anorganických iontů ve vodě.

Konduktivita byla naměřena na dvaceti rybnících a dosahovala různorodých hodnot. Největší hodnoty byly zaznamenány právě na rybníku Hlohoveckém (graf č. 7) s průměrem $1359 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. To je oproti ostatním rybníkům v České republice zdatelně vysoké číslo. Podobná průměrná hodnota ($1342 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) byla naměřena na rybníku Nesytu, který se nachází v těsné blízkosti rybníka Hlohoveckého. To poukazuje na fakt, že vodivost vody závisí především na podloží, kde se daný rybník nachází. Naopak nejnižších hodnot dosahovaly rybníky na Vysočině, konkrétně rybník Sykovec s průměrnou hodnotou $78 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ a rybník Medlov $110 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$.

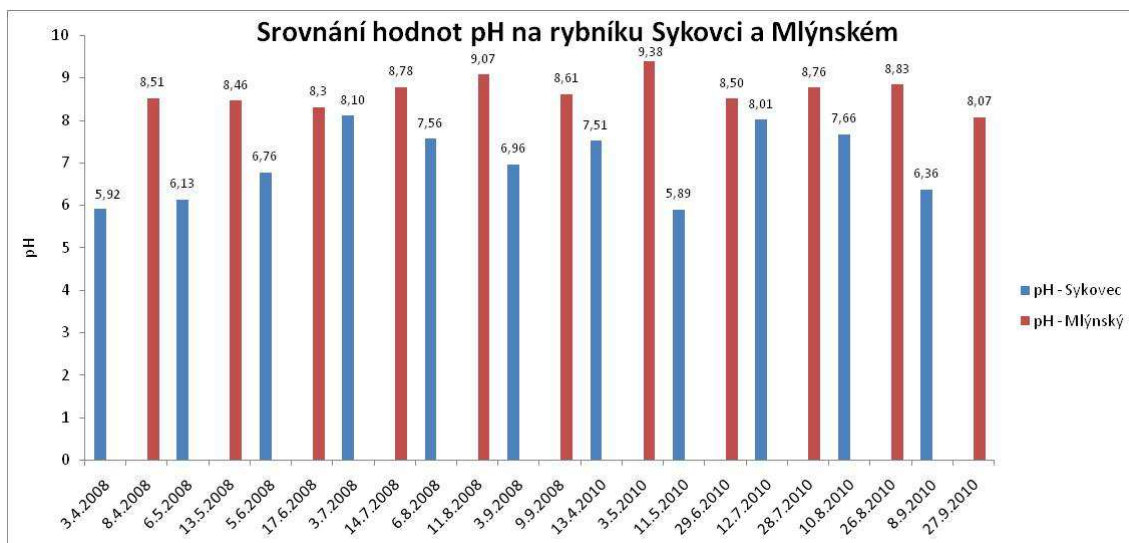


Graf 8: Naměřené hodnoty orthofosfátů (P-PO₄³⁻) a celkového fosforu na rybníku Jaroslavickém v roce 2007, 2008 a 2010

Na grafu č. 8 vidíme poměrně nízké naměřené hodnoty koncentrací orthofosfátů (P-PO₄³⁻) na Jaroslavickém rybníku, které se pohybovaly v rozmezí 0,007 - 0,131 mg.l⁻¹. Oproti tomu celkový fosfor ve všech měřeních překročil maximální přípustnou hodnotu, která podle Normy environmentální kvality pro útvary povrchových vod činí 0,15 mg.l⁻¹. V roce 2007 a 2010, konkrétně v měsíci červenci, si můžeme všimnout zvláště vysokých hodnot celkového fosforu, které byly pravděpodobně způsobeny letními bouřkami, při kterých došlo díky dešťům ke splachu fosforečných hnojiv ze zemědělsky obhospodařovaných půd v okolí rybníka do vody.

