

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Fakulta rybářství a ochrany vod

Ústav akvakultury a ochrany vod

Bakalářská práce

**Fyzikálně chemické vlastnosti vody stabilizačních nádrží
z hlediska welfare ryb**

Autor práce: Vít Okrouhlý

Vedoucí práce: Ing. Pavel Vejsada, Ph.D.

Konzultant: Ing. Pavel Hartman, CSc.

Studijní program a obor: Ekologie a ochrana prostředí, Ochrana vod

Forma studia: Prezenční

Ročník: 4.

České Budějovice, 2017

Prohlášení

Prohlašuji, že svoji bakalářskou práci jsem vypracoval samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury. Prohlašuji, že, v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění, souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě. Zveřejnění probíhá elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích 30. dubna 2016

.....
Vít Okrouhlý

Poděkování

Rád bych touto cestou poděkoval především vedoucímu Ing. Pavlovi Vejsadovi, Ph.D. a konzultantovi Ing. Pavlovi Hartmanovi, CSc. za metodické vedení, odbornou pomoc a cenné rady poskytnuté při vypracování této bakalářské práce.

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

(PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

Jméno a příjmení: **Vít OKROUHLY**
Osobní číslo: **V13B018P**
Studijní program: **B1601 Ekologie a ochrana prostředí**
Studijní obor: **Ochrana vod**
Název tématu: **Fyzikálně chemické vlastnosti vody stabilizačních nádrží z hlediska welfare ryb**
Zadávající katedra: **Ústav akvakultury**

Z á s a d y p r o v y p r a c o v á n í :

Cílem práce bude nasazení účelové obsádky do stabilizačních nádrží ČOV Ledenice a sledování přirozené rovnováhy mezi primární - rostlinnou produkcí řasami a sekundární produkcí zooplanktonem, a tím i zabezpečení vyrovnaných hodnot ukazatelů znečištění (BSK₅, CHSK_{Cr}, NL₁₀₅) při kontinuálním vstupu nutrientů P a N do potravní pyramidy ukončené odpovídajícím přírůstkem ryb bez dalších živinových vstupů.

V pravidelných 14ti denních intervalech bude sledován:

- obsah kyslíku u hladiny, u dna, teplota vody a nasycení vody kyslíkem
- průhlednost vody na Secchiho desku
- pH orientačně, pro management obsádky
- amoniak orientačně, pro management obsádky
- KNK_{4,5} vody
- odběr zooplanktonu tahem planktonní sítky o průměru 22 cm a tahu délce 3 m, pro kvantitativní a kvalitativní posouzení (předpokládaný objem 100 l) + konzervace formaldehydem
- optimalizace obsádky ryb jako ochrana masivního rozvoje biomasy v SN 2.

Pro zabezpečení živinové bilance bude sledována kvalita vody na přítoku a odtoku stabilizační nádrže 2, a to pomocí analýz vody ve čtyřtýdenních intervalech po dobu nasazení a odchovu ryb v následujícím rozsahu:

- celkový N (TN) v mg.l^{<-1>}
- celkový P (TP) v mg.l⁻¹
- CHSK_{Cr} v mg.l⁻¹
- nerozpuštěné látky NL₁₀₅ v mg.l⁻¹

Výsledky obsahu organických látek a znečišťujících látek (celk. N=TN a celkového P=TP) budou vztaženy k průtokům uvedeným v dokumentaci ČOV Ledenice podle jednotlivých měsíců za rok 2015. Ze zatížení přítoku a odtoku SN2 bude vypočítána bilance živin a jejich zadržení kumulativně za období sledování. Součástí výsledků bude hodnocení bilance živin se zaměřením na hlavní znečišťující nutrient celkový (total) fosfor (dále jen TP), včetně jeho konverze přirozenou potravou biomasy přírůstkem ryb. Z chovatelského hlediska se bude hodnotit úroveň přežití obsádky ryb a její přirozená produkce.

Rozsah grafických prací: 10 tabulek a grafů

Rozsah pracovní zprávy: 25 - 50 stran

Forma zpracování bakalářské práce: tištěná

Seznam odborné literatury:

- Adámek, Z., Maršálek, B., 2013. Bioturbation of sediments by benthic macroinvertebrates and fish and its implication for pond ecosystems: a review, *Aquaculture International* 21 (1), 1-17 s.
- Boyd, C. E., 1995. *Bottom Soils, Sediment, and Pond Aquaculture*, Chapman & Hall, 348 s.
- Cole, J. J., Caraco, N. F., Likens, G. E., 1990. Short-range atmospheric transport - a significant source of phosphorous to an oligotrophic lake, *Limnology Oceanography* 35 (6), 1230-1237 s.
- Hartman, P., Regenda, J., 2014. *Praktika v rybníkářství*, FROV JU, 375 s.
- Kopáček, J., Procházková, L., Hejzlar, J., Blažka, P., 1997. Trends and seasonal patterns of bulk deposition of nutrients in the Czech Republic, *Atmospheric Environment* 31 (6), 797-808 s.
- Nwanna, L. C., Kühlwein, H., Schwarz, F. J., 2010. Phosphorus requirement of common carp (*Cyprinus carpio* L.) based on growth and mineralization, *Aquaculture Research* 41 (3), 401-410 s.
- Schreckenbach, K., Knösche, R., Ebert, K., 2001. Nutrient and energy content of freshwater fishes, *Journal of Applied Ichthyology* 17 (3), 142-144 s.
- Steffens, W., 1989. *Principles of Fish Nutrition*, Halsted Press, 384 s.

Vedoucí bakalářské práce: Ing. Pavel Vejsada, Ph.D.

Ústav akvakultury

Datum zadání bakalářské práce: 12. prosince 2014

Termín odevzdání bakalářské práce: 30. dubna 2016

0.2.
prof. Ing. Otomar Linhart, DrSc.
děkan

JIHOČESKÁ UNIVERZITA
V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
FAKULTA RYBÁŘSTVÍ A OCHRANY VOD
Zátiší 728/II
389 25 Vodňany (2)

Ing. Jan Mráz, Ph.D.
ředitel

dne

Obsah

1. ÚVOD	7
2. LITERÁRNÍ REŠERŠE	9
2.1. TEPLOTA	9
2.2. PH	11
2.3. KYSELINOVÁ NEUTRALIZAČNÍ KAPACITA (KNK).....	13
2.4. PRŮHLEDNOST	14
2.5. KYSLÍK.....	15
2.6. AMONIAKÁLNÍ DUSÍK	20
2.7. DUSITANY	23
2.8. DUSIČNANY.....	25
2.9. FOSFOR	27
2.10. NEROZPUŠTĚNÉ LÁTKY	29
2.11. ZOOPLANKTON.....	30
2.11.1. <i>Perloočky (Cladocera)</i>	30
2.11.2. <i>Klanonožci (Copepoda)</i>	30
2.11.3. <i>Vířníci (Rotatoria)</i>	30
3. METODIKA	32
3.1. POSTUPY STANOVENÍ JEDNOTLIVÝCH MĚŘENÝCH PARAMETRŮ A JEJICH NORMY 33	
3.2. VÝSLEDKY	35
3.3. BILANCE ŽIVIN	36
3.3.1. <i>Souhrn výsledků sledování</i>	41
3.4. PARAMETRY MĚŘENÉ NA MÍSTĚ	41
3.4.1. <i>Zooplankton</i>	43
3.5. VÝSLEDKY CHOVU RYB.....	43
4. DISKUZE	46
5. ZÁVĚR	52
6. SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY	54
7. PŘÍLOHY	62
8. ABSTRAKT	64
9. ABSTRACT	65

1. Úvod

Stabilizační nádrže jsou obvykle mělké nádrže, které slouží k čištění nebo dočišťování odpadních vod převážně přirozeným způsobem. Na čistícím procesu se podílí bakterie ve vodě a další fáze látkového koloběhu (Adámek a kol., 2010).

Jednou z hlavních funkcí stabilizační nádrže je také zadržování zbytkového znečištění z ČOV. Pro sledování bilance živin je důležité monitorovat fyzikálně chemické parametry na přítoku a na odtoku z nádrže a následně podle průtoku spočítat bilanci živin, která do jisté míry vypovídá o účinnosti stabilizační nádrže.

Voda stabilizačních nádrží se vyznačuje specifickými hodnotami řady fyzikálně chemických parametrů. Z toho důvodu je žádoucí účelové nasazení obsádky ryb, která je schopna kumulovat některé látky v biomase a v neposlední řadě také ovlivňuje sekundární produkci a v důsledku toho i primární produkci nádrže. Vlivem velkého přísunu živin zde tak snadno dochází například k nadměrnému rozvoji primární produkce, která je při nedostatečném predačním tlaku zooplanktonu schopna zásadně ovlivnit celý ekosystém.

Vzhledem ke specifickému prostředí stabilizačních nádrží je nezbytné sledovat a případně optimalizovat zdejší podmínky tak, aby se zabránilo poškození nebo případnému úhynu ryb. Tyto podmínky tedy u chovaných ryb zásadně ovlivňují tzv. welfare. Tento termín může být chápán jako vyvážený stav, kdy je zvíře schopno se bezproblémově vyrovnat svými vlastními silami s působením prostředí (Dousek a Malena, 2008).

Bakalářská práce vznikla za spolupráce ČEVAK a.s. a FROV JU. Prioritním cílem bylo sledování fyzikálně chemických parametrů vody s důrazem na nerozpuštěné látky na odtoku ze druhé stabilizační nádrže za čistírnou odpadních vod v Ledenicích. Po celou vegetační sezónu se prováděly odběry vzorků vody, které byly zpracovány v laboratořích ČEVAK a.s. disponujících veškerým potřebným vybavením k vyhotovení analýz.

Cílem práce bylo nasazení účelové obsádky ryb do stabilizační nádrže ČOV Ledenice a sledování přirozené rovnováhy mezi primární a sekundární produkcí, a tím i zabezpečení vyrovnaných hodnot ukazatelů znečištění (BSK_5 , $CHSK_{Cr}$, NL_{105}) při kontinuálním vstupu P a N do potravní pyramidy ukončené odpovídajícím přírůstkem ryb bez dalších živinových vstupů. Součástí výsledků je i zhodnocení bilance živin se zaměřením na hlavní znečišťující nutrienty celkový (total) fosfor (TP) a celkový (total) dusík (TN), včetně jejich konverze přirozenou potravou do biomasy přírůstku ryb. Z chovatelského hlediska se hodnotí úroveň přežití ryb a jejich přirozená produkce.

2. Literární rešerše

2.1. Teplota

Teplota vody je jedním z významných faktorů, který ovlivňuje nejen její kvalitu, ale také intenzitu metabolismu vodních organismů. Z toho lze usoudit, že vliv teploty vody musí být posuzován vždy v těchto dvou rovinách – z hlediska jejího působení na kvalitu vody a zároveň vlivu na vodní organismy (Alabaster a Lloyd, 1980).

Teplota vody je jednou ze základních fyzikálních charakteristik jakosti vody, a to jak z hlediska rybochovného, tak z pohledu užívání vody pro zásobování (Pokorný a kol., 2004). U vnitrozemských povrchových vod závisí na počasí, slunečním záření, charakteru vodní nádrže (rybníka), její hloubce, pohybu a míchání vody, průhlednosti, barvě a jiných činitelích. Zdrojem tepla je sluneční energie (absorbce vodních paprsků), předávání tepla z ovzduší a malou měrou se na teplotě vody podílí i ohřev ze dna nebo vodoteče (Hartman a kol., 1998). Teplotní výkyvy vody jsou menší, než je tomu v případě vzduchu, a proto větší vodní nádrže působí jako stabilizátory klimatu okolní krajiny. Změny teploty vody v nádržích se časově opožďují za změnami teploty vzduchu, přičemž platí, že se zvyšující se hloubkou nádrže se doba zpoždění zvyšuje (Heteša a Kočková, 1997, Pitter, 2009). Z uvedených skutečností plyne, že voda se ve zdejších podmínkách ohřívá nejpomaleji na jaře, na podzim naopak nejpomaleji vychladá (Hartman a kol., 1998), což je zapříčiněno měrnou kapacitou vody a také tím, že molekulární přenos vodou je i na malé vzdálenosti zcela bezvýznamný. Téměř veškerý přenos tepla ve vodních nádržích je zapříčiněn prouděním vody (Sukop, 2006).

Proudění vody v našich podmínkách se rozděluje do 4 období – letní stagnace, podzimní cirkulace, zimní stagnace a jarní cirkulace (Hartman a kol., 1998). V období letní stagnace teplota vody směrem ke dnu klesá, její pokles však není zcela plynulý (Adámek a kol., 1995). Voda u hladiny, která se nazývá epilimnion, se snadno prohřívá, má menší hustotu, intenzivněji cirkuluje a vytváří vrstvu, která má přibližně stejnou teplotu. Pod ní se nachází metalimnion, což je vrstva vody, ve které se s hloubkou výrazně mění teplota. Tato vrstva odděluje epilimnion od hypolimnionu (Pitter, 2009),

ve kterém je teplota výrazně nižší. Rozkladem uhynulých organismů v ní klesá obsah kyslíku, který může dosáhnout až nulové hranice, kvůli nedostatku světla zde nerostou rostliny a ryby tuto zónu navštěvují jen krátkodobě (Pokorný a kol., 2004). Zda se stratifikace vytvoří závisí na době zdržení vody v nádrži, hloubce nádrže, velikosti nádrže, hydraulických poměrech, působení větru a ročním období (Pitter, 2009). Na podzim dochází k postupnému ochlazování horních vrstev a nastává situace, kdy se teplota vody v celém sloupci vyrovná, přičemž je zároveň vyrovnána i její hustota. Větry tedy snadno uvedou masu do pohybu a dochází k významnému proudění vody, díky němuž se dostává kyslík do spodních vrstev nádrže. Tento děj se nazývá podzimní cirkulace. Při zimní stagnaci je voda na rozdíl od letní stagnace u hladiny nejstudenější a směrem ke dnu se otepluje až na 4 °C, při nichž má nejvyšší hustotu (Adámek a kol., 1995). Led znemožňuje promíchávání vody větrem, čímž je zabráněno vertikální cirkulaci vody. Ve velmi hlubokých jezerech či nádržích může nastat zimní stagnace před úplným promícháním a spodní vrstvy se vůbec nemusí zúčastnit cirkulace (Pitter, 2009). Na jaře po roztání sněhu dochází k ohřevu vody a následnému promíchání vrstev podobně jako v případě podzimní cirkulace, dochází zde však k významnému přesunu živin do epilimnia, díky čemuž je umožněna primární produkce (Adámek a kol., 1995).

Teplota vody má vliv i na toxicitu některých látek (Pitter, 1981). Vliv teploty vody na toxicitu látek však nelze zobecnit, vždy je závislá na druhu látky, její koncentraci, mechanismu toxického účinku, stupni poškození žaber danou látkou, druhu ryby, době teplotní aklimatizace apod. (Golovanov, 2012). Obecně lze říci, že čím je teplota vody vyšší, tím je vyšší i intenzita metabolismu, příjem látek, ale také detoxikace a exkrece. Účinek je tedy závislý na poměru těchto procesů (Wright a Welbourn, 2002). Typickým příkladem vlivu teploty vody na toxicitu je amoniak, u kterého dochází při změnách teploty ke změnám ve formě výskytu a biodostupnosti (Pitter, 1981). Tato látka se vyskytuje ve vodě ve dvou formách, a to v ionizované (NH_4^+) a neionizované formě (NH_3). Při stejné hodnotě pH v rozmezí 7 - 9 se vlivem zvýšení teploty o 10 °C zdvojnásobí podíl neionizovaného amoniaku (Hoffman a kol., 2003). Zatímco ionizovaný amoniak je pro ryby málo biodostupný a relativně málo toxický, neionizovaný amoniak snadno přechází přes žaberní epitel do vnitřního prostředí

a je pro ryby vysoce toxický. Ve vodě se vždy vedle sebe vyskytují obě formy, o jejich poměru však rozhoduje pH a teplota ve vodním prostředí (Pitter, 1981). Podobné vlastnosti v reakci na teplotu vody vykazují i chlór a zinek, u nichž se uvádí, že s rostoucí teplotou roste jejich toxicita. Opačným příkladem vlivu teploty na toxicitu látek jsou kyanidy a pyretroidy, u kterých s rostoucí teplotou vody toxicita klesá (Wright a Welbourn, 2002).

2.2. pH

Hodnota pH vody je definována jako záporný logaritmus koncentrace disociovaných H^+ iontů ve vodě (Pitter, 2009, Ambrožová, 2003). Stanovení pH je nedílnou součástí každého chemického rozboru vody (Pitter, 1999, Heteša a Kočková, 1997). Podle pH rozdělujeme vody do 3 skupin, a to vody kyselé – pH nižší než 7, vody neutrální – pH se rovná 7 a vody zásadité o pH vyšším než 7 (Sukop, 2006).

Tato veličina signifikantně ovlivňuje vlastnosti vody, má vliv především na v ní probíhající chemické a biochemické procesy (Pitter, 1999). pH významným způsobem ovlivňuje toxicitu látek pro vodní organismy (Kouřil a kol., 2008a). Chemické a biologické pochody, které ve vodě probíhají, naopak zásadně ovlivňují její pH (Horáková a kol., 2007). Mezi procesy, které pH vody snižují, patří např. hydrolyza iontů kovů, oxidace železa a manganu, oxidace sulfidů a sulfidických rud, vylučování uhličitánů, chlorace vody, nitrifikace, aerobní a anaerobní rozklad. Naproti tomu ke zvýšení pH vede redukce manganu a železa, redukce síranů, zvětrávání hlinitokřemičitanů, denitrifikace a v neposlední řadě fotosyntéza. (Pitter, 1999).