Důležitým ukazatelem pro kvalitu vody je i celkový obsah organických látek. V tomto případě se díky značnému množství biomasy fytoplanktonu dalo předpokládat, že hodnoty ukazatelů budou vysoké. To se nakonec i prokázalo, jelikož průměrná hodnota CHSK_{Cr} činila více než 50 mg.l⁻¹, což je vzhledem k maximální průměrné hodnotě Normy environmentální kvality téměř dvojnásobek.

Celkový fosfor byl měřen u dvaceti rybníků a v sedmnácti případech došlo k překročení Normy environmentální kvality vody (0,15 mg.l⁻¹). Nejvyšší naměřená hodnota byla 0,91 mg.l⁻¹ a to na rybníku Nesytu. Nejnižší naměřená hodnota byla 0,06 mg.l⁻¹ na rybníku Sykovci. Fosfor bývá ve vodách nejčastějším limitujícím prvkem, který omezuje další rozvoj primárních producentů. Běžně stačí pro nadměrný rozvoj řas a sinic ve vodách koncentrace orthofosfátů v setinách miligramů na litr.



Graf 9: Srovnání hodnot pH na rybníku Sykovci a Mlýnském v roce 2008 a 2010

Na výše vyobrazeném grafu (č. 9) vidíme srovnání hodnot pH na rybníku Sykovci a rybníku Mlýnském. Průměrná hodnota pH na rybníku Sykovci v měřeném období byla necelých 7, kdežto na rybníku Mlýnském to bylo téměř 8,7. Tento značný rozdíl je dán hlavně charakterem samotných rybníků a lokalitou, kde se nachází. Rybník Sykovec je nejvýše položeným rybníkem na Českomoravské vrchovině a slouží převážně k rekreaci a sportovnímu rybolovu. Průměrná roční teplota, jak vzduchu, tak vody, je výrazně nižší než v případě rybníka Mlýnského. Díky těmto parametrům je vhodný i pro chov lososovitých ryb, které pro svůj život potřebují právě nižší hodnoty pH a nižší teplotu vody.

Naopak rybník Mlýnský nacházející se na jižní Moravě u města Lednice vykazuje hodnoty pH i teplotu vody daleko vyšší a jeho primární funkcí je chov kaprovitých ryb, pro které jsou tyto hodnoty ideální. Také množství chlorofylu a je díky příznivějším podmínkám pro růst zelených řas a sinic v případě Mlýnského rybníka téměř 4x vyšší a projeví se zejména na průhlednosti vody, která nedosahuje takových hodnot jako na rybníku Sykovci.

5.2 Tabulková vyhodnocení

Tabulka 4: Naměřené průměrné hodnoty vybraných ukazatelů na rybníku Dvorském v letech 2005 - 2007

Dvorský rybník - průměrné hodnoty				
	rok 2005	rok 2006	rok 2007	celkový průměr
kyslík [%]	120	66	78	88
pH	9,42	8,46	8,57	8,82
N-NH ₄ ⁺ [mg.l ⁻¹]	0,20	0,72	0,44	0,46
N-NO ₂ ⁻ [mg.l ⁻¹]	0,01	0,01	-	0,01
N-NO ₃ ⁻ [mg.l ⁻¹]	1,87	-	0,21	1,04
P-PO ₄ ³⁻ [mg.l ⁻¹]	0,34	0,09	0,06	0,16
chlorofyl a [μg.l ⁻¹]	224	417	470	371
průhlednost [cm]	25	20	15	20
vodivost [μS.cm ⁻¹]	636	710	819	722
síraný [mg.l ⁻¹]	-	-	272	272

V tabulce 5 vidíme průměrné hodnoty jednotlivých ukazatelů naměřených v letech 2005 - 2007 na rybníku Dvorském. Za povšimnutí stojí zejména celkový průměr množství síranů, který převyšuje průměrnou hodnotu (200 mg.l⁻¹) Normy environmentální kvality. Toto množství je dáno především podložím, na kterém se rybník nachází. Síraný společně s uhličitany ovlivňují i konduktivitu (vodivost), která je oproti jiným českým rybníkům vyšší. Jako pro ostatní rybníky podobného charakteru v této lokalitě je zvýšený obsah chlorofylu a typický. Převážně teplé a suché podnebí napomáhá rozvoji zelených řas a sinic, které se výrazně zapřičiňují na celkové průhlednosti vody, která se pohybuje v průměru kolem 20 cm. Pro kaprové vody je dle nařízení vlády č. 61/2003 Sb. průměrná hodnota amoniakálního dusíku 0,16 mg.l⁻¹, což je v případě rybníka Dvorského překročeno téměř trojnásobně.

Tabulka 5: Naměřené průměrné hodnoty vybraných ukazatelů na rybníku Lužickém v letech 2005 - 2007

Lužický rybník - průměrné hodnoty				
	rok 2005	rok 2006	rok 2007	celkový průměr
kyslík [%]	109	45	82	79
pH	8,55	7,72	8,83	8,37
N-NH ₄ ⁺ [mg.l ⁻¹]	2,24	0,59	0,19	1,01
N-NO ₂ ⁻ [mg.l ⁻¹]	0,14	0,01	-	0,08
N-NO ₃ ⁻ [mg.l ⁻¹]	2,43	-	0,18	1,31
P-PO ₄ ³⁻ [mg.l ⁻¹]	0,69	0,07	0,24	0,34
chlorofyl a [μg.l ⁻¹]	170	416	199	262
průhlednost [cm]	45	25	37	36
vodivost [μS.cm ⁻¹]	858	662	931	817
síraný [mg.l ⁻¹]	-	-	271	271

Tabulka 6 znázorňuje naměřené průměrné hodnoty vybraných ukazatelů na Lužickém rybníku v letech 2005 - 2007. Lužický rybník se stejně jako rybník Dvorský nachází na Hodonínsku a oba mají velmi podobný charakter. Rybníky primárně slouží k chovu kaprovitých ryb a roční produkce činí přes 1000 kg/ha. Opět si můžeme všimnout, že množství amoniakálního dusíku několikanásobně převyšuje Normu environmentální kvality a je to pravděpodobně zapříčiněno velkým množstvím ryb a množstvím krmení, které je nezbytné do vody dodat. Zvýšený obsah síranů ve vodě koresponduje s Dvorským rybníkem a je taktéž zapříčiněn tamním podložím.

V tabulce 6 můžeme vidět, že průměrný obsah dusitanů (N-NO₂⁻) vyhovuje Normě environmentální kvality, která pro kaprové vody činí 0,14 mg.l⁻¹. Dusitany byly měřeny i na dalších devatenácti rybnících a ve všech případech bylo zjištěno, že svojí průměrnou hodnotou naměřenou v posledních letech Normu environmentální kvality taktéž nepřekračují. Při dostatku kyslíku se vysoké hodnoty dusitanového dusíku objevují jen ojediněle, proto náhlý nárůst dusitanů ve vodách přisuzujeme antropogennímu znečištění.

Tabulka 6: Naměřené průměrné hodnoty vybraných ukazatelů na rybníku Zámeckém v letech 2005 - 2009 (vyjma roku 2008)

Zámecký rybník - průměrné hodnoty					
	rok 2005	rok 2006	rok 2007	rok 2009	celkový průměr
kyslík [%]	120	159	91	162	140
pH	9,00	9,24	9,00	9,31	9,18
N-NH ₄ ⁺ [mg.l ⁻¹]	1,19	0,36	0,19	0,05	0,33
N-NO ₂ ⁻ [mg.l ⁻¹]	0,01	0,01	-	0,03	0,02
N-NO ₃ ⁻ [mg.l ⁻¹]	2,63	-	0,20	1,14	1,29
P-PO ₄ ³⁻ [mg.l ⁻¹]	0,12	0,20	0,21	0,04	0,11
chlorofyl a [μg.l ⁻¹]	125	275	30	310	222
průhlednost [cm]	67	45	110	42	61
vodivost [μS.cm ⁻¹]	523	454	628	438	492
síraný [mg.l ⁻¹]	-	-	125	83	95