Hodnota pH je také velmi závislá na uhličitanovém systému, který je nejdůležitějším protolytickým systémem v přírodních a užitkových vodách. Distribuce jednotlivých forem oxidu uhličitého je závislá především na hodnotě pH vody (Pitter, 2009). Při hodnotě pH 4,5 dominuje volná forma CO_2 , zatímco koncentrace HCO_3^- je prakticky zanedbatelná. Při pH vody kolem hodnoty 8,3 převažuje forma HCO_3^- a při pH vody nad 10,5 převládají ionty CO_3^{2-} . Volný CO_2 se vyskytuje ve vodách, jejichž hodnota pH nepřekračuje 8,3 (Sukop, 2006). Uhličitanová rovnováha

může být narušena například huminovými látkami, větším obsahem kationtů podléhajících hydrolyze (Al, Fe) a v minerálních vodách přítomností boru a křemíku (Pitter, 2009).

Povrchové vody kromě rašelinišť se vyznačují obvykle hodnotami 6,0 – 8,5. Zvýšení pH nad 8 zde bývá obvykle způsobeno fotosyntetickou asimilací fotoautotrofních organismů, při které dochází k vyčerpání volného CO₂ (Kouřil a kol. 2008a). K největším poklesům pH zde naopak dochází především v jarním období při tání sněhu v oblastech rašelinišť (Horáková a kol., 2007, Svobodová a kol., 1987). Velmi kyselé jsou také důlní vody z okolí nalezišť sulfidických rud (Pitter, 2009).

Hodnotu pH ovlivňuje i antropogenní činnost. Vysoké hodnoty pH mohou být způsobovány stavebními úpravami v blízkosti vodních toků nebo přímo v něm. Zvyšování pH je v těchto oblastech způsobeno únikem betonových směsí. Naopak nízké hodnoty mohou být zapříčiněny například únikem silážních šťáv nebo jinými nehodami způsobenými člověkem. (Pitter, 1999, Svobodová a kol., 2008). Nízké hodnoty se přirozeně také vyskytují ve vodách vzniklých zavodněním uhelných dolů po skončení těžební činnosti (Kalff, 2002)

Snížení hodnoty pH může být zaznamenáno také v intenzivních akvakulturních systémech jako následek zvýšeného přísunu oxidu uhličitého z intenzivního metabolismu ryb, které ho nejvíce produkují především po nakrmení (Lang a kol., 2011). K velkému poklesu pH může dojít v recirkulačních systémech jako následek rozkladných procesů aerobních bakterií, které jsou velkým zdrojem kyseliny uhličité (Kouřil a kol., 2008a, Lang a kol., 2011).

Hodnota pH má signifikantní vliv na formy výskytu mnoha látek ve vodě, čímž ovlivňuje jejich toxicitu a rozpustnost. Bez znalosti konkrétní hodnoty pH tudíž nelze usuzovat na toxicitu těchto látek. Z látek významných pro vodní organismy, které pH ovlivňuje, lze jmenovat zejména amoniak, sulfan, kyanidy a toxické kovy (Svobodová a kol., 2008, Pitter 2009). Nejvýrazněji se vliv pH projevuje u amoniaku. Při narůstající hodnotě pH a teplotě vody se rychle zvyšuje jeho toxicita v důsledku nárůstu podílu volného amoniaku ve vodě. U kyanidů a sulfanů se naopak toxicita pro vodní organismy s rostoucím pH snižuje (Svobodová a kol., 2007).

Optimální hodnota pH pro ryby je v rozmezí 6,5 až 8,5. Letální hodnoty u lososovitých ryb jsou obvykle pod 4,8 a nad 9,2 (Svobodová a kol., 1987). Z lososovitých ryb, které se vyskytují na území České republiky, je pravděpodobně nejodolnější vůči nízkému pH siven americký (*Salvelinus fontinalis*), který je schopen ve své domovině přežít v pH až 4,1 a vrchní hranice pro přežití odpovídá 9,5 (Kouřil a kol., 2008a). Kaprovité ryby obvykle přežívají v pH mezi hodnotami 5,0 až 10,8. Jsou tedy citlivější vůči nízkým hodnotám pH a méně citlivé vůči vysokým hodnotám pH (Svobodová a kol., 1987). O citlivosti ryb vůči extrémním hodnotám pH rozhoduje více faktorů, především druh a věková kategorie. Citlivost ryb na extrémní hodnoty pH je však do značné míry ovlivněna i obsahem rozpuštěného kyslíku. U eutrofních nádrží, kde je nadměrné množství kyslíku, mohou ryby snášet dlouhou dobu i pH nad 10. To je způsobeno tím, že s rostoucí koncentrací rozpuštěného kyslíku ve vodě roste koncentrace volného CO₂ na povrchu žaber, což zde způsobuje nižší pH. Ryby se proti vysokým nebo nízkým hodnotám pH chrání nižší frekvencí dýchacích pohybů, čímž docilují menšího průtoku přes žábry (Svobodová a kol., 2008). Mezi další způsob, jak se ryby chrání proti škodlivým hodnotám pH je zvýšené vylučování hlenu na kůži, vnitřní straně skřelí a žábrách (Svobodová a kol., 1987). U ryb vystavených vysokým hodnotám dochází k poleptání povrchu těla, v jehož důsledku dochází k zhoršení osmoregulace a výměny plynů. Vyšší přítomnost H⁺ iontů způsobuje větší propustnost žaberního epitelu. Ionty H⁺ přechází po koncentračním spádu do těla ryb (Wright a Welbourn, 2002).

2.3. Kyselinová neutralizační kapacita (KNK)

KNK je schopnost vody vázat vodíkové ionty. Vyjadřuje látkové množství silné jednosytné kyseliny v mmol, které spotřebuje 1 litr vody pro dosažení určitého pH (Valentová a kol., 2009).

Hodnota pH, do které se stanovení provádí se uvádí jako index u příslušné zkratky. Při chemické analýze přírodních a užitkových vod se zpravidla pracuje s hodnotami pH bodu ekvivalence 4,5 a 8,3. Tyto hodnoty odpovídají průměrné koncentraci veškerého CO₂ v těchto typech vod (Horáková a kol., 2007). Jestliže má voda hodnotu pH vyšší než 8,3, vykazuje tzv. zjevnou alkalitu (Valentová a kol., 2009), ta je způsobena

přítomností uhličitanových a hydroxidových iontů. Při stanovení $\text{KNK}_{4,5}$ se kromě hydrogenuhličitanů zároveň titrují zásady, anionty slabých kyselin a další anionty, které se hydrolyzují při uvolňování OH^- iontů (Kopp a kol., 2014). Výsledná hodnota KNK charakterizuje schopnost vody vyrovnávat se do určité míry s kyselými vodami, aniž by došlo k výraznému poklesu pH vody (Pitter, 1999).

Při KNK vody pod 2 mmol.l^{-1} hrozí časté kolísání pH, tyto hodnoty se vyskytují obvykle v oligotrofních vodách, které jsou chudé na živiny. Při KNK nad 2 mmol.l^{-1} již hodnoty pH signifikantně nekolísají a při hodnotě KNK nad 5 mmol.l^{-1} se hodnota pH již téměř nemění (Heteša a Kočková, 1997). Kyselinová neutralizační kapacita se stanovuje titrací vzorku vody odměrným roztokem HCl o koncentraci $0,1 \text{ mol.l}^{-1}$ na indikátor fenolftalein při bodu ekvivalence o hodnotě pH 8,3 a pro KNK při bodu ekvivalence pH 4,5 se používá stejný postup, ale jako indikátor se využívá methylová oranž. V případě, že jsou vzorky barevné nebo zakalené, a není tedy možnost vizuální indikace, bod ekvivalence se indikuje potenciometricky (Valentová a kol., 2009).

Hodnota $\text{KNK}_{4,5}$ nás nepřímo informuje o množství rozpuštěného vápníku a hořčíku ve vodě, tyto veličiny ovlivňují hodnotu pH (Kopp a kol., 2014). Je známým faktem, že KNK vody úživných rybníků s postupující vegetací stoupá. Tento proces je způsoben tím, že volný (přebytečný) CO_2 rozpouští sloučeniny vápníku v rybníční půdě a převádí tento „disponibilní“ vápník do vody na rozpustné hydrogenuhličitaný (Hartman a kol., 1998).

2.4. Průhlednost

Průhlednost patří mezi významné fyzikální vlastnosti vody. Ovlivňuje množství světla pronikajícího vodním sloupcem nádrží a toků (Lellák a Kubíček, 1991). Kvantita a kvalita světla vnikajícího do vody je důležitá pro prohřívání vody a pro fotosyntetickou asimilaci vodních rostlin. Voda je schopna pohltit pouze část na ní dopadajícího světla, a to v závislosti na úhlu dopadajících paprsků (Hartman a kol., 1998). Nejdříve jsou pohlcovány dlouhovlnné červené a žluté paprsky, které mají zásadní význam pro fotosyntézu, naproti tomu krátkovlnné paprsky jsou schopny proniknout v čistých vodách do značných hloubek (fialové až do 1500 m) (Špaček a kol., 1980).

Průhlednost vody je různou měrou snižována zákalem, který způsobují částice rozptýlené ve vodním sloupci nebo unášené proudem. Může se značně měnit i v krátkých intervalech (přivaly dešťů, zvířené kaly atd.) (Lellák a Kubíček, 1991). Zákaly vody mohou způsobit neživé jemně rozptýlené částice (abiostenon) nebo drobné planktonní organismy (biostenon). Rozlišení živého a neživého zákalu je zásadní, protože biogenní zákaly nepřímo vypovídá o intenzitě primární produkce a tím i o kolísání řady fyzikálně chemických parametrů vody. Průhlednost stanovuje i sílu eufotické vrstvy (vrstvy v níž probíhá fotosyntetická asimilace) (Spurný a kol., 2015).

Stanovuje se použitím Secciho desky, což je plechový kotouč o průměru 30 cm, rozdělený na čtyři stejné kvadranty, natřený střídavě černou a bílou barvou (Adámek a kol., 1989). Tento kotouč se spouští ve stínu do hloubky, ve které nám splyne černá a bílá barva na kotouči a tato hloubka udává hodnotu průhlednosti (Kopp a kol., 2014). V rybnících se hodnota průhlednosti pohybuje od několika decimetrů, až po nanejvýš 1-2 metry, v jezerech je to od několika až po desítky metrů a v mořích dokonce dosahuje i několik desítek až stovek metrů (Spurný a kol., 2015). Průhlednost je ovlivněna i ročním obdobím, kdy v zimním období dosahuje vyšších hodnot než v období letním, v němž je ovlivňována vegetačním zákalem (Lellák a Kubíček, 1991).

2.5. Kyslík

Kyslík je jeden z nejdůležitějších plynů ve vodě, která s ním netvoří iontové komplexy. (Pitter, 2009, Valentová a kol., 2014)

Do vody se kyslík dostává buď difuzí z atmosféry, nebo vzniká při fotosyntetické asimilaci fotoautotrofních vodních organismů (Pitter, 2009). Proces asimilace probíhá podle zjednodušené rovnice $6\text{CO}_2 + 6\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 + 6\text{O}_2$ (Bishop, 1986). Hlavními producenty kyslíku jsou submerzní makrofyta, fytoplankton a řasy, které jej v kombinaci asimilačního pigmentu a slunečního záření při tvorbě biomasy uvolňují (Ambrožová, 2003).

Množství kyslíku i ostatních plynů přecházejících difuzí z atmosféry do vodního prostředí je ovlivňováno několika faktory (Pitter, 2009, Kouřil a kol., 2008b). Jedním z nich je poměr, v jakém se plyny nacházejí nad vodní hladinou, tj. na jejich parciální

tlak. Na základě této zákonitosti by měl objem kyslíku ve vodě odpovídat přibližně 21%, ve skutečnosti se však obsah kyslíku i jiných plynů od vzdušné atmosféry liší, jelikož je zapotřebí brát v úvahu i další faktory, například individuální rozpustnost plynů ve vodě (Kouřil a kol., 2008b). Kyslík je ve vodě rozpustný více než dusík a méně než oxid uhličitý (Sukop, 2006). Kouřil a kol. (2008b) konkrétně uvádí, že rozpustnost kyslíku ve vodě je 2,3 krát vyšší než rozpustnost dusíku, oxid uhličitý je ve vodě ve srovnání s dusíkem rozpustný dokonce 100,4 krát více. Rozpustnost kyslíku ve vodě je však ovlivňována také teplotou vody a koncentrací rozpuštěných látek (Pitter, 2009). Teplota vody se v průběhu roku mění a obecně lze říci, že s rostoucí teplotou rozpustnost kyslíku ve vodě klesá (Horký, 1978). Při teplotě 0 °C a tlaku jedné atmosféry se v 1 l vody rozpustí 14,65 mg kyslíku, zatímco při teplotě 30 °C a stejném tlaku se rozpustí pouze 7,44 mg (Lusk a Hanel, 2005). Dále je důležitá koncentrace rozpuštěných látek, s jejímž nárůstem obsah kyslíku ve vodě rovněž klesá, ve vodách s celkovou mineralizací do 1000 mg.l⁻¹ však není rozdíl tolik významný. V neposlední řadě je nutno zmínit, že rozpustnost kyslíku je ovlivňována atmosférickým tlakem, který může mít při větších rozdílech významný vliv (Pitter, 2009). Obecně platí, že s rostoucím tlakem koncentrace kyslíku ve vodě stoupá, proto je významným parametrem pro rozpustnost kyslíku i nadmořská výška (Horký, 1978). Za určité teploty a atmosférického tlaku je však obsah plynů ve vodě konstantní (Kouřil a kol. 2008a). Kouřil a kol. (2008b) uvádí, že při 21% obsahu kyslíku ve vzdušné atmosféře a rovnovážném obsahu plynů v chemicky čisté vodě obsahuje vzduch vytěsněný z této vody při její teplotě 10 °C a tlaku 760 torrů 35,6% kyslíku.

Kyslíkové poměry lze vyjádřit také v procentech nasycení. U výpočtu jsou brány v úvahu teplota vody, atmosférický tlak a obsah rozpuštěných solí (Svobodová a kol., 1987). Pokud jsou naměřené hodnoty nižší, než by odpovídalo stoprocentnímu nasycení za dané teploty a tlaku, jedná se o kyslíkový deficit neboli hypoxii. Kyslíkový deficit lze také vyjádřit jako množství kyslíku, které je potřeba ke stoprocentnímu nasycení. Pokud jsou naopak zjištěny hodnoty převyšující stoprocentní nasycení, jedná se o hyperoxii (Valentová a kol., 2013).

Podle Svobodové a kol. (2008) je za kritickou hodnotu nasycení považováno 250 - 300%. Takové přesycení vody kyslíkem může být způsobeno například turbulencí vody, sycením vody čistým kyslíkem v intenzivních akvakulturních systémech

nebo intenzivní fotosyntetickou asimilací zelených organismů přes den (Lellák a Kubíček, 1991). Přes noc nebo v časných ranních hodinách však může v silně eutrofních rybnících docházet naopak k deficitům kyslíku vlivem jeho zvýšené spotřeby při bakteriálním rozkladu a při disimilaci fotosyntetizujících organismů (Svobodová a kol., 1987, Kalff, 2002).

Kyslík se ve vodě kromě již zmíněné disimilace fotoautotrofních organismů a aerobním biologickým rozkladu organických látek spotřebovává také při respiraci vodních živočichů, nitrifikaci a při oxidaci železa, manganu a sulfidů (Pitter, 2009). Nejčastější příčinou deficitu kyslíku je vedle respirace organismů a zvýšení teploty vody také znečištění snadno rozložitelnými organickými látkami a jejich následný rozklad mikroorganismy, které při rozkladných procesech kyslík spotřebovávají (Lellák a Kubíček, 1991). Nejvýznamnější zdroj kyslíku v průtočných systémech je přítoková voda, nedostatek kyslíku tedy může vzniknout i jejím zastavením nebo špatným okysličením (Kouřil, 2008a). Kyslíkovými deficity mohou být ohroženy také vody, u kterých nedošlo na konci vegetačního období k dostatečnému rozložení organické odumřelé hmoty a zamrzla vodní hladina. V tomto případě může být nebezpečí ještě umocněno napadnutím souvislé sněhové pokrývky na ledovou plochu. V jiném případě může kyslíkový deficit vznikat nadměrnou respirací přemnoženého hrubého zooplanktonu, ke kterému může docházet v důsledku nevhodně zvolené rybí obsádky především v jarních a letních měsících (Svobodová a kol. 1987).

V povrchových stojatých vodách dochází ke značným výkyvům obsahu kyslíku i v průběhu roku, kdy může být množství rozpuštěného kyslíku ovlivněno stagnací a cirkulací vody (Sukop, 2006). V době letní a zimní stagnace mohou být značné rozdíly ve vertikální zonaci kyslíku, kterého je obvykle nejvíce u hladiny a nejméně u dna, kde může docházet až k anoxickým podmínkám (Ambrožová, 2003). Při jarní a podzimní cirkulaci je množství kyslíku ve sloupci vody poměrně vyrovnané, anoxických podmínek však může být dosaženo u dna v hlubokých vrstvách vody, kam cirkulace nedosáhne (Pitter, 2009).