V letech 2005 - 2009 (kromě roku 2008) byly na Zámeckém rybníku v Lednici naměřeny hodnoty jednotlivých ukazatelů a v tabulce 7 jsou zaznamenány jejich průměry. Rybník byl v roce 2004 sloven a od té doby není rybářsky obhospodařován. To se projevilo i na některých ukazatelích. Například v roce 2005 byla průměrná hodnota amoniakálního dusíku ještě 1,19 mg.l⁻¹ a překračovala tak několikanásobně průměrnou hodnotu Normy environmentální kvality pro útvary povrchových vod. V následujícím roku 2006 byla hodnota již 0,36 mg.l⁻¹, o rok později 0,19 mg.l⁻¹ a v roce 2009 dokonce 0,05 mg.l⁻¹. Můžeme tedy říci, že rybářské obhospodařování má na některé ukazatele značný vliv, a projeví se i na celkové kvalitě vody.

Stejně jako amoniakální dusík ovlivňuje jakost vody i dusičnanový dusík (N-NO₃⁻). Jeho průměrné hodnoty byly v posledních letech naměřeny celkem u dvaceti rybníků a ve všech případech k překročení průměrné hodnoty Normy environmentální kvality vody (5,4 mg.l⁻¹) nedošlo. Nejčastěji se hodnoty pohybovaly kolem 1 - 1,5 mg.l⁻¹.

6 ZÁVĚR

Majoritní část této bakalářské práce tvoří literární přehled zpracovaný formou literární rešerše. Minoritu pak tvoří zpracovaná data sledování rybníků z posledních let, které provádělo Oddělení rybářství a hydrobiologie. Hlavním cílem bylo zhodnotit, zdali stále intenzivnější lidská činnost (znečištění, rybníkářství) má vliv na rostoucí trofizaci vodních ekosystémů a na změny fyzikálně-chemických parametrů rybníků.

V teoretické části byl podrobněji popsán kyslík, fosfor a dusík z hlediska jejich vlastností, významu a výskytu v jednotlivých formách ve vodě. Dále byla charakterizována hodnota pH, biochemická a chemická spotřeba kyslíku, vodivost (konduktivita), organoleptické vlastnosti (teplota vody, barva, zákal, pach a chuť), trofie (úživnost) rybníků a eutrofizace.

V materiálové a metodické části byly popsány jednotlivé odběrové lokality vzorků a také metody jejich stanovení.

Ve výsledcích pak najdeme zpracovaná data ve formě grafů a tabulek, které byly následně okomentovány.

Na základě těchto vyhodnocení bylo zjištěno, že lidská činnost má na některé fyzikálně-chemické parametry značný vliv. Zejména koncentrace amoniakálního dusíku převyšovala ve dvanácti z dvaceti případů průměrnou hodnotu Normy environmentální kvality pro útvary povrchových vod. Tento stav je dán především nadměrnou produkcí rybníků, která někdy přesahuje až 1000 kg ryb na hektar a také množstvím krmení, které je do vody dodáváno. Dalším ukazatelem, který je ovlivněn antropogenní činností, je celkový fosfor. Ten přesáhl průměrnou hodnotu Normy environmentální kvality na sedmnácti rybnících ze dvaceti. Jedním z důvodů, proč se v rybnících vyskytuje vysoký obsah fosforu, je zemědělská činnost, při které je využíváno fosforečných hnojiv, která se následným splachem z půd dostávají do vody. Dalším důvodem jsou splaškové vody, které díky různým pracím a čisticím prostředkům taktéž obsahují látky s fosforem. V případě průměrných hodnot dusitanového (N-NO_2^-) a dusičnanového (N-NO_3^-) dusíku naměřených v posledních letech, nedošlo ani u jednoho z rybníků k překročení Normy environmentální kvality.

Z výsledků je patrné, že téměř všechny rybníky na jižní Moravě díky vysokému obsahu chlorofylu a řadíme do skupiny eutrofních až hypertrofních. Tento stav je zapříčiněn především vysokým obsahem živin (zejména fosforu), který napomáhá růstu zele-

ných řas a sinic a také typickým teplým a suchým podnebím, které je pro jižní Moravu charakteristické. Také konduktivita (vodivost) je na mnoha rybnících výrazně vyšší oproti jiným rybníkům v České republice. To je způsobeno vysokým množstvím uhlíkatých a síranů nacházejících se v půdním podloží.

7 PŘEHLED POUŽITÉ LITERATURY

7.1 Tištěné zdroje

FÄHNRICH, V., J. KREJZA., 1977: *Acta hydrochimica et hydrobiologica: Zeitschrift für Wasser- und Abwasser-Forschung*. Willey-VCH Verlag GmbH, Weinheim, 23-32 pp.

HARTMAN, Pavel, Ivo PŘIKRYL a Eduard ŠTĚDRONSKÝ., 1998: *Hydrobiologie*. Informatorium, Praha, 335 s.

HORÁKOVÁ, Marta et al., 2003: *Analytika vody*. Vydavatelství VŠCHT, Praha, 335 s.

HRBÁČ, Vlastimil. Zvýšený obsah dusičnanů v podzemní vodě pod plochami akátových lesíků jižně pod Brnem. *Vodní hospodářství*. Vodní hospodářství, spol. s r.o., Praha, roč. 1973, č. 9., 219 s.

KOPP, Radovan, Štěpán LANG, Tomáš BRABEC a Jan MAREŠ., 2014: *Stanovení základních fyzikálně-chemických parametrů v akvakulturních chovech ryb*. Mendelova univerzita, Brno, 37 s.

KŘIVÁNEK, Jiří, Jan NĚMEC a Jan KOPP., 2012: *Rybníky v České republice*. Pro Ministerstvo zemědělství ČR vydal Consult, Praha, 303 s.

KULHAVÝ, Teofil a Jan ČUTA. Vliv mineralizace na chuťové vlastnosti vod. *Vodní hospodářství*. Vodní hospodářství, spol. s r.o., Praha, roč. 1973, č. 9., 222 s.

KULHAVÝ, Teofil. Senzorická analýza a organoleptické vlastnosti pitných vod. *Vodní hospodářství*. Vodní hospodářství, spol. s r.o., Praha, roč. 1989, č. 7., 188 s.

LIEBSCHER, Petr a Jan RENDEK., 2010: *Ryby, rybníky, rybníkáři*. Matúšek, Praha, 207 s.

MONTGOMERY A. H. C., Thom N. S., Cockburn A., 1964: Determination of dissolved oxygen by the winkler method and the solubility of oxygen in pure water and sea water. *Journal of Applied Chemistry*, 280 pp.

MORTIMER, C. H., 1981: The oxygen content of a air-saturated fresh waters over ranges of temperature and atmospheric pressure of limnological interest. *Mitteilungen Internationale Vereinigung fuer Theoretische und Angewandte Limnologie*, 23 pp.

PITTER, Pavel., 2009: *Hydrochemie*. VŠCHT, Praha, 579 s.

SHARPLEY Andrew N., 1993: Phosphorus Movement in the Landscape. *Journal of Environmental Quality*., 597 pp.

SUKOP, Ivo., 2006: *Ekologie vodního prostředí*. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, Brno, 199 s.

STRAŠKRABOVÁ V. et al.: Ovlivnění biochemické spotřeby kyslíku v povrchových vodách přítomností řas. *Vodní hospodářství*. Vodní hospodářství, spol. s r.o., Praha, roč. 1983, č. 6., 165 s

SVOBODOVÁ, Zdeňka., 1987: *Toxikologie vodních živočichů*. Ministerstvo zemědělství a výživy ČSR a Český rybářský svaz ve Státním zemědělském nakl., Praha, 231 s.