Spotřeba kyslíku rybami je ovlivněna teplotou vody, hodnotou pH, obsahem CO₂, úrovní stresu, intenzitou metabolismu, vývojovým stádiem ryby, jejím druhem a celkovou kondicí (Hanel a Lusk, 2005). S nárůstem teploty a celkové hmotnosti ryb se spotřeba kyslíku zvyšuje (Svobodová a kol., 1987). Deficit kyslíku u ryb

způsobuje snížení metabolické činnosti, následnou poruchu a může vést až k jejich úhynu udušením. Na nedostatek kyslíku jsou vnímavé všechny druhy a kategorie ryb (Svobodová a kol. 2008). Mezi druhy nejvíce náročné na kyslík patří zástupci lososovitých ryb, pro které je optimální hodnota nasycení kyslíkem 90 - 100% a v absolutních hodnotách se necítí dobře již při hodnotách nižších než 7 mg.l^{-1} (Pokorný a kol., 2003). Příznaky dušení lze u těchto ryb pozorovat při poklesu rozpuštěného O_2 pod 3 mg.l^{-1} (Svobodová a kol., 1987). Pro méně náročné kaprovité ryby se optimální koncentrace kyslíku pohybuje v rozmezí 6 – 8 mg.l^{-1} (Jirásek a kol., 1977). V procentech nasycení činí optimální hodnota nad 55 %, při poklesu pod tuto hranici dochází k dušení ryb (Pokorný a kol. 2003).

Při nedostatku kyslíku se příznaky dušení a hynutí u jednotlivých druhů i vývojových stádií projevují postupně v závislosti na náročnosti na kyslík (Svobodová a kol., 1987). Pozastavení příjmu potravy u kaprovitých ryb nastává obvykle při hodnotách 3 – $3,5 \text{ mg.l}^{-1}$, u juvenilních stádií dochází při těchto hodnotách i k výraznému snížení růstu (Miranda and Hodgens, 2000). Se snižujícím se obsahem kyslíku klesá odolnost ryb vůči onemocněním, zhoršuje se příjem a využití krmiva (Pokorný a kol., 2003). V rybnících se ryby shromažďují u přítoku, jsou malátné, nereagují na podráždění, ztrácejí únikové reflexy a následně hynou. U ryb z hypoxických podmínek je možno pozorovat nápadnou výrazně světlou barvu kůže, žábry jsou překrvené až cyanotické a žaberní lístky slepené, v přední oční komoře i v kůži se nacházejí malé krváceniny. U většiny dravých druhů ryb je na první pohled patrná křečovitě otevřená tlama a výrazně odchlípená skřelová víčka. Tento příznak je zřetelný zejména v posmrtné ztuhlosti. (Svobodová a kol., 2008).

Při přesycení vody kyslíkem vzniká u ryb onemocnění zvané *gas bubble disease*, jehož hlavním příznakem je hromadění plynu v očích, ploutvích, kůži a žábrech (Gultepe a kol., 2011). Ryby z vody přesycené kyslíkem mají nápadně světle červené zbarvení žaber a roztřepené okraje žaberních lístků. Po vysazení těchto ryb dochází k nekrotizaci žaberního epitelu a následnému zaplísnění, ojediněle i k hynutí. (Svobodová a kol., 2008).

Nároky bezobratlých organismů se liší především v závislosti na podmínkách jejich přirozeného výskytu. Druhy, které se vyskytují v horských úsecích řek, jsou přirozeně náchylnější na obsah kyslíku, než organismy vyskytující se v nížinných tocích stojatých

vod. Nároky na obsah kyslíku jsou často úzce spjaty s nároky na teplotu vody, organismy žijící ve studených vodách jsou na obsah kyslíku náročnější než organismy teplých vod. Obecně se uvádí, že při hodnotách nižších než 4 mg.l^{-1} dochází k úhynu citlivějších organismů (Svobodová a kol. 1987).

Množství kyslíku ve vodě rozhoduje o tom, zda v ní budou probíhat aerobní nebo anaerobní procesy. Pokud je kyslík z vody vyčerpán, dochází k redukci některých anorganických látek. Nejprve jsou redukovány dusičnany na elementární dusík a oxidy dusíku (denitrifikace), následně sírany na organolepticky závadný a toxický sulfan a poté následuje redukce organických látek na metan (Pitter, 2009). Koncentrace kyslíku může ovlivnit citlivost ryb vůči vysokým hodnotám pH. Tento jev se vysvětluje tak, že při vyšší koncentraci kyslíku ve vodě ryby vylučují více oxidu uhličitého a v důsledku toho se snižuje pH na povrchu žaber (Lloyd, 1961).

Základním preventivním opatřením proti vzniku hypoxie a anoxie je důsledná péče o vodní prostředí, zabránění kontaminaci organickými látkami a důsledné dodržování technologických postupů. Na eutrofních a hypertrofních rybnících je zapotřebí pravidelně kontrolovat koncentraci rozpuštěného kyslíku, průhlednost vody a vývoj hydrobiologických poměrů. Pokud se hodnoty blíží deficitu kyslíku, je zapotřebí obnovit nebo zvýšit přítok čisté vody a pokud tak nelze učinit, eliminovat riziko deficitních hodnot instalací aeračních systémů. (Svobodová a Faina, 1984).

Základním ukazatelem jakosti povrchových vod souvisejících s kyslíkem je BSK (biochemická spotřeba kyslíku). Používá se pro vyjádření míry koncentrace organických látek ve vodě (Pitter, 2009) a je formulována jako množství kyslíku spotřebovaného mikroorganismy při biochemických pochodech na rozklad organických látek ve vodě za přístupu kyslíku (Kopřiva, 2009). Hodnota BSK se udává v mg.l^{-1} (Dohányos a kol., 1998, Pitter, 2009) a závisí na době inkubace, BSK za n dní se označuje jako BSK_n . Od CHSK se liší tím, že udává koncentraci pouze biologicky rozložitelných látek, zatímco CHSK postihuje biologicky rozložitelné i nerozložitelné látky (Pitter, 2009). Nařízení vlády č. 401/2015 Sb. uvádí BSK_5 jako cílový ukazatel a udává limit pro lososové vody $1,8 \text{ mg.l}^{-1}$ a pro kaprové vody $3,2 \text{ mg.l}^{-1}$. Specifická produkce organického znečištění na jednoho obyvatele za den je asi 60 g BSK_5 (Pitter, 2009).

CHSK (chemická spotřeba kyslíku) je metoda založená na chemické oxidaci. Hodnota udává množství kyslíku, které je na tuto oxidaci spotřebováno (Horáková a kol., 1989). Patří mezi základní ukazatele jakosti vod (Kopřiva, 2009). CHSK slouží ke stanovení organického znečištění vody a indikuje míru obsahu organických látek ve vodě (Dohányos a kol., 1998). Udává se v mg.l^{-1} (Pitter, 2009). Podle nařízení vlády č. 401/2015 Sb. je imisní standard pro CHSK_{Cr} 26 mg.l^{-1} . Specifická produkce organického znečištění na jednoho obyvatele za den činí asi 120 g CHSK_{Cr} . Pro stanovení CHSK se využívají dvě metody – dichromanová (CHSK_{Cr}) a manganistanová (CHSK_{Mn}). Dichromanová metoda (CHSK_{Cr}) se využívá výhradně při stanovení odpadních vod, zatímco manganistanová metoda (CHSK_{Mn}) je používána při hodnocení organického znečištění pitných, užitkových a podzemních vod. Hodnota CHSK_{Cr} je obvykle dvakrát až třikrát vyšší než hodnota CHSK_{Mn} , tento poměr bývá často i vyšší (Pitter, 2009).

2.6. Amoniakální dusík

Amoniakální dusík patří mezi indikátory chemického složení povrchových vod, podle nichž lze vody řadit do tříd čistoty (Kopp a kol., 2014). Ve vodách je za oxických podmínek nestálý a snadno podléhá biochemické oxidaci (nitrifikaci). Jednoduché amonné soli se však v přírodě přirozeně nevyskytují (výjimku tvoří minerál struvit), a proto nejsou ve vodách přírodního původu (Pitter, 2009). Amoniakální N vzniká jako primární produkt rozkladu organických dusíkatých látek živočišného a rostlinného původu (Kopp, 2015) nebo jako konečný produkt dusíkatého metabolismu kostnatých ryb (Altinok a Grizzle, 2004). Dále může vznikat ve vodě přímo redukcí dusitanů nebo dusičnanů (Kopp, 2015). Antropogenním zdrojem amoniakálního dusíku organického původu jsou především splaškové odpadní vody, odpady ze zemědělských výroby a kalová voda z anaerobní stabilizace čistírenských kalů. Významným antropogenním zdrojem amoniaku anorganického původu jsou dusíkatá hnojiva (která se infiltrací a splachem dostávají do podzemních i povrchových vod), průmyslové vody z tepelného zpracování uhlí a vody z galvanického pokovování (Pitter, 2009). Amoniakální N je také součástí atmosférických vod, kde jeho hodnoty obvykle nepřesahují desetiny mg.l^{-1} , v průmyslových oblastech může jeho hodnota však vystoupat až na jednotky mg.l^{-1} (Kopp a kol., 2014).

Zvýšené koncentrace amoniaku spolu s organickými látkami patří v našich podmínkách k nejčastějším příčinám poškození a úhynu ryb (Svobodová a kol., 2011). Ve vodě nebo v biologických tekutinách se amoniak nachází jednak ve formě molekulární – NH_3 (někdy se označuje jako forma nedisociovaná nebo volná), nebo ve formě amonného iontu – NH_4^+ (často označovaného jako forma disociovaná nebo vázaná). Tyto dvě formy se ve vodě vyskytují vedle sebe, jejich poměr však závisí na hodnotě pH a na teplotě vody (Pitter, 1981). Nedisociovaná forma amoniaku (NH_3) se ve vodě snadno rozpouští za tvorby amonných solí (iontová, disociovaná forma NH_4^+) (Kopp, 2015). Volná forma se od vázané liší především toxicitou. Nedisociovaný NH_3 se vyznačuje vysokou toxicitou pro vodní organismy (Hanel a Lusk, 2005), zatímco amonný ion NH_4^+ pro ně příliš toxický není (Svobodová a kol., 1987). Zdůvodnění spočívá ve skutečnosti, že stěna buněk je takřka nepropustná pro amonný ion (NH_4^+), molekulární forma NH_3 však proniká přes tkáňové bariéry velmi snadno, čímž je způsobena její toxicita pro ryby (Kopp, 2015). Odstraňování amoniaku vzniklého činností metabolismu je u ryb z více než 90 % zprostředkováváno žábry na základě koncentračního spádu. Stoupající koncentrace amoniaku v okolním prostředí může tedy bránit uvolňování amoniaku z těl ryb, nebo jej dokonce zcela zablokovat (Spurný a kol., 2015). To může vést až k autointoxikaci, onemocnění nebo případnému uhynutí ryb (Kopp a kol., 2014). K autointoxikaci může docházet i v případech, kdy je zabráněno exkreci endogenní amoniaku z těla ryb. Pokud dojde k narušení rovnováhy mezi produkcí a exkrecí amoniaku, může dojít k výraznému zvýšení jeho koncentrace v krvi a následné autointoxikaci ryby. Porucha této rovnováhy může být způsobena například vysokými hodnotami pH (Russo a kol., 1988), náhlým poklesem teploty (o 5 °C až 8 °C) nebo poklesem koncentrace kyslíku (z přesycení na 20% až 40%) v období, kdy mají ryby plný trávicí trakt (Svobodová a kol., 1984).

Sledování hodnoty amoniaku ve vodě je velmi důležité v rybářských provozech. Velký význam má v rybnících s vysokou intenzitou produkce spojené s příkrmováním a především ve speciálních akvakulturních zařízeních s recirkulací vody, velkou obsádkou ryb a vysokou intenzitou krmení krmivem s vysokým obsahem dusíkatých látek (Kopp a kol., 2014). Ryby v intenzivním chovu jsou významnými producenty amoniakálního dusíku, který vylučují exkrementy a dýcháním. Za normálních podmínek se 60 % vylučovaného dusíku vyskytuje ve formě amoniaku. Dalším neopomenutelným zdrojem amoniaku je zbytkové krmivo (Kouřil a kol., 2008a). Mezi faktory ovlivňující

toxický účinek amoniaku v těchto zařízeních patří stresové faktory, například již zmiňované náhlé poklesy obsahu rozpuštěného kyslíku, změny teploty vody a další (Kopp a kol., 2014).

V průběhu intoxikace ryb amoniakem vystupují do popředí nervové příznaky (Pitter, 2009). Intoxikované ryby se vyznačují neklidným chováním, nouzovým dýcháním, typické jsou křeče svaloviny, světlá barva těla, drobné krváceniny, žábry jsou obvykle překrvené a zahleněné (Spurný a kol., 2015). Amoniak narušuje energetický metabolismus nervových buněk, navazuje se na kyselinu α -ketoglutarovou z Krebsova citrátového cyklu, a v důsledku tohoto procesu se snižuje tvorba ATP. Dále vzniká pro nervovou buňku toxický glutamin, který je dalším zdrojem toxického amoniaku a rovněž prekurzorem kyseliny gama-aminomáselné, tedy inhibičního neurotransmiteru, Vysoké koncentrace této kyseliny v těle ryb tudíž způsobují inhibici neurotransmise, která se může projevovat jako “spavá nemoc“ kaprů. Předpokládá se, že dalším toxickým účinkem amoniaku je i depolarizace neuronů, u kterých dochází k nahrazení draslíku (K^+) iontem NH_4^+ , což může vést až k nekróze nervových buněk (Smutná a kol., 2002; Svobodová a kol., 2008).

Toxicita amoniaku pro ryby je do značné míry ovlivněna koncentrací kyslíku rozpuštěného ve vodě. Dalšími parametry ovlivňujícími toxický účinek jsou délka expozice, teplota vody, její celkové složení, ale také druh exponované ryby a její věková kategorie (Pitter, 2009). Hodnota LC_{50} se pro kaprovité ryby pohybuje v rozmezí 1,0 až 1,5 $mg.l^{-1}$ NH_3 a pro lososovité 0,5 až 0,8 $mg.l^{-1}$ NH_3 (Svobodová a kol., 1987). Raná stadia losovitých ryb však například poškozují již koncentrace v řádech tisícín miligramu (Kopp, 2015). V legislativě ČR (Nařízení č. 229/2007 Sb.) se v požadavcích pro kaprové a lososové vody uvádí velmi přísná hodnota NH_3 0,001 $mg.l^{-1}$, je zde však uvedeno, že jde o indikativní hodnotu, při jejímž překročení se zjišťuje příčina znečištění. V případě amoniakálního dusíku ($N-H_4^+$) je v povrchových vodách obecným požadavkem 0,5 $mg.l^{-1}$ a pro lososové a kaprové vody 0,03 $mg.l^{-1}$ (Pitter, 2009).

Vyšší odolností vůči volnému amoniaku se vyznačují vodní bezobratlí. Například pro raka říčního (*Astacus astacus*) se uvádí hodnota 48h LC_{50} 3,4 $mg.l^{-1}$ NH_3 (Polícar a kol., 2003), pro hrotnatku velkou (*Daphnia magna*) je hodnota 48h EC_{50}

8 mg.l⁻¹ NH₃ (Simanov a Wolgemuth, 1987). Na většinu vodních organismů však působí volný amoniak negativně již od koncentrace 0,2 mg.l⁻¹ (Kopp, 2015).

2.7. Dusitany

Dusitany ve většině případů doprovázejí dusičnany a amoniakální dusík. Vyznačují se svou chemickou a biochemickou labilitou, proto se ve vodách vyskytují obvykle v malých koncentracích. V oxických podmínkách bývají rychle transformovány na dusičnany v procesu nitrifikace a v anoxických podmínkách probíhá biologická denitrifikace na elementární dusík, resp. N₂O (Pitter, 2009). V čistých podzemních a povrchových vodách se tedy N-NO₂ vyskytují pouze ve stopových koncentracích (Spurný a kol., 2015). U povrchových vod platí imisní standard dusitanového dusíku pro lososové ryby 0,09 mg.l⁻¹ a pro kaprové ryby 0,14 mg.l⁻¹ (Pitter, 2009). Desetiny mg.l⁻¹ N-NO₂ lze nalézt v železnatých a rašelinných vodách, v hypolimniu a ve vodách s nízkou koncentrací rozpuštěného kyslíku. Antropogenním zdrojem dusitanů jsou odpadní a některé průmyslové vody (výroba barviv, strojírenské závody) (Kopp, 2015). Jsou také součástí některých inhibitorů koroze, nemrznoucích kapalin a mohou vznikat redukcí dusičnanů při dezinfekci vody UV-zářením (Pitter, 2009).

Vyšší koncentrace dusitanů se často vyskytují v rybochovných systémech, které využívají biofiltraci. Tento problém se projevuje zejména bezprostředně po zahájení provozu nebo v důsledku nerovnováhy v procesu nitrifikace (Kopp, 2015). Během té dochází k biochemické oxidaci amoniakálního dusíku na dusitany a následně na dusičnany, pokud však druhá fáze neprobíhá dostatečně rychle, dusitany se ve vodním prostředí hromadí (Svobodová a kol., 2005).

Na ryby působí dusitany toxicky a mohou být i příčinou masového úhynu (Pitter, 2009). U velké části sladkovodních ryb dochází po vystavení dusitanům k aktivnímu hromadění dusitanových iontů v plasmě (Jensen, 2003), jejich koncentrace zde pak může dosahovat hodnot i více než šedesátkrát vyšších než v okolní vodě (Fontenot a kol., 1999). Dusitany se mohou v menší míře akumulovat i v některých tkáních (žábra, játra, mozek a svaly) (Margiocco, 1983). Do těla ryb se dostávají přes eozinofilní chloridové buňky žaber, které mimo jiné provádějí iontovou výměnu Cl / HCO₃ mezi organismem a okolním prostředím. Dusitany fungují jako kompetitivní inhibitor příjmu chloridů a stejný vztah platí i v opačném případě

(Harris a Coley, 1991). Jestliže jsou v okolní vodě přítomny ve vyšších koncentracích, dochází k příjmu dusitanů na úkor chloridů. Zvýšení koncentrace chloridů v okolním prostředí naopak ryby před příjmem dusitanů a jejich toxickými účinky chrání (Jensen, 2003). Citlivost ryb vůči dusitanům je do značné míry ovlivněna tím, jakou rychlostí jsou schopny chloridy přijímat (Tomasso a Grosell, 2005) a mezi různými rybími druhy se může podstatně lišit. Nejcitlivější jsou lososovité ryby, přičemž platí, že v rámci tohoto taxonu jsou mezidruhové rozdíly v citlivosti vůči dusitanům minimální. Se zdatně výraznějšími mezidruhovými rozdíly se lze setkat mezi teplomilnými druhy (Palachek a Tomasso 1984). Toxicita dusitanů je do značné míry závislá i na mnoha dalších faktorech, jako je například věk ryb, kvalita vody a obsah vápníku (Hanel a Lusk, 2005).

U ryb pronikají dusitany z krevní plazmy do červených krvinek, kde v hemoglobinu oxidují dvojmocné železo na trojmocné. Vzniká tak methemoglobin, který nemá schopnost přenášet kyslík, a z toho důvodu se snižuje kapacita krve pro přenos kyslíku (Bodansky, 1951). Jeho zvýšené množství bývá zpravidla doprovázeno hnědým zbarvením krve a žaber (Svobodová a kol., 1987). Podíl methemoglobinu v krvi ryb je lineárně závislý na koncentraci dusitanů v krevní plasmě, je však nutno podotknout, že methemoglobin se v krvi ryb vyskytuje i za nepřítomnosti dusitanů (Cameron, 1971). Důvodem je skutečnost, že hemoglobin ryb je k autooxidaci náchylnější, než je tomu u savců (Kiese, 1974). Pokud jsou intoxikované ryby včas přeneseny do vody bez dusitanů, lze dosáhnout normální hladiny hemoglobinu v krvi během 24 – 48 hodin. Tento proces řídí enzym reduktáza, který je zodpovědný za přeměnu methemoglobinu zpět na hemoglobin (Svobodová a kol., 1987). Kromě již zmíněné methemoglobinemie jsou dalšími negativními účinky dusitanů například regulace iontů v těle (Gisberta kol., 2004), respiračních procesů (Cameron, 1971), kardiovaskulární funkce (Aggergaard a Jensen, 2001) činností žláz s vnitřní sekrecí a vyměšovací funkce (Jensen, 2003). U ryb akutně i chronicky vystavených subletálními koncentracím dusitanů snadněji propukají infekční choroby, z čehož vyplývá, že dusitany mají negativní vliv i na imunitní systém ryb (Carballo a kol., 1995). Ryby otrávené dusitany jsou malátné, ztrácejí únikový reflex, lze pozorovat tonicko-klonické křeče svaloviny. Následuje agónie a úhyn ryb v boční nebo hřbetní poloze (Máchová a Svobodová, 2014)

Někteří vodní živočichové (měkkýši nebo členovci) využívají pro přenos kyslíku hemocyanin, který se od hemoglobinu liší tím, že namísto dvojmocného železa obsahuje jednomocnou měď. Stejně jako hemoglobin může být i hemocyanin oxidován do vyššího oxidačního stupně. Vzniká tedy methemocyanin, který obdobně jako methemoglobin není schopen přenášet kyslík. Pro vznik methemocyaninu je však nezbytné nízké pH a velký přebytek dusitanů (Tahon a kol., 1988). Při fyziologickém pH je tedy jeho tvorba nevýznamná a dusitany kapacitu hemocyaninu pro transport kyslíku signifikantně neovlivňují (jako je tomu u hemoglobinu) (Jensen, 1996a). Sladkovodní raci přijímají dusitany žábrami stejnou cestou jako chloridy a kumulují je v hemolymfě ve vysokých koncentracích (Harris a Coley, 1991). Pokud je rak říční (*Astacus astacus*) vystaven stejné koncentraci dusitanů a identickým podmínkám jako pstruh duhový (*Oncorhynchus mykiss*), bude koncentrace dusitanů v hemolymfě raků dosahovat až čtyřikrát vyšších hodnot než v krevní plasmě pstruha (Jensen, 2003). Důvod vyšší kumulace dusitanů v hemolymfě raků není znám, ale předpokládá se, že raci mají vyšší rychlost příjmu chloridů než ryby a/nebo mají dusitany na žábách raků vyšší afinitu k iontové výměně, než jak tomu je u ryb (Jensen, 1996a). Jestliže se dusitany vyskytují v nízkých koncentracích, mohou být využity jako zdroj dusíku pro řasy a sinice. Tento stav nastane za předpokladu, že je ve vodě nedostatek jiného substrátu (amoniaku nebo dusičnanů), vysoké koncentrace dusitanů jsou však pro řasy a sinice škodlivé (Yang a kol., 2004). O dusitanech je rovněž známo, že při vysokých koncentracích negativně ovlivňují fotosyntetické procesy (Sahay a kol., 2006).

2.8. Dusičnany

V čistých podzemních a povrchových vodách se dusičnany obvykle vyskytují v řádech jednotek mg.l^{-1} N-NO_3 , při znečištění těchto vod však mohou hodnoty vzrůst až na desítky mg.l^{-1} N-NO_3 (Kopp, 2015). Vznikají především sekundárně při nitrifikaci amoniakálního dusíku a jsou konečným stádiem rozkladu organických dusíkatých látek v oxickém prostředí (Pitter, 2009). Zdrojem kontaminace vod dusičnany mohou být i hnojené zemědělsky obdělávané půdy a odtoky z čistíren odpadních vod (Kopp, 2015). Koncentrace dusičnanů v povrchových vodách se zvyšují rovněž v důsledku znečištění atmosférickými vodami. V tomto případě se jedná o dusičnany anorganického původu, které vznikají oxidací NO a jsou rovněž součástí emisí ze spalování fosilních paliv. V minerálech se dusičnany téměř nevyskytují (výjimkou je chilský ledek) (Pitter, 2009).

Obsah dusičnanů v povrchových vodách souvisí se stupněm eutrofizace a patří mezi ukazatele používané pro klasifikaci čistoty vod (Spurný a kol., 2015). Stejně jako dusitany a amoniak mohou být i dusičnany odčerpávány vodními rostlinami a řasami, které je redukují na dusitany a následně využívají jako zdroj dusíku pro syntézu aminokyselin, nukleových kyselin, chlorofylu apod. (Camargo a kol., 2005). Při měření se koncentrace mohou lišit v závislosti na odběrovém místě, acidifikaci vody a vegetačním období (Pitter, 2009). Současná legislativa (Nařízení vlády č. 401/2015 Sb.) stanovuje jako přípustné znečištění povrchových vod koncentraci dusičnanů $5,4 \text{ mg.l}^{-1}$ (N-NO_3).

Koncentrace dusičnanů v podzemních vodách je ovlivňována především klimatickým a půdním charakterem dané oblasti (Svobodová a kol., 2003). Půda je téměř vůbec nezadržuje, a tak pronikají při infiltraci i do vzdálených míst (Kopp, 2015). Vysoká koncentrace dusičnanů (nebo i dusitanů) je charakteristická pro podzemní vody v oblasti borových lesů, kde písčité a dobře provzdušněná půda obsahuje ve svrchních vrstvách bakterie schopné fixovat elementární dusík i nitrifikační bakterie. Bakterie rodu *Rhizobium* se vyskytují v okolí akátových porostů, kde tvoří hlízy na jejich kořenovém systému, asimilují elementární dusík a ukládají ho ve formě různých dusíkatých sloučenin v orgánech akátu. Pod akátovými porosty tudíž vzniká zvláštní druh humusu bohatý na dusíkaté sloučeniny. Ty jsou pak vymývány do podzemních vod, ve kterých může koncentrace N-NO_3 dosáhnout až 20 mg.l^{-1} (Pitter, 2009).

Dusičnany jsou pro ryby velmi slabě jedovaté (Hanel a Lusk, 2005), jejich toxické a letální účinky se projevují až při hodnotách nad 1000 mg.l^{-1} (N-NO_3^- 226 mg.l^{-1}). Nejvyšší přípustná koncentrace NO_3^- pro kapra je 80 mg.l^{-1} (N-NO_3^- $18,07 \text{ mg.l}^{-1}$) a pro pstruha duhového 20 mg.l^{-1} (N-NO_3^- $4,5 \text{ mg.l}^{-1}$) (Pitter, 2009). Toxické účinky dusičnanů na vodní organismy se podle Jensena (1996b) shodují s účinky dusitanů. Jedním z nejvýznamnějších účinků je konverze dusičnanů na oxid dusný, který se kumuluje na dýchacích membránách a v zažívacím ústrojí a následně narušuje řadu biologických procesů souvisejících zejména s vývojem a reprodukcí (Hannas a kol., 2010). Přesný mechanismus účinku dusičnanů však není do současné doby zcela objasněn (Zusková, 2014).

2.9. Fosfor

Sloučeniny fosforu mají zásadní význam v přírodním koloběhu látek a jsou nezbytné jak pro nižší, tak i pro vyšší vodní organismy (Pitter, 2009). Fosfor sice nepatří mezi stavební prvky bílkovin, nicméně má zásadní význam v bílkovinové syntéze (Kopp, 2015). Společně s dusíkem je základním prvkem výživy řas a sinic. Optimální poměr dusíku vůči fosforu pro růst organismů je 100:1, dle Liebigova zákona minima je fosfor limitujícím prvkem s klíčovým významem pro nárůst řasové biomasy (Smith a kol., 1999). Kontrola vstupu živin organickým hnojením a příkrmováním obsádek ve vztahu k „vytěženým“ živinám (výlovem v biomase přírůstkem ryb za vegetační období) je zásadní pro ekologické a efektivní vynakládání živin a krmiv do rybníčního ekosystému. Pro tento účel je nezbytná znalost obsahu živin v obilovinách a organických hnojivech (Hartman, 2012). Společně s kyslíkem vytváří fosfor fosforečnany, které se vyskytují v litosféře, biosféře, hydrosféře a atmosféře (Correll, 1999). Vzhledem k tomu, že fosforečnany tvoří s Ca, Mg, Fe, Al apod. málo rozpustné sloučeniny, které významně sorbují na tuhých fázích, se fosforečnany vyskytují v přírodních a užitkových vodách jen ve velmi nízkých koncentracích, jež přesahují hodnotu 1 mg.l^{-1} pouze ve výjimečných případech. Pokud se fosforečnany vyskytují v podzemních vodách, mohou naznačovat přítomnost fekálního znečištění (pokud lze vyloučit znečištění způsobené fosforečnými hnojivy). Jejich význam je především indikační, protože se snadno zadržují v půdě chemickými procesy nebo adsorpcí. (Pitter, 2009).

Ve vodách se běžně stanovuje celkový fosfor (TP) a rozpuštěný orthofosforečnanový fosfor (P-PO_4) (Kopp, 2015). Celkový fosfor se dále dělí na rozpuštěný (P_{rozp}) a nerozpuštěný (P_{nerozp}) fosfor, jejichž poměr závisí především na velikosti použitého filtru (obvykle $0,45 \mu\text{m}$). Rozpuštěný a nerozpuštěný fosfor lze dále klasifikovat jako fosfor anorganicky vázaný (P_{anorg}) a organicky vázaný (P_{org}) (Pitter, 2009). Rozpuštěný anorganický vázaný fosfor se může vyskytovat ve vodě ve formě jednoduchých nebo komplexních orthofosforečnanů (P_{ortho}) či polyfosforečnanů (P_{poly}) v iontové nebo neiontové formě (Corell, 1999). Polyfosforečnany se ve vodách vyskytují ve formách difosforečnanů a trifosforečnanů v jednoduchých nebo komplexních formách, jejich struktura může být buď řetězová, nebo cyklická (Pitter, 2009). Při stanovení orthofosforečnanového fosforu nejčastější

molybdenanovou metodou dochází k částečné hydrolyze a stanovení i jiných forem fosforu (např. polyfosforečnanů), proto je pro takto stanovený fosfor přesnější označení rozpuštěný reaktivní fosfor (SRP – soluble reactive phosphorus). Primární producenti (řasy a sinice) jsou v důsledku nízkých koncentrací orthofosforečnanů ($P-PO_4$) ve vodách schopni využívat i fosfor na povrchu nerozpuštěných látek. Volné a volně vázané orthofosforečnany se tedy označují jako biologicky dostupný (využitelný) fosfor (BAP – biologically available phosphorus) (Kopp, 2015).

Přírodním zdrojem fosforu ve vodách je rozpouštění a vyluhování některých půd, minerálů a zvětralých hornin. Jeho koncentrace v půdách se pohybuje v rozmezí od 400 do 1200 $mg \cdot kg^{-1}$. Hlavním minerálem, který obsahuje fosfor, je apatit, mezi další minerály obsahující fosfor patří variscit, strengit, vivianit a struvit (Pitter, 2009). Do antropogenních zdrojů fosforu lze zařadit splaškové vody, živočišné odpady, odpadní vody z pivovarského a textilního průmyslu, prádelny a vody ze splachů obdělávané půdy hnojené fosforečnými hnojivy. Člověk vyloučí za den přibližně 1,5 g fosforu. Pokud se k této hodnotě připočte fosfor z různých prostředků využívaných člověkem, specifická produkce na jednoho obyvatele odpovídá 2 až 3 g (Kopp, 2015). Zdrojem fosforu organického původu je rozkládající se biomasa fytoplanktonu a zooplanktonu, jejíž rozklad probíhá na dně jezer, nádrží a toků. Na dnových sedimentech dochází také jeho k významné sorpci, za určitých podmínek (snížení hodnoty pH a deficit kyslíku) se však fosfor naopak uvolňuje zpět do vody. V tomto případě mohou být ve vrstvě nad dnovým sedimentem hodnoty převyšující i 1 $mg \cdot l^{-1}$ (Pitter, 2009). V mělkých nádržích je koloběh fosforu rychlejší a vrací se do něj jeho značná část, naproti tomu u hlubokých nádrží má fosfor tendenci hromadit se v dnovém sedimentu a do koloběhu se ho vrací podstatně méně. Při globálním koloběhu je fosfor splavován v sedimentech do moří, kde se usazuje. Jeho návrat je možný pouze přes biosféru, což je za normálních okolností velmi pomalý proces. Tento přirozený koloběh značně narušil člověk zvýšenou těžbou, využíváním fosfátů a aplikací fosforečných hnojiv. Těmito antropogenními činnostmi se výrazně zrychlil koloběh fosforu a zvýšila se i eutrofizace vod (Spurný a kol., 2015). Podle sumy rozpuštěného fosforu lze rozdělit vody do různých úrovní trofie (Kočí a kol., 2000)

Obsah fosforu ve vodě se mění i v závislosti na vegetačním období. V létě jsou jeho hodnoty nejnižší, protože je poután v organismech, v zimě je koncentrace reaktivního

fosforu ve vodě naopak nejvyšší z důvodu probíhající mineralizace těl odumřelých organismů (Kopp, 2015).

2.10. Nerozpuštěné látky

Pojem nerozpuštěné látky (NL) zahrnuje látky, které jsou odstranitelné filtrací nebo odstředěním za specifických podmínek. Jejich stanovení se provádí gravimetrickou metodou, která svou povahou odpovídá tzv. skupinovému stanovení (Valentová, 2012). Obsah nerozpuštěných látek informuje o sumě organických i anorganických látek, které jsou suspendované ve vodě (Heteša a Kočková, 1997). Zvýšené hodnoty NL jsou často zaznamenány v okolí krmných míst, zejména v době příkrmování (Valentová a kol., 2013) nebo také při vypouštění nádrže před, a především během výlovu ryb, kdy dochází ke snížení hladiny vody a víření sedimentů rybami (Kopp, 2015). Sledováním NL na rybnících bylo prokázáno, že při zvýšených obsádkách kapra překračují běžné hodnoty NL imisní standard 25 mg.l^{-1} (daný nařízením vlády č. 229/2007 Sb.), především v druhé polovině vegetační sezóny, a to v některých případech dokonce i několikanásobně (Valentová a kol., 2012).

V chemii a technologii vody byla z praktických důvodů přijata dohoda, že za nerozpuštěné látky se budou považovat ty látky, které se zachytí ve filtru s velikostí pórů $0,45 \pm 0,05 \text{ }\mu\text{m}$. Pro filtraci se v ČR používají filtry především ze skleněných vláken nebo filtry membránové (Kopp, 2015).

Zvýšený obsah nerozpuštěných látek (především hlíny a jílu) nebývá sám o sobě příčinou úmrtí ryb. Teprve při hodnotě zakalení 100 g.l^{-1} se po době jednoho týdne (i delší době) projevují negativní účinky. Ryby, které tuto koncentraci přežily začaly hynout až při hodnotách zakalení $175 - 225 \text{ g.l}^{-1}$. Z výše uvedených faktů vyplývá, že častá rybářská diagnóza „ucpání žaber“ (často také ústní dutiny) jako příčina úmrtí je ve většině případů milná. Uložení partikulí bahna v žábách bývá většinou sekundárním nebo často i posmrtným jevem, zatímco primární příčinou úmrtí je něco zcela jiného. Pokud jsou však ryby vystaveny působení oslabujících faktorů (nemoc, nedostatek kyslíku nebo jed), může být snížena schopnost odolávat zakalení vody a ze zakalení vody se může stát v krajním případě primární příčina uhynutí ryb. Poškození ryb mohou způsobovat ostré nebo špičaté částičky, které mohou způsobit odřeniny, podráždění nebo krvácející poranění kůže a žaber ryb (Hanel a Lusk, 2005).

2.11. Zooplankton

Zastupují ho především vířníci, perloočky, buchanky a vznášivky. Zooplankton se aktivně pohybuje, proto je jeho rozmístění v nádrži do značné míry proměnlivé (Hartman a kol., 1998). Vyskytuje se především v povrchových vrstvách vod, kvůli zdejšímu dostatku potravy (Luo, 2013), kterou tvoří řasy, bakterie, jemný detrit, suspendované i jiné rozpuštěné organické látky. Potravu dravých druhů tvoří drobní živočichové (Špaček a kol., 1980). Vedle sezónních změn abiotických faktorů a trofie nádrže má na charakter a dynamiku zooplanktonu zásadní vliv obsádka ryb (Hartman a kol., 1998). Kvalitativní a kvantitativní stanovení zooplanktonu je významným ukazatelem produktivity vod z hlediska rybochovných zájmů (Adámek a kol., 1989).

2.11.1. Perloočky (*Cladocera*)

Perloočky jsou hlavní součástí letního planktonu a nacházejí se především v rybnících. Jejich rozmnožování je poměrně rychlé, doba obnovy je asi 14 dní. Mezi jejich přednosti patří i dobrý filtrační mechanismus (Špaček a kol., 1980). Jejich potravu tvoří především seston z vody (Hartman a kol., 1998). Potravu ryb tvoří především velké druhy, jako je například *Daphnia magna*, *Daphnia pulex*. Malé druhy jako je například *Bosmina longirostris*, jsou pro ryby hůře dostupné (Špaček a kol., 1980).

2.11.2. Klanonožci (*Copepoda*)

Tento řád se dělí na 3 podřády, kterými jsou Buchanky (*Cyclopida*), Plazivky (*Herpacticoida*) a Vznášivky (*Calanoida*) (Přikryl, 1996) Největší rozvoj klanonožci zaznamenávají na jaře, kdy se uplatňují ve výživě ryb (Špaček a kol., 1980). Většinou se jedná o všežravé druhy, jejichž potravu tvoří bakterie, prvoci, řasy a některé druhy mohou být i kanibalové (Williamson, 2009). Někteří jedinci preferují dravý způsob života a mohou poškozovat čerstvě vykulený plůdek ryb. (Špaček a kol., 1980).

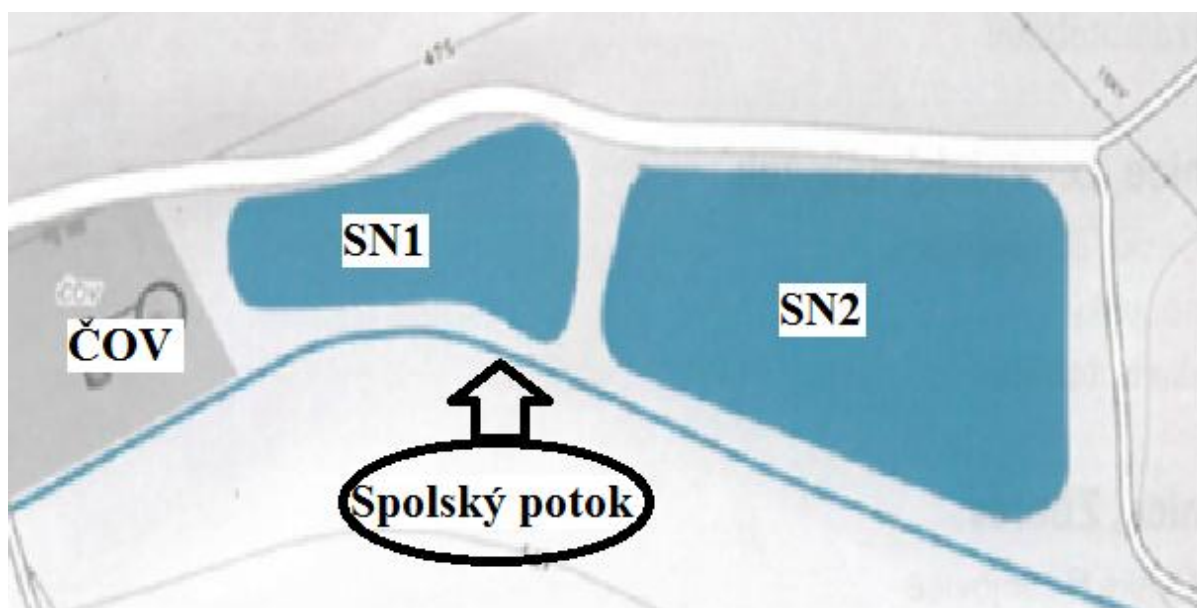
2.11.3. Vířníci (*Rotatoria*)

V podmínkách našich vod se vyskytují většinou rody *Asplanchna*, *Polyarthra*, *Brachionus*, *Hexarthra*, *Filina*, *Keratella*, *Trichocerca* aj. (Hartman a kol., 2005).

Vířníci mají zásadní význam jako první potrava plůdku ryb (Špaček a kol., 1980). Charakteristickým orgánem vířníků je vířivý orgán v přední části těla a svalnaté žvykadlo se složitou kutikulární výzbrojí. Planktonní druhy jsou schopny plynulého pohybu za pomoci již zmíněného vířivého orgánu, který využívají i k přihánění potravy k ústnímu otvoru. Většina druhů vířníků se živí řasami a částicemi detritu, které jsou menší než 10 μm . Vířníci jsou nároční na obsah kyslíku ve vodě, a proto jejich přítomnost současně indikuje dobré kyslíkové poměry (Hartman a kol., 1998).

3. Metodika

V sledovaném období měla obec Ledenice 1782 obyvatel, z tohoto počtu jich bylo na stokovou síť napojeno 1675. Podle hydrologických údajů ČOV odpovídá vyprodukované znečištění hodnotě 763 ekvivalentních obyvatel. Kanalizace o délce 11,76 km disponuje deseti odlehčovacími komorami pro odloučení dešťové vody. Podstatou čistícího procesu je mechanické předčištění, za nímž následuje biologické čištění aerobní směsnou kulturou mikroorganismů na skráceném biofiltru s náplní z plastových bloků. Z ČOV odtéká voda přes Parshallův žlab, který měří průtok vody (viz Příloha 1). Dočištění vod se uskutečňuje ve dvou za sebou jdoucích stabilizačních nádržích – SN1 (objem 4500 m³, plocha 4100 m² s aerací) a SN2 (objem 11800 m³, plocha 10300 m²). Ze stabilizačních nádrží odtéká voda do recipientu - Spolského potoka. (viz Obrázek 1.)



Obrázek 1: ČOV Ledenice se stabilizačními nádržemi, obtékanými Spolským potokem

V sledovaném období od 27. 5. 2014 vč. do 4. 11. 2014 vč. (tedy za 162 dní) proteklo druhou stabilizační nádrž 71447 m³. Na základě údajů o průtocích SN2 poskytnutých ČEVAK a.s. byla vypočítána doba zdržení 26,75 dne (objem stabilizační nádrže 11800 m³ dělený podílem {Q 71447 m³ / 162 dní}). V intervalech 28 dní byly odebrány na přítoku a odtoku SN2 bodové vzorky, které byly dále analyzovány v laboratoři ČOV České Budějovice – Hrdějovice. V laboratoři se stanovoval celkový fosfor (TP), celkový dusík (TN), biologická spotřeba kyslíku (BSK₅), chemická

spotřeba kyslíku (CHSK_{Cr}) a nerozpuštěné látky (NL_{105}). Na místě bylo sledováno pH, teplota (u hladiny a u dna), obsah O_2 (u hladiny a u dna), $\text{KNK}_{4,5}$ a průhlednost. Pro terénní měření byl využíván přenosný paralelní analyzátor (Hach-Lange), kterým se stanovovala teplota vody, obsah rozpuštěného kyslíku vč. nasycení O_2 v % a pH. $\text{KNK}_{4,5}$ vody bylo stanovováno titrací na metyloranž do bodu ekvivalence 4,5 pH pomocí 0,1 M HCl. Průhlednost byla měřena Secchiho deskou. Zooplankton byl odebírán tahem planktonní sítky o velikosti ok 100 μm . Výsledky obsahu organických a znečišťujících látek (TP, TN, BSK_5 , CHSK_{Cr} a NL_{105}) byly vztaženy k průtokům uvedeným v dokumentaci ČEVAK, a.s. podle jednotlivých měsíců za rok 2014. Ze zatížení přítoku a odtoku byla vypočítána bilance živin a jejich zadržení kumulativně za období sledování 162 dnů. Výsledky zahrnují i hodnocení bilance živin se zaměřením na hlavní znečišťující nutrienty, kterými jsou (total) fosfor (dále jen TP) a (total) dusík (dále jen TN) včetně jeho konverze přirozenou potravou do biomasy přírůstku ryb. Obsah TP a TN ve vzorcích ryb byl stanoven po homogenizaci v syrové hmotě kaprů akreditovanou Chemickou a mikrobiologickou laboratoří Ing. Josefa Němce, U Ovčina 53, Nový Dvůr, 39701 Písek. Na přírůstek ryb měla vliv výhradně přirozená potrava.

3.1. Postupy stanovení jednotlivých měřených parametrů a jejich normy

Stanovení celkového fosforu (TP) - ČSN EN ISO 6878

Fosforečnanové ionty reagují v kyselém roztoku v přítomnosti iontů molybdenanu a antimonu za vzniku antimon-fosforečnanového komplexu. Redukcí tohoto komplexu kyselinou askorbovou vzniká intenzivně zbarvený komplex molybdenové modře. Koncentrace přítomných orthofosforečnanů se stanoví po změření absorbance tohoto komplexu při 700 nm. Četné sloučeniny s organicky vázaným fosforem lze převést na orthofosforečnany mineralizací peroxosíranem, polyfosforečnany se převedou na orthofosforečnany hydrolytickým působením kyseliny sírové.

Stanovení celkového dusíku (TN) a amoniaku - ČSN ISO 10048

Oxidované formy dusíkatých sloučenin se redukují Devardovou slitinou. Po odpaření téměř do sucha se veškeré sloučeniny dusíku převedou na síran amonný v přítomnosti koncentrované kyseliny sírové a vysoké koncentrace síranu draselného, který se přidává pro zvýšení bodu varu směsi, v přítomnosti mědi jako katalyzátoru.

Přídavkem zásady se ze směsi uvolní amoniak, který se destiluje a zachytí v předloze do roztoku kyseliny borité s indikátorem. Amonné ionty v destilátu se stanoví titrací odměrným roztokem kyseliny chlorovodíkové

Stanovení BSK-5 - ČSN EN 1899-1

Vzorek rozpuštěné vody se upravuje a ředí různými objemy ředící vody s dostatečnou koncentrací rozpuštěného kyslíku a s inokulem aerobních organismů, nitrifikace se potlačuje. Inkubuje se ve tmě při 20 °C po dobu 5 dní ve zcela naplněné a uzavřené lahvičce. Rozpuštěný kyslík se stanoví před inkubací a po ní použitím kyslíkové sondy. Vypočte se hmotnost kyslíku spotřebovaného 1 litrem vody.

Stanovení CHSK_{Cr} - ČSN ISO 15 705 (75 7521) + Manuál firmy Merck

Vzorky jsou oxidovány za standardních podmínek mineralizací s kyselinou sírovou a dichromanem draselným za přítomnosti síranu stříbrného a síranu rtuťnatého. Stříbro působí jako katalyzátor a pro oxidaci odolnějších organických látek. Rtuť zmenšuje rušivé vlivy působené přítomností chloridů. Oxidovatelné látky přítomné ve vzorku současně redukují část dichromanových iontů na ionty chromité, měří se přírůstek chromitých iontů při vlnové délce 600 ± 20 nm. Při stanovení CHSK $<150 \text{ mg.l}^{-1}$ se měří úbytek dichromanových iontů při 440 ± 20 nm.

Nerozpuštěné látky (NL₁₀₅) - ČSN EN 872

Vzorek vody se za podtlaku nechává protéct filtrem ze skleněných vláken. Filtr se vysuší při 105 °C a hmotnost látek na něm zadržovaných je stanovena vážením.

3.2. Výsledky

Tabulka 1: Celkové zatížení přitékající do SN 2 a odtékající po zdržení v SN 2 do Spolského potoka

Datum rok 2014	TP mg.l ⁻¹		TN mg.l ⁻¹		BSK ₅ mg.l ⁻¹		CHSK _{Cr} mg.l ⁻¹		NL ₁₀₅ mg.l ⁻¹		NH ₄ -N mg.l ⁻¹		Pozn.
	do SN2	ze SN2	do SN2	ze SN2	do SN2	ze SN2	do SN2	ze SN2	do SN2	ze SN2	do SN2	ze SN2	
27.5.	2,5	2,2	17	12	17	23	105	69	54	8	12	5,9	nefiltr.
17.6.	5,4	4,7	26	20	14	36	111	118	55	10 ⁺	20	13	nefiltr.
		4,1		14		4		45					filtr.
15.7.	6,9	5,1	24	17	19	15	64	65	22	42	20	14	nefiltr.
	6	4		14	<3	<3	34	34					filtr.
12.8.	4,4	2,6	18	11	9	12	41	66	12	69	14	4,9	nefiltr.
	4,2		17		<3		40						filtr.
9.9.	2,1	2,1	15	10	5	24	47	95	12	68	9,3	2,7	nefiltr.
	2,0	0,7	15	7,8	<3	<3	43	33			9,2	2,3	filtr.

V sledovaném období zadržovala druhá stabilizační nádrž 19 % přitékajícího celkového fosforu (TP) (viz Tabulka 2), 31 % přitékajícího celkového dusíku (TN) (viz Tabulka 3) a dokonce 52 % přitékajícího NH₄-N (viz Tabulka 4). Část z těchto živin byla využita k přírůstku ryb (viz Tabulka 8). Zatížení organickými a nerozpuštěnými látkami se po zdržení ve stabilizační nádrži zvýšilo (viz Tabulka 5,6,7). Vysoké hodnoty BSK₅ jsou zaznamenány v období rozvinuté primární produkce v úvodu a v závěru vegetační sezóny (viz Tabulka 5), tato období jsou současně provázena nízkou průhledností vody (viz Tabulka 9). V období rozvoje hrubého zooplanktonu jsou hodnoty BSK₅ nižší a ve filtrovaných vzorcích jsou dokonce nižší než 3 mg.l⁻¹ (od 2.7. do 12.8.2014). Obdobně je tomu i u CHSK_{Cr} zejména v úvodu a v závěru vegetační sezóny (září) (viz Tabulka 6). Hodnoty NL₁₀₅ vzrůstaly již od 16.7. a zejména pak 13.8. až do závěru vegetační periody (viz Tabulka 7), v tomto období byla zaznamenána i nižší průhlednost (30 cm i méně).

3.3. Bilance živin

Na základě údajů o průtocích SN2 poskytnutých ČEVAK a.s. byl spočten přítok zatížení v jednotlivých etapách sledování. Z výše uvedeného Q (71 447 m³) za dobu sledování a objemu SN2 11800 m³ je doba zdržení 26,76 dne. (11800/(71447:162))

Tabulka 2 Zatížení SN2 celkovým fosforem (TP) a jeho zadržení (nefiltrované vzorky)

Sledované období	dny	Q m ³ za Období	TP přítok		TP odtok		TP zadržení v SN2 (g)
			(g.m ⁻³)	za období (g)	(g.m ⁻³)	za období (g)	
27.5. - 17.6.2014	22	8 999	2,5	22 498	2,2	19 798	2 700
18.6. - 15.7.2014	28	9 766	5,4	52 736	4,7	45 900	6 836
16.7. - 12.8.2014	28	9 804	6,9	67 647	5,1	50 000	17 647
13.8. - 9.9. 2014	28	12 478	4,4	54 903	2,6	32 443	22 460
10.9. - 4.11.2014	56	30 430	2,1	63 903	2,1	63 903	0
Σ	162	71 447	prům. váž. 3,66g.m⁻³	261 687	prům.váž. 2,968g.m⁻³	212 044	49 643

Průměrné zatížení TP přítoku: 261 687 g TP / Q 71 447 m³ = **prům. 3,66 g.m⁻³**

Průměrné zatížení TP odtoku: 212 044 g TP / Q 71 447 m³ = **prům. 2,97 g.m⁻³**

Parametry přítoku a odtoku mají tendenci postupného růstu do 16.7. až 12.8. 2014 (6,9 mg.l⁻¹), následně klesají na téměř identické hodnoty, na kterých započali 27.5. až 17.6.2014 (viz Tabulka 2). Naměřené hodnoty přítoku jsou vždy vyšší než hodnoty odtoku.

Tabulka 3 Zatížení SN2 celkovým dusíkem (TN) a jeho zadržení (nefiltrované vzorky)

Sledované období	dny	Q m ³ za období	TN přítok		TN odtok		TN zadržení v SN 2 (g)
			(g.m ⁻³)	(g)	(g.m ⁻³)	(g)	
27.5. - 17.6.2014	22	8 999	17	152 983	12	107 988	44 995
18.6. - 15.7.2014	28	9 766	26	253 916	20	195 320	58 596
16.7. - 12.8.2014	28	9 804	24	235 296	17	166 668	68 628
13.8. - 9.9. 2014	28	12 478	18	224 604	11	137 258	87 346
10.9. - 4.11.2014	56	30 430	15	456 450	10	304 300	152 150
Σ	162	71 447	prům.váž. 18,5 g.m⁻³	1 323 249	prům.váž. 12,76 g.m⁻³	911 534	411 715

Průměrné zatížení TN přítoku: $1\,323\,249 \text{ g TN} / Q\,71\,447 \text{ m}^3 = \text{prům. } 18,5 \text{ g.m}^{-3}$

Průměrné zatížení TN odtoku: $911\,534 \text{ g TN} / Q\,71\,447 \text{ m}^3 = \text{prům. } 12,76 \text{ g.m}^{-3}$

Hodnoty TN dosahují vrcholu 18.6. až 15.7.2014 (26 mg.l⁻¹). V tomto období jsou hodnoty signifikantně vyšší oproti předchozímu období 27.5. až 17.6.2014. V následujícím období hodnoty postupně klesají až do konce vegetačního období. Hodnoty na přítoku jsou ve všech případech vyšší než hodnoty na odtoku.

Tabulka 4 Zatížení SN2 amoniakálním dusíkem (NH₄⁺-N) a jeho zadržení (nefiltrované vzorky)

Sledované období	Počet dnů	Q m ³ za období	NH ₄ ⁺ -N přítok		NH ₄ ⁺ -N odtok		NH ₄ ⁺ -N zadržení v SN 2 (g)
			(g.m ⁻³)	(g)	(g.m ⁻³)	(g)	
27.5. - 17.6.2014	22	8 999	12	107 988	5,9	53094	54 894
18.6. - 15.7.2014	28	9 766	20	195 320	13	126958	68 362
16.7. - 12.8.2014	28	9 804	20	196 080	14	137256	58 824
13.8. - 9.9. 2014	28	12 478	14	174 692	4,9	61142	113 550
10.9. - 4.11.2014	56	30 430	9,3	282 999	2,7	82161	200 838
Σ	162	71 447	váž. prům. 13,4 g.m⁻³	957 079	váž. prům. 6,45 g.m⁻³	460 611	496 468

Průměrné zatížení NH₄⁺-N přítoku: $957\,079 \text{ g NH}_4\text{-N} / Q\,71\,447 \text{ m}^3 = \text{prům. } 13,4 \text{ g.m}^{-3}$

Průměrné zatížení NH₄⁺-N odtoku: $460\,611 \text{ g NH}_4\text{-N} / Q\,71\,447 \text{ m}^3 = \text{prům. } 6,45 \text{ g.m}^{-3}$

Hodnoty amoniakálního dusíku jsou výrazně vyšší v druhém (18.6. až 15.7.2014) a třetím (16.7. - 12.8.2014) období, kdy dosahují hodnoty na přítoku 20 mg.l⁻¹. Na odtoku 18.6. až 15.7.2014 dosahuje amoniakální dusík hodnoty 13 mg.l⁻¹ a 16.7. až 12.8.2014 dosahuje 14 mg.l⁻¹. Po tomto vrcholném období hodnoty amoniakálního dusíku postupně klesají až do konce vegetačního období. Hodnoty na přítoku výrazně převyšují hodnoty na odtoku.

Tabulka 5 Zatížení SN2 biochemickou spotřebou kyslíku BSK₅ (nefiltrované vzorky)

Sledované Období	Počet dnů	Q m ³ za období	BSK ₅ přítok		BSK ₅ odtok		BSK ₅ rozdíl přítok vz. odtok SN 2 (g)
			(g.m ⁻³)	(g)	(g.m ⁻³)	(g)	
27.5. - 17.6.2014	22	8 999	17	152 983	23	206 977	+53 994
18.6. - 15.7.2014	28	9 766	14	136 724	36 (4) ⁺	351 576	+214 852
16.7. - 12.8.2014	28	9 804	19	186 276	15 (<3) ⁺	147 060	-39 216
13.8. - 9.9. 2014	28	12 478	9	112 302	12	149 736	+37 434
10.9. - 4.11.2014	56	30 430	5	152 150	24 (<3) ⁺	730 320	+578 170
Σ	162	71 447	váž.prům. 10,36 g.m⁻³	740 435	váž.prům. 22,2 g.m⁻³	1 585 669	+845 234

⁺ údaje v závorkách jsou z filtrovaných vzorků,

Průměrné zatížení BSK₅ přítoku: 740 435 g BSK₅ / Q 71 447 m³ = **prům. 10,36 g.m⁻³**

Průměrné zatížení BSK₅ odtoku: 1 585 435 g BSK₅ / Q 71 447 m³ = **prům. 22,2 g.m⁻³**

Na přítoku dosahují hodnoty vrcholu 16.7. až 12.8.2014 (19 mg.l⁻¹) a na odtoku 18.6. až 15.7.2014 (36 mg.l⁻¹). V průběhu celého měřeného období hodnoty kolísají a není v nich možno určit jednoznačný trend. Nejnižších hodnot na přítoku dosahuje hodnota BSK₅ 10.9. až 4.11.2014 (5 mg.l⁻¹) a na odtoku 13.8. - 9.9. 2014 (12 mg.l⁻¹). U filtrovaných vzorků jsou hodnoty BSK₅ výrazně nižší než u nefiltrovaných vzorků. BSK₅ má ve všech případech negativní bilanci, v odtoku jsou tedy hodnoty vždy vyšší než v přítoku.

Tabulka 6 Zatížení SN2 chemickou spotřebou kyslíku $CHSK_{Cr}$ (nefiltrované vzorky)

Sledované Období	Počet dnů	Q m ³ za období	CHSK _{Cr} přítok		CHSK _{Cr} odtok		CHSK _{Cr} rozdíl přítok vz. Odtok SN 2 (g)
			(g.m ⁻³)	(g)	(g.m ⁻³)	(g)	
27.5. - 17.6.2014	22	8 999	105	944 895	69	620 931	-323 964
18.6. - 15.7.2014	28	9 766	111	1 084 026	118 (45) ⁺	1 152 388	+68 362
16.7. - 12.8.2014	28	9 804	64	627 456	65 (34) ⁺	637 260	+9 804
13.8. - 9.9. 2014	28	12 478	41	511 598	66	823 548	+311 950
10.9. - 4.11.2014	56	30 430	47	1 430 210	95 (33) ⁺	2 890 850	+1 460 640
Σ	162	71 447	váž. prům. 64,36 g.m⁻³	4 598 185	váž. prům. 85,73 g.m⁻³	6 124 977	1 526 792

Průměrné zatížení $CHSK_5$ přítoku: $4\,598\,185\text{ CHSK}_{Cr}\text{ g} / Q\,71\,447\text{ m}^3 =$
prům. 64,36 g.m⁻³

Průměrné zatížení $CHSK_5$ odtoku: $6\,124\,977\text{ CHSK}_{Cr}\text{ g} / Q\,71\,447\text{ m}^3 =$
prům. 85,73 g.m⁻³

⁺ hodnoty v závorkách platí pro filtrované vzorky.

U přítoku dosahuje $CHSK_{Cr}$ nejvyšších hodnot hned v prvním období 27.5. - 17.6.2014 (105 mg.l⁻¹) a druhém období 18.6. - 15.7.2014 (111 mg.l⁻¹), následně klesá na výrazně nižší hodnoty. U odtoku jsou nejvyšší hodnoty 18.6. - 15.7.2014 (118 mg.l⁻¹). V tomto období hodnoty spíše kolísají mezi 65 až 70 mg.l⁻¹ s výjimkou 10.9. - 4.11.2014 (95 mg.l⁻¹). Filtrované vzorky stejně jako u BSK_5 vykazují výrazně podstatně nižší hodnoty oproti vzorkům nefiltrovaným. Za všechna měřená období s výjimkou 27.5. - 17.6.2014 jsou bilance $CHSK_{Cr}$ negativní.

Tabulka 7 Zatížení SN2 nerozpuštěnými látkami NL105 (nefiltrované vzorky)

Sledované Období	Počet dnů	Q m ³ za období	NL ₁₀₅ přítok		NL ₁₀₅ odtok		NL ₁₀₅ rozdíl přítok vz. odtok období (g)
			(g.m ⁻³)	(g)	(g.m ⁻³)	(g)	
27.5. - 17.6.2014	22	8 999	54	458 946	8	71 992	-386 954
18.6. - 15.7.2014	28	9 766	55	537 130	10	97 660	-439 470
16.7. - 12.8.2014	28	9 804	22	215 688	42	411 768	+196 080
13.8. - 9.9. 2014	28	12 478	12	149 736	69	860 982	+711 246
10.9. - 4.11.2014	56	30 430	12	365 160	68	2 069 240	+1 704 080
Σ	162	71 447	váž. prům. 24,17 g.m ⁻³	1 726 660	váž. prům. 49,15 g.m ⁻³	3 511 642	1 784 982

Průměrné zatížení NL₁₀₅ přítoku: $1\,726\,660 \text{ NL}_{105} \text{ g} / Q\,71\,447 \text{ m}^3 = \text{prům. } 24,17 \text{ g.m}^{-3}$

Průměrné zatížení NL₁₀₅ odtoku: $3\,511\,642 \text{ NL}_{105} \text{ g} / Q\,71\,447 \text{ m}^3 = \text{prům. } 49,15 \text{ g.m}^{-3}$

Na přítoku vykazují hodnoty NL₁₀₅ nejvyšší hodnoty 27.5. až 17.6.2014 (54 mg.l⁻¹) a 18.6. až 15.7.2014 (55 mg.l⁻¹), následně hodnoty klesají až na 12 mg.l⁻¹ (13.8. až 9.9. 2014 a 10.9. až 4.11.2014). Odtok má naopak vzestupný trend, kdy 27.5. až 17.6.2014 je hodnota NL₁₀₅ 8 mg.l⁻¹ a následně stoupá až na 69 mg.l⁻¹ (13.8. až 9.9. 2014) a 68 mg.l⁻¹ (10.9. - 4.11.2014). Na začátku vegetačního období je zaznamenána pozitivní bilance NL₁₀₅, následně je však od 16.7. do 4.11.2014 bilance negativní a celkový poměr NL₁₀₅ na přítoku a na odtoku je negativní.

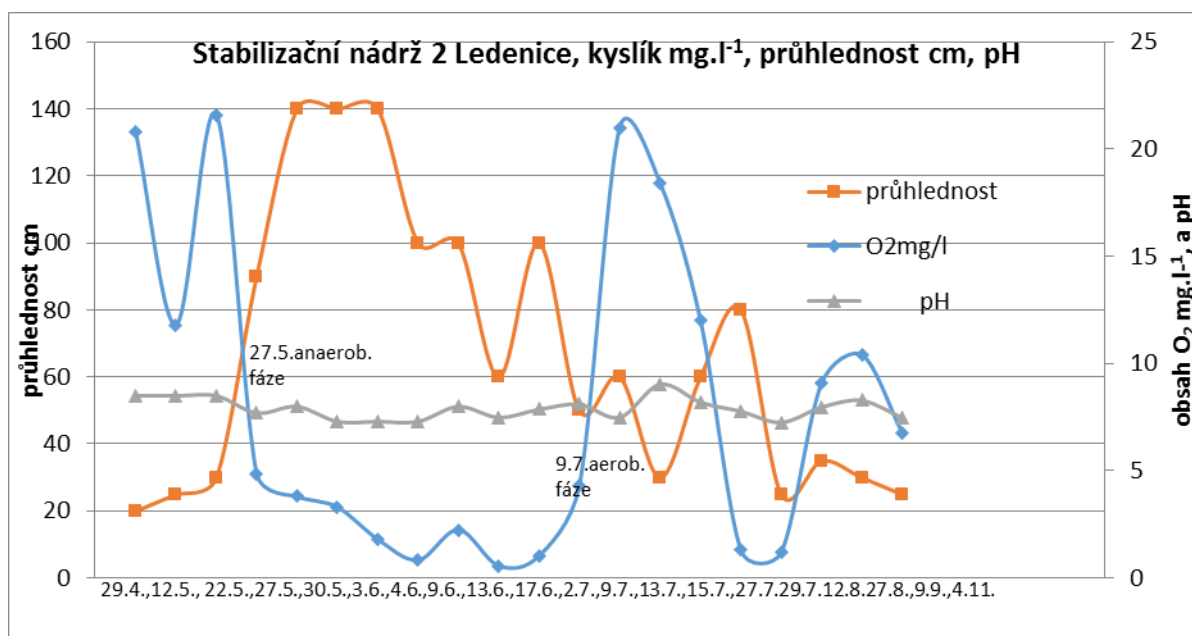
3.3.1. Souhrn výsledků sledování

Tabulka 8 Souhrn výsledků zadržení živin a transformace organických látek ve Stabilizační nádrži 2

Ukazatel	přítok kg	odtok kg	Rozdíl (zadržení) kg	průměr na odtoku mg.l ⁻¹	retence v přírůstku ryb kg	% retence živin přír. ryb ze zadž. Živin
TP	261,69	212,04	+49,65	2,97	8,36	16,8
TN	1323,25	911,53	+411,72	12,76	26,24	6,37
NH ₄ ⁺ -N	957,08	460,61	+496,47	6,45		
BSK ₅	740	1 585	-845	22,2		
CHSK _{Cr}	4 598	6 125	-1527	85,7		
NL ₁₀₅	1 754	3 512	-1758	49,3		

Rozdíl mezi celkovým zatížením přítoku do SN2 a odtoku do Spolského potoka představuje množství zadržených živin jednak v nádrži a také v přírůstku ryb, které byly vytěženy výlovem.

3.4. Parametry měřené na místě



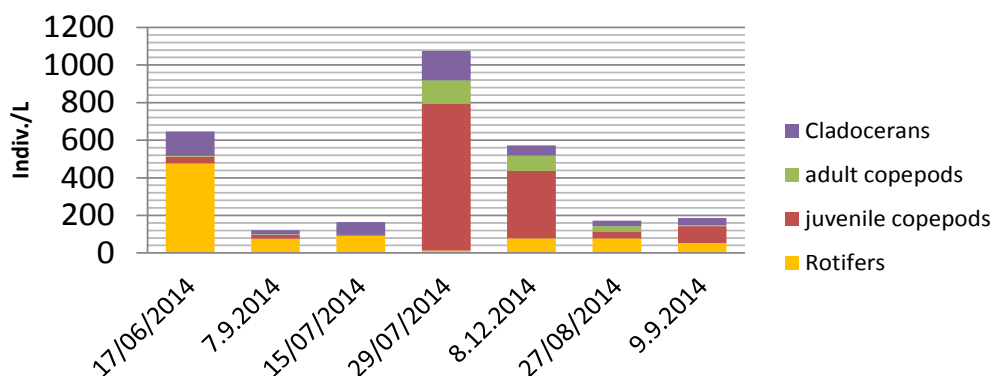
Obrázek 2 Obsah kyslíku v mg.l-1, průhlednost vody v cm a pH ve stabilizační nádrži 2

Tabulka 9 Obsah kyslíku, průhlednost, KNK_{4,5} a pH vody rybníka (SN2) Ledenice

Datum	teplota, °C, pod hladinou	teplota °C, u dna	O ₂ mg/l, pod hladinou	O ₂ mg/l, u dna	nasycení O ₂ %, pod hladinou	nasycení O ₂ %, u dna	průhled. cm	KNK _{4,5} mmol/l	pH
29.4.	15	13	20,8	12,8	221	136	20	3,5	8,5
12.5.	15	13	11,8	7,7	120	77	27	3,8	8,5
26.5.	20	17	19,2	3,6	212	37	32	3,2	8
5.6.	23	19	0,96	0,3	11	4	110	2,5	8
15.6.	22	20	1,5	1,8	17	21	90	4	7,5
26.6.	18	18	1,2	1,5	13	16	100	5	8
4.7.	22	21	0,6	0,5	7	6	120	5,2	7,5
13.7.	23	21	21	2,4	280	28	60	4,8	7,5
27.7.	25	23	12	3	155	40	60	3,7	8
13.8.	24	22	15	4,3	195	51	60	3,6	8
28.8.	22	18	33,9	7,8	403	86	60	3,4	8,5
3.9.	22	18	31	8	369	88	50	3,4	8
9.9.	21	18	29,6	9	344	100	40	3,5	8,5
20.9.	18	15	19,7	7	209	70	40	3,4	8
8.10.	13	10	10,8	7,8	98	70	40	3,4	7,5
27.10.	7	4	12,6	9,8	106	75	40	3,5	8

Nasycení vody kyslíkem bylo v různých lokalitách rozdílné a jeho všeobecně nízké hodnoty přetrvávaly od konce května až do začátku července. S tímto stavem souvisela i vysoká průhlednost vody a vyrovnané hodnoty pH (viz Obrázek 2 a Tabulka 9). V období rozvoje fytoplanktonu dochází naopak k přesycení kyslíkem, snížení průhlednosti a zvýšení hodnot pH.

3.4.1. Zooplankton



Obrázek 3 Abundance planktonních organizmů v rybníku během sledování

Na začátku vegetačního období byl zaznamenán velký rozvoj zooplanktonu, zejména pak vířníků. Následoval úbytek zooplanktonu s tím, že 29.7.2014 byl zaznamenán enormní nárůst zooplanktonu, zejména juvenilních stádií klanonožců. Množství se od tohoto období postupně snižovalo až na hodnoty 180 Indiv./L (27.8.2014) a 190 Indiv./L (9.9.2014).

3.5. Výsledky chovu ryb

Tabulka 10: Přehled o nasazení a výlovu stabilizační nádrže

Obsádka					Výlov (5.11.2014)				Přírůstek
Datum r.2014	druh	ks	hmotn. celk. kg	hmotn. Ø g/ks	druh	ks	Hmotn. kg	Hm. +Ø g/ks	Přír. celk. kg
22.5.	K ₂₊	1180	95	80,5	K _{2,3}	2321	1007,22	0,43	862,22
	Ab ₂₊	40	2	50	Ab ₃	34	33	0,97	31,0
	Bu ₂₊	60	3	50	Bu ₃	56	42,5	0,76	39,5
4.6.	Ca _r	1000		3 cm	Ca ₁	0			0
19.6.	K ₁₊	2000	50	25	-	-	-	-	-
Celk.			150				1082,72		932,72

933 kg

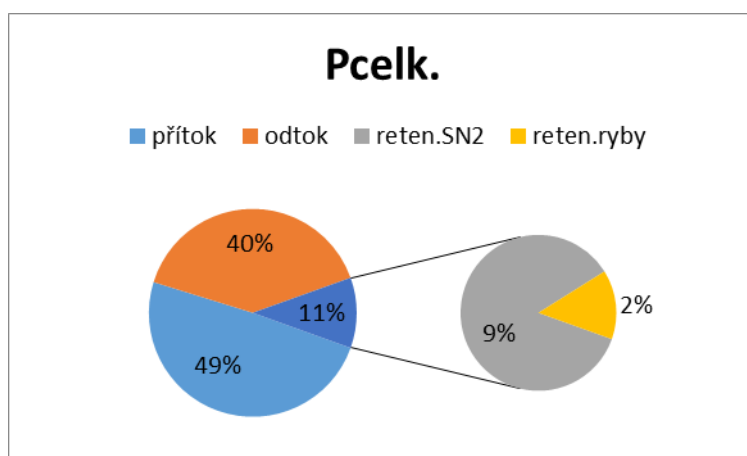
Přírůstek ryb na 1 ha v kg = $\frac{933 \text{ kg}}{10300 \text{ m}^2} = 907 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$

10300 m² (vodní výměra SN2)

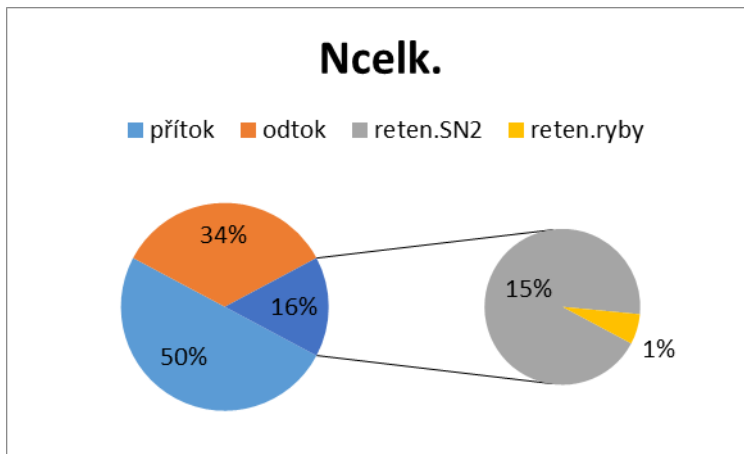
Extenzivní chov ryb byl zaměřen na nižší ročníky kapra (*Cyprinus carpio*) (K₁ + plůdek a K₂ + lehká násada kapra), amura bílého (*Ctenopharyngodon idella*) (Ab₂), buffala maloústého (*Ictiobus bubalus*) (Bu₂) a ročka candáta (*Sander lucioperca*) (Ca₁) (viz Tabulka 10). Produkce ryb dosahovala hodnot pro intenzivní chovy ryb. Mortalita kapra (*Cyprinus carpio*) byla mírně vyšší (27%), mortalita candáta (*Sander lucioperca*) byla 100 %. Mortalita ostatních ryb byla v rámci normativních ztrát.

Retence TP = výlov 1082,72 kg * 8,54⁺ g TP.kg⁻¹ - obsádka 150 kg * 5,9⁺ g TP.kg⁻¹ = 9246,43 g TP výlovem – 885 g TP obsádkou = **8 361,43 g TP v přírůstku ryb.**

Retence TN = výlov 1082,72 kg * 27,73⁺ g TN.kg⁻¹ – obsádka 150 kg * 25,2 g TN.kg⁻¹ = 30024 TN výlovem – 3780 g TN obsádkou = **26 244 g TN v přírůstku ryb.**



Obrázek 4 Bilance zadržení a odtoku nutrientu P (TP) ve stabilizační nádrži ve vztahu k jeho přítoku



Obrázek 5 Bilance zadržení a odtoku nutrientu N (TN) ve stabilizační nádrži ve vztahu k jeho přítoku

Z dodaného TP přítokem bylo využito k přírůstku ryb 2 %. Ze zadrženého množství TP v SN2 se konverzovalo v rybách 25 %. U TN představuje retence v rybách z dodaného TN přítokem pouhé 1 %, ze zadrženého TN činí konverze v rybách 6,7 % (viz Obrázek 3).

4. Diskuze

Do sledované nádrže jsou zaústěny vody odtékající z předchozí stabilizační nádrže SN1 (viz Obrázek 1) a dešťové vody přepadající v období zvýšených přítoků z čerpací jámky do obtoku ČOV Ledenice. Proto při zvýšeném množství srážek mohly hodnoty některých parametrů vody přitékající do SN2 narůstat.

Celkový fosfor (TP) zahrnuje rozpuštěný a nerozpuštěný fosfor v organické a anorganické podobě (Pitter, 2009). Od začátku měření nám celkový fosfor (TP) stoupal do nejvyšších hodnot, které byly zaznamenány 17.6. (na přítoku $5,4 \text{ mg.l}^{-1}$ a na odtoku $4,8 \text{ mg.l}^{-1}$) a 15.7. (na přítoku $6,9 \text{ mg.l}^{-1}$ a na odtoku $5,1 \text{ mg.l}^{-1}$). Poté došlo k jejich postupnému poklesu, který setrval až do konce měřeného období (viz Tabulka 1). U Baxy a kol. (2013), který se zabýval měřením fyzikálně-chemických parametrů reprezentativních rybníků vybraných Rybářstvím Třeboň a.s., kolísaly hodnoty (TP) do 1.6. okolo $0,2 \text{ mg.l}^{-1}$, následně 1.7. vystoupal celkový fosfor na $0,3 \text{ mg.l}^{-1}$, na kterých hodnoty setrvaly až do konce sezóny (1.10. 2012). V práci Ševčíkové a kol. (2010), která se zabývala měřením fyzikálně-chemických parametrů před a za mechanicko-biologickou čistírnou odpadních vod v roce 2009, se koncentrace celkového fosforu (TP), blíží námi naměřeným hodnotám, avšak těchto hodnot stále nedosahuje. Z výše uvedených informací je zřejmé, že koncentrace fosforu ve stabilizační nádrži (SN2) je řádově vyšší, než průměrná koncentrace reprezentačních rybníků Baxy a kol. (2013) a je blíže hodnotám odpadních vod uvedených v práci Ševčíkové a kol. (2010). Vysoké koncentrace celkového fosforu mohly být způsobeny sníženou koncentrací kyslíku u dna (viz Tabulka 9) a následnou redukcí trojmocných oxidů na dvojmocné rozpustné formy, které se uvolňují do roztoku (Spurný a kol., 2015). Tím, že v tomto období byla navíc v nádrži poměrně vyrovnaná teplota vody u dna a pod hladinou (viz Tabulka 9), byla umožněna cirkulace celkového fosforu (TP) do epilimnionu, kde byl konverzován v biomase nejen planktonních organismů, ale i ryb, které zadržely v přírůstku $8361,43 \text{ g TP}$ odpovídající 25 % ze zadrženého množství celkového fosforu (TP). Následné snižování koncentrace fosforu mohlo být zaviněno jeho usazováním (při dostatku kyslíku) v dnových sedimentech (Spurný a kol., 2015). Nejvyšší přípustná roční průměrná hodnota

povrchových vod $0,15 \text{ mg.l}^{-1}$ (TP) stanovena dle nařízení vlády č. 401/2015 Sb. zde byla po celé období i několikanásobně překračována, nicméně je třeba brát v úvahu, že hodnoty pro rybníční vody stabilizačních nádrží nejsou v zákoně jednoznačně definovány.

Dusík patří spolu s fosforem a uhlíkem mezi významné biogenní prvky vod. Sloučeniny dusíku se uplatňují při všech biologických procesech probíhajících v povrchových, podzemních i odpadních vodách (Kopp, 2015). Hartman a kol. (1998) uvádějí, že množství dusíku v průběhu roku kolísá z důvodu jeho vstupu do produkčních procesů v biologicky oživené vodě. V našem případě byla zaznamenána vzrůstající tendence celkového dusíku do 17.6. (na přítoku 26 mg.l^{-1} a na odtoku 20 mg.l^{-1}) a 15.7. (na přítoku 24 mg.l^{-1} a na odtoku 17 mg.l^{-1}), kdy byly zaznamenány nejvyšší hodnoty a následný postupný pokles až do konce měřeného období. Naše výsledky se výrazně lišily od práce Baxy a kol. (2013), u které množství celkového dusíku kolísalo mezi hodnotami (TN) 2 až $2,5 \text{ mg.l}^{-1}$ do 1.7. 2012 a od tohoto datumu celkový dusík postupně vzrůstal téměř do hodnoty $3,5 \text{ mg.l}^{-1}$. Podobné výsledky jako u Baxy a kol. (2013) měla i měření z práce Baxa a kol. (2014), ve které se autoři zabývali měřením fyzikálně-chemických parametrů produkčních rybníků. Naše výsledky se tedy podstatně lišily od výsledků této práce. Vysoké hodnoty koncentrací celkového dusíku (TN) mohly být způsobeny konverzí dusíku v biomase (především zooplanktonu a fytoplanktonu) a také tím, že teplota u dna a pod hladinou byla 17.6. a 15.7. téměř vyrovnaná (viz tabulka 9), což mohlo umožnit snadnou cirkulaci dusíkatých látek z dnových sedimentů a následnou konverzi do biomasy. Konverze dusíkatých látek neprobíhala pouze do planktonních organismů, ale také do společenstva ryb, které zadrželo za celé období 26244 g TN v přírůstku, což je asi 6,7 % z celkového zadrženého dusíku (TN). Postupné snižování množství dusíkatých látek od 15.7. může být způsobeno postupnou sedimentací organických a anorganických látek obsahujících dusík. Nejvyšší přípustná hodnota dle nařízení vlády č. 401/2015 Sb. stanovená na 6 mg.l^{-1} (TN) pro povrchové vody zde byla po celé období i několikanásobně překračována, nicméně je třeba brát v úvahu, že hodnoty pro rybníční vody stabilizačních nádrží nejsou v zákoně jednoznačně definovány.

Amoniakální dusík se vyskytuje téměř ve všech typech vod. Čisté povrchové vody obsahují obvykle jen stopy amoniaku, maximálně desetinu mg.l^{-1} ,

avšak ve znečištěných vodách jeho koncentrace dosahují i desítek mg.l^{-1} (Spurný a kol., 2015). Námi zjištěné koncentrace dosahovaly v nádrži 17.6. a 15.7. hodnot až 20 mg.l^{-1} na přítoku a na odtoku 17.6. 13 mg.l^{-1} a 15.7. 14 mg.l^{-1} (N-NH_4^+). Dle Pittera (2009) jsou obecně požadované koncentrace amoniakálního dusíku (N-NH_4^+) v povrchových vodách $0,5 \text{ mg.l}^{-1}$, pro kaprové a lososové vody jsou tyto hodnoty dokonce $0,03 \text{ mg.l}^{-1}$ (N-NH_4^+). Nejvyšší přípustná hodnota (N-NH_4^+) dle nařízení vlády č. 401/2015 Sb. je pro obecné požadavky vod $0,23 \text{ mg.l}^{-1}$ (N-NH_4^+) a pro kaprové vody $0,16 \text{ mg.l}^{-1}$ (N-NH_4^+). Pro odpadní vody je však v tomto nařízení průměrná hodnota 20 mg.l^{-1} a maximální hodnota 40 mg.l^{-1} . Hodnoty v SN2 dosahovaly nejvýše průměrných hodnot pro vypouštění odpadních vod tedy 20 mg.l^{-1} (dle nařízení vlády č. 401/2015 Sb). V bakalářské práci Krejčího (2015), která se zabývala vlivem intenzity rybářského hospodaření na kvalitu vody v rybnících, se žádná z hodnot nepřibližuje námi naměřeným hodnotám. V práci Ševčíkové a kol. (2010) se naměřené hodnoty (N-NH_4^+) přibližují námi zjištěným hodnotám více, ačkoliv jich stále nedosahují. Z výše uvedeného vyplývá, že koncentrace amoniaku byly ve srovnání s doporučenými a zákonem danými hodnotami pro povrchové vody řádově překročeny, hodnoty vykazují spíše charakter odpadních vod a blíží se hodnotám naměřeným Ševčíkovou a kol. (2010) a hodnotám pro vypouštění odpadních vod uvedeným v nařízení vlády č. 401/2015 Sb I za těchto podmínek byl však umožněn značný přírůstek ryb, což poukazuje na možnou nesprávnost limitních hodnot, nebo na to, že ryby mohly přežívat v částech nádrže, kde koncentrace amoniaku (N-NH_4^+) nebyly tak vysoké. Svobodová a kol., (1987) uvádí, že toxicitu amoniaku ovlivňuje do značné míry koncentrace kyslíku ve vodě, nicméně v období, kdy byly koncentrace amoniaku nejvyšší, byla koncentrace kyslíku ve vodě nízká, tento faktor tedy nelze brát v úvahu. Amoniakální dusík vzniká ve vodě jako primární produkt rozkladu organických dusíkatých látek živočišného a rostlinného původu (Kopp, 2015) nebo jako konečný produkt dusíkatého metabolismu kostnatých ryb (Altinok a Grizzle, 2004). Jelikož se stabilizační nádrž nachází za ČOV Ledenice, která je primárním zdrojem znečištění, je zde velká pravděpodobnost, že vysoké koncentrace amoniaku (N-NH_4^+) pochází právě z ní. Dalším možným zdrojem může být však i rozklad organických dusíkatých látek živočišného nebo rostlinného původu (Kopp, 2015). Podle zaznamenaných výsledků zadržela SN2 dokonce 52 % z přitékajícího amoniaku (N-NH_4^+). Velké zadržení amoniaku (N-NH_4^+) mohlo být

zapříčiněno nitrifikací, tedy přeměnou amoniaku (N-NH_4^+) na dusičnany (NO_3^-) za přístupu kyslíku.

Vysoké hodnoty BSK_5 jsou zaznamenány v období rozvoje hrubého zooplanktonu (viz Tabulka 1). Dle nařízení vlády č. 401/2015 Sb. je pro aglomeraci s 500 – 2000 EO (ekvivalentními obyvateli) přípustná hodnota BSK_5 pro vypouštění odpadních vod 30 mg.l^{-1} a jeho maximální přípustná hodnota je 60 mg.l^{-1} . V našem případě byla hodnota přípustného znečištění překročena pouze jednou, a to na odtoku ze SN2 dne 17.6. (36 mg.l^{-1}) v nefiltrovaném vzorku (viz Tabulka 1). Roční průměrný limit pro povrchové vody uvedený v nařízení vlády č. 401/2015 Sb. ($2,7 \text{ mg.l}^{-1}$) zde však překročen byl a to ve všech případech i několikanásobně. V porovnání s prací Ševčíkové a kol. (2010) byly námi naměřené hodnoty signifikantně vyšší.

Hodnota CHSK_{Cr} charakterizuje znečištění organicky rozložitelnými i nerozložitelnými látkami (Pitter, 2009). Nejvyšší hodnoty mělo CHSK_{Cr} podobně jako BSK_5 v období rozvoje hrubého zooplanktonu. V nařízení vlády č. 401/2015 Sb. jsou limitní hodnoty pro vypouštění odpadních vod v aglomeraci 500-2000 (EO) pro CHSK_{Cr} 125 mg.l^{-1} a maximální limitní hodnotou je 180 mg.l^{-1} (CHSK_{Cr}). V ani jednom případě nebyla limitní hodnota překročena, nejvyšších hodnot dosahovalo CHSK_{Cr} 17.6. (118 mg.l^{-1} na výtok z SN2). Pro povrchové vody je v nařízení vlády č. 401/2015 Sb. uvedena průměrná roční limitní hodnota CHSK_{Cr} $5,9 \text{ mg.l}^{-1}$. Tato hodnota byla opět ve všech případech překročena. V porovnání s výsledky bakalářské práce Krejčího (2015) byly námi naměřené výsledky pro CHSK_{Cr} signifikantně vyšší a hodnoty se opět přibližovaly spíše hodnotám v práci Ševčíkové a kol. (2010), dosahovaly však vyšších hodnot.

Nerozpuštěné látky (NL) jsou látky odstranitelné filtrací nebo odstředěním za specifických podmínek (Valentová, 2012). Obsah nerozpuštěných látek nás informuje o sumě organických i anorganických látek, které jsou suspendované ve vodě (Heteša a Kočková, 1997). V nařízení vlády č. 401/2015 Sb. jsou limitní hodnoty pro vypouštění odpadních vod v aglomeraci 500-2000 (EO) pro nerozpuštěné látky (NL) 40 mg.l^{-1} a maximální přípustnou hodnotou je 70 mg.l^{-1} . V naší práci byla několikrát překročena pouze limitní hodnota dle nařízení vlády č. 401/2015 Sb. pro vypouštění odpadních vod (40 mg.l^{-1}), maximální hodnota překročena nebyla v ani jednom z případů. Ve srovnání s prací Ševčíkové a kol. (2010) dosahovaly nerozpuštěné

látky v SN2 ve většině případů významně vyšších hodnot. Hodnoty NL_{105} se postupně zvyšovaly až do konce vegetační sezóny jako pravděpodobný důsledek predační aktivity obsádky ryb doprovázené úbytkem zooplanktonu a poklesem průhlednosti na 40 cm i méně (viz Tabulka 9).

Z výše uvedených informací vyplývá, že koncentrace měřených parametrů odpovídají spíše hodnotám pro vypouštění odpadních vod než hodnotám pro čisté povrchové vody. Podle naměřených hodnot některých parametrů by ryby často neměly být schopny v tomto prostředí přežít, natož uspokojivě přirůstat. I Navzdory této skutečnosti jsme dosáhli výborného přírůstku 932,72 kg (viz Tabulka 9), což je podle Hartmana a Regendy (2016) hodnota přesahující produkci intenzifikačních rybníků. Mortalita kapra dosahovala 27 %. Podle Hartmana a Regendy (2016) je při přechodu K_1 na K_2 normativní mortalita 25 % a při přechodu K_2 na K_3 činí normativní ztráty 15 %. Zvýšená mortalita mohla být způsobena například rybími predátory nebo také odlišnými nároky na prostředí rozdílných věkových skupin kapra (*Cyprinus carpio*). Přežití ostatních nasazených ryb (Ab_2 , Bu_2) s výjimkou ročka candáta (*Sander lucioperca*) (Ca_r) bylo v rámci normativních ztrát. Candát nebyl v těchto podmínkách schopen přežít z důvodu jeho vysokých nároků na životní prostředí (zejména kyslík). Příčinou přežití ryb při naměřených extrémních podmínkách může být například i jejich migrace do míst, kde extrémní hodnoty nevyskytovaly.

Použití stabilizačních nádrží k extenzivnímu chovu ryb umožňuje využití živin, které by se za normálních podmínek pouze kumulovaly v biomase fytoplanktonu a zooplanktonu (Šálek, 2004). Retence živin do přírůstku ryb je umožněna pouze za předpokladu, že se produkční procesy odehrávají v aerobním prostředí „revitalizačních“ nádrží (Just, 2004), při určité době zdržení, jak uvádí Svoboda (1982). V SN2 byl přírůstek ryb založen na přirozené potravě (zooplanktonu a zoobentosu), která se vyznačuje, jak uvádí Hartman a kol. (1998), vyšší využitelností pro ryby. Zooplankton a zoobentos je pro ryby velmi dobře stravitelnou potravou, která obsahuje 10 % sušiny v případě zooplanktonu a 20 % sušiny v případě zoobentosu. V sušině je obsaženo 50 až 65 % bílkovin, 3 až 30 % tuků a 5 až 25 % sacharidů. K vysoké kvalitě těchto živočichů jakožto potravního zdroje pro ryby přispívá i dostatek vitamínů a také esenciálních aminokyselin a tuků, které pocházejí zpravidla z bakterií a řas (Hartman a kol., 1998). Přežití rybí obsádky v nepříznivých podmínkách mohlo být

do značné míry ovlivněno využíváním výhradně přirozené potravy, která obsahuje látky příznivě ovlivňující kondici ryb a tím pádem i jejich schopnost přežít nepříznivé podmínky.

Zooplankton v celém měřeném období zastupují především drobnější perloočky, klanonožci nebo vířníci. Fytoplankton tvořilo pestré společenstvo organismů. Tato situace byla nejspíš zaviněna velkým predacním tlakem ryb, jak uvádí například Hartman a kol. (1998).

5. Závěr

Fyzikálně-chemické parametry nádrže dosahovaly hodnot, které odpovídaly dle nařízení vlády č. 401/2015 Sb. hodnotám pro vypouštění odpadních vod. Přípustné hodnoty znečištění byly často překračovány, maximálních limitů přípustného znečištění však nikdy dosaženo nebylo. Maximální hodnota NL_{105} (40mg.l^{-1}), za jejíž překročení inkasoval ČEVAK a.s. v roce 2013 pokutu, nebyla v žádném z měření překročena, hodnoty dosahovaly maximálně přípustného znečištění (17.6.2014 a 15.7.2014).

V sledovaném období zadržovala stabilizační nádrž (SN2) 19 % přitékajícího celkového fosforu (TP), 31 % přitékajícího celkového dusíku (TN) a 52 % přitékajícího amoniakálního dusíku ($N-NH_4^+$). K přírůstku ryb bylo využito 16,8 % TP a 6,37 % TN z celkového zadrženého množství. Obsah organických látek (BSK_5 , $CHSK_{Cr}$, NL_{105}) byl na odtoku z SN2 až na výjimky vyšší než na přítoku do SN2. Zatížení organickými rozpuštěnými i nerozpuštěnými látkami se zvýšilo vlivem rozvoje produkčních procesů (řas a zooplanktonu).

Na rozvoj primární nebo sekundární produkce lze usuzovat především z naměřených hodnot kyslíku a také z průhlednosti vody. Období rozvoje primární produkce se vyznačuje přesycením kyslíku pod vodní hladinou, u dna je však jeho koncentrace výrazně nižší. Průhlednost vody je v tomto období zásadně snížena. Sekundární produkce se vyznačuje sníženou koncentrací kyslíku jak u hladiny, tak u dna a vysokou průhledností vody. Z výsledků měření lze určit, že období převahy primární produkce trvalo od 29.4. do 26.5. 2014 a od 13.7 do 27.10.2014. Období převahy sekundární produkce trvalo od 5.6. do 4.7.2014.

V SN2 byl i přes nepříznivé hodnoty některých fyzikálně chemických parametrů (zejména $N-NH_4^+$ a nasycení kyslíkem) zaznamenán přírůstek ryb $932,72\text{ kg}$ a $907\text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, což přesahuje hodnoty přírůstku intenzifikačních nádrží. Z rybochovného hlediska byl přírůstek obsádky ryb odpovídající vysokému přísunu živin, který inicioval rozvoj přirozené potravy ryb. Mortalita kapra (*Cyprinus carpio*) jakožto hlavní nasazené ryby zde však byla poměrně vysoká (27 %), což mohlo být způsobeno rybími predátory nebo také odlišnými nároky na prostředí rozdílných věkových skupin kapra. Přežití ostatních nasazených ryb bylo v rámci normativních ztrát s výjimkou ročka candáta (*Sander lucioperca*), který v těchto podmínkách nebyl schopný přežít. Příčinou přežití

ryb za často až extrémních podmínek mohla být jejich migrace do míst, kde se takové podmínky nevyskytovaly, a také dobrá kondice ryb způsobená přísunem přirozené potravy.

6. Seznam použité literatury

- Adámek, Z., Helešic, J., Maršálek, B., Rulík, M., 2010. Aplikovaná hydrobiologie (Applied Hydrobiology). FROV JU, Vodňany, 350 s.
- Adámek, Z., Jirásek, J., Krupauer, V., 1989. Rybářství a ochrana vod: (návody do cvičení). 1. vyd. Vysoká škola zemědělská v Brně, Brno, 122 s.
- Adámek, Z., Vostradovský, J., Dubský, K., Nováček, J., Hartvich, P., 1995. Rybářství ve volných vodách. EAST PUBLISHING, Praha, 205 s.
- Aggergaard, S., Jensen, F. B., 2001. Cardiovascular changes and physiological response during nitrite exposure in rainbow trout. *Journal of Fish Biology* 59, 13-27.
- Alabaster, J.S., Lloyd, R., 1980. Water quality criteria for freshwater fish. FAO and Butterworth Scientific, London, UK, s. 47-84.
- Altinok, I., Grizzle, J. M., 2004. Excretion of ammonia and urea by phylogenetically diverse fish species in low salinities. *Aquaculture*, 238, 499-507.
- Ambrožová, J., 2003. Aplikovaná a technická hydrobiologie. VŠCHT, Praha, 216 s.
- Baxa, M., Benedová, Z., Chmelová, I., Musil, M., Pechar, L., Pokorný, J., 2014. Identifikace a eliminace rizik kyslíkových deficitů. Enki, o.p.s, Třeboň, 60 s.
- Baxa, M., Benedová, Z., Chmelová, I., Musil, M., Pechar, L., Pokorný, J., 2013. Komplexní systém kontroly kvality rybníčních nádrží – klíčový nástroj pro efektivní produkci ryb. ČZU, Praha, 56 s.
- Bishop, B. A. 1986. Respiration and Photosynthesis: A Teaching Module. Occasional Paper No. 90.
- Bodansky, O., 1951. Methaemoglobinaemia and methaemoglobin producing compounds. *Pharmacological Review* 3, 144-196.
- Camargo, J. A., Alonso, A., Salamanca, A., 2005. Nitrate toxicity to aquatic animals: a review with new data for freshwater invertebrates. *Chemosphere*, 58, 1255-1267.
- Cameron, J.N., 1971. Methemoglobin in erythrocytes of rainbow trout. *Comparative Biochemistry and Physiology A* 40, 743-749.

- Carballo, M., Munoz, M. J., Cuellar, M., Tarazona, J. V., 1995. Effects of waterborne copper, cyanide, ammonia, and nitrite on stress parameters and changes in susceptibility to saprolegniosis in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Applied and Environmental Microbiology*, 61, 2108-2112.
- Correll, D. L., 1999. Phosphorus: a rate limiting nutrient in surface waters. *Poultry Science*, 78, 674-682.
- Dohányos, M., Koller, J., Strnadová, N., 1998. Čištění odpadních vod. VŠCHT, Praha, 177 s.
- Dousek, J., Malena, M. 2008. Welfare jatčných zvířat I.část [online]. [cit. 2010-05-14].
Dostupné z WWW: <<http://www.casopismaso.cz/nemoci-zvirat/welfare-jatench-zvat-i-st.htm>>.
- Fontenot, Q.C., Iselly, J.J., Thomasso, J.R., 1999. Characterization and inhibition of nitrite uptake in shortnose sturgeon fingerlings. *Journal of Aquatic Animal Health* 11, 76-80.
- Gergel, J., 2004. Hydrobiologie malých vodních nádrží, sedimenty v nádržích, vegetační doprovody, seminář, březen 2004, Malé vodní nádrže a mokřady z pohledu ochrany přírody a krajiny, s. 25 - 32
- Gisbert, E., Rodriguez, A., Cardona, L., Huertas, M., Gallardo, M. A., Sarasquete, C., Castello-Orvay, F., 2004. Recovery of Siberian sturgeon yearlings after an acute exposure to environmental nitrite: changes in the plasmatic ionic balance, Na⁺–K⁺ ATPase activity, and gill histology. *Aquaculture*, 239, 141-154.
- Golovanov, B.K., 2012. Influence of various factors on upper lethal temperature (Review). *Inland Water Biology* 5, 105-112.
- Gultepe, N., Ates, O., Hisar, O., Beydemir, S., 2011. Carbonic anhydrase activities from the rainbow trout correspond to the development of acute gas bubble disease. *Journal of Aquatic Animal Health* 23, 134-139.
- Hanel, L., Lusk, S., 2005. Ryby a Mihule České Republiky. Český svaz ochránců přírody, Vlašim, 447 s.
- Hannas, B. R., Das, P. C., Li, H., LeBlanc, G. A., 2010. Intracellular conversion of environmental nitrate and nitrite to nitric oxide with resulting developmental toxicity to the crustacean *Daphnia magna*. *PloS one* 5, 1-8.

- Harris, R.R., Coley, S., 1991. The effects of nitrite on chloride regulation in the crayfish *Pacifastacus leniusculus* Dana (Crustacea: Decapoda). *Journal of Comparative Physiology B* 161, 199-206.
- Hartman, P., Příkryl, I., Štědranský, E., 2005. *Hydrobiologie*. 3. přeprac. vyd., Informatorium, Praha, 359 s.
- Hartman, P., Regenda, J., 2016. *Praktika v rybníkářství*. FROV JU, Vodňany, 375 s.
- Hartman, P., Štědranský, E., Příkryl, I., 1998. *Hydrobiologie*. Informatorium, Praha, 335 s.
- Hartman, Pavel., 2012. *Výživa rybníční biocenózy organickými hnojivy*. FROV JU, České Budějovice, 35 s.
- Heteša, J., Kočková, E., 1997. *Hydrochemie*. Skriptum MZLU, Brno, 106 s.
- Hoffman, D.J., Rattner, B.A., Burton, G.A., Gairns, J., 2003. *Handbook of ecotoxicology*. Lewis Publishers, Boca Raton, USA, s. 680-684.
- Horáková, M., Janda, V., Koller, J., Kollerová, L., Koubíková, J., Palatý, J., Pokorná, D., Ptáková, H., Schejbal, P., Smrčková, Š., Strnadová, N., Sýkora, V., 2007. *Analytika vody*. VŠCHT, Praha, 335 s.
- Horáková, M., Lischke, P., Grünwald, A., 1989. *Chemické a fyzikální metody analýzy vod*. – SNTL – Nakladatelství technické literatury, Praha, 389 s.
- Horký, Z., 1978. *Diurnální změny v obsahu kyslíku ve vodě intenzivně obhospodařovaných rybníků*. Diplomová práce (in MS), MZLU, Brno, 50 s.
- Jensen, F. B., 1996a. Physiological effects of nitrite in teleosts and crustaceans. In: Taylor, E.W., (Ed.), *Toxicology of Aquatic Pollution. Physiological, Cellular and Molecular Approaches*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, s. 169-186.
- Jensen, F. B., 1996b. Uptake, elimination and effects of nitrite and nitrate in freshwater crayfish (*Astacus astacus*). *Aquatic toxicology*, 34, 95-104.
- Jensen, F.B., 2003. Nitrite disrupts multiple physiological functions in aquatic animals. *Comparative Biochemistry and Physiology A* 135, 9-24.
- Jirásek, J., Adámek, Z., Pha, N., 1977. Vliv různé potravy na spotřebu kyslíku u kapřího plůdku. In: *Živočišná výroba*, 22, (11), s. 833 - 838.
- Just, T., 2004. *Koncepce řešení malých vodních nádrží a mokřadů, seminář, březen 2004, Malé vodní nádrže a mokřady z pohledu ochrany přírody a krajiny*, s. 15-25.

- Kalff, J., 2002. Limnology. Prentice-Hall: Upper Saddle River, New Jersey, 592 s.
- Kiese, M., 1974. Methemoglobinemia: A Comprehensive Treatise. CRC Press, Cleveland, USA, s. 259.
- Kladivová, V., Svobodová, J., 2010. Lososové a kaprové vody. Závěrečná zpráva z výzkumného úkolu, VÚV, Praha, 42 s.
- Kočí, V., Burkhard, J., & Maršálek, B., 2000. Eutrofizace na přelomu tisíciletí. Eutrofizace 2000, 3-13.
- Kopp, R., Lang, Š., Brabec, T., Mareš, J., 2014. Stanovení základních fyzikálně-chemických parametrů v akvakulturních chovech ryb: metodika R06/2013. MZLU, Brno, 38 s.
- Kopp, R., 2015. Hydrochemie nejen pro rybáře. MZLU, Brno, 120 s.
- Kopřiva, M., 2010. Přístupy k hodnocení stavu a kontaminace vodních toků. Doctoral dissertation, Masarykova univerzita, Přírodovědecká fakulta, 49 s.
- Kouřil, J., Hamáčková, J., Stejskal, V., 2008b. Recirkulační akvakulturní systémy pro chov ryb. Edice Metodik (technologická řada) č. 85, VÚRH JU, Vodňany, 40 s.
- Kouřil, J., Mareš, J., Pokorný, J., Adámek, Z., Randák, T., Kolářová, J., Palíková M., 2008a. Chov lososovitých druhů ryb, lipana a síhů. VÚRH JU, Vodňany, 141 s.
- Krejčí, F., 2014. Vliv intenzity rybářského hospodaření na kvalitu vody v rybnících