ZÝKA V., 1972: Průměrné chemické složení povrchových a spodních (sladkých) vod. In: *Sborník geologických věd, technologie a geochemie*. Academia, Praha, 200 s.

7.2 Internetové zdroje

Brněnská přehrada: Historie [online]. [cit. 2015-04-25]. Dostupné z: http://www.brnenskaprehrada.cz/p_hist.html

Brněnská přehrada: Přehrada dnes [online]. [cit. 2015-04-25]. Dostupné z: http://www.brnenskaprehrada.cz/p_dnes.html

Brněnská přehrada: Čísla a údaje [online]. [cit. 2015-04-25]. Dostupné z: http://www.brnenskaprehrada.cz/p_cisla.html

7.3 Ostatní zdroje

Příloha č. 3 k nařízení vlády č. 61/2003 Sb.

ISO 10260, 1992: Water quality – Measurement of biochemical parameters – Spectrometric determination of the chlorophyll-a concentration, Int. Org. Standard. Geneva 1st edn 1992, 6 pp.

ČSN EN ISO 6878 (75 7465) 2004: Jakost vod – Stanovení fosforu – Spektrofotometrická metoda s molybdenanem amonným. ČNI Praha.

OECD Commission: Eutrophization of Water. Monitoring, Assessment, and Control. Paris, 1982.

8 SEZNAM TABULEK

<i>Tabulka 1: Závislost rozpustnosti kyslíku ve vodě na teplotě (Montgomery et al., 1964)</i>	11
<i>Tabulka 2: Příklady hodnot pH u vybraných druhů vod (Pitter, 2009)</i>	17
<i>Tabulka 3: Normy environmentální kvality pro útvary povrchových vod (příloha č. 3 k nařízení vlády č. 61/2003 Sb.)</i>	32
<i>Tabulka 4: Naměřené průměrné hodnoty vybraných ukazatelů na rybníku Dvorském v letech 2005 - 2007</i>	40
<i>Tabulka 5: Naměřené průměrné hodnoty vybraných ukazatelů na rybníku Lužickém v letech 2005 - 2007</i>	41
<i>Tabulka 6: Naměřené průměrné hodnoty vybraných ukazatelů na rybníku Zámeckém v letech 2005 - 2009 (vyjma roku 2008)</i>	42

9 SEZNAM GRAFŮ

<i>Graf 1: Zdroje kyslíku v rybníční úrodné vodě v letním období (Hartman et al., 1998)</i>	10
<i>Graf 2: Spotřeba kyslíku v rybníční úrodné vodě v letním období (Hartman et al., 1998)</i>	10
<i>Graf 3: Srovnání průhlednosti vody na Novoveském rybníku a Brněnské přehradě v roce 2007 a 2010</i>	33
<i>Graf 4: Naměřené hodnoty průhlednosti vody a chlorofylu a na rybníku Vrkoči v letech 2005 - 2007</i>	34
<i>Graf 5: Naměřené hodnoty amoniakálního dusíku na Jaroslavickém rybníku v letech 2007 - 2011 (vyjma roku 2009)</i>	35
<i>Graf 6: Naměřené hodnoty amoniakálního dusíku na rybníku Nesytu v letech 2005 - 2007</i>	36
<i>Graf 7: Naměřené hodnoty vodivosti vody na Hlohoveckém rybníku v letech 2005 - 2014 (vyjma roku 2011)</i>	37
<i>Graf 8: Naměřené hodnoty orthofosfátů ($P-PO_4^{3-}$) a celkového fosforu na rybníku Jaroslavickém v roce 2007, 2008 a 2010</i>	38
<i>Graf 9: Srovnání hodnot pH na rybníku Sykovci a Mlýnském v roce 2008 a 2010</i>	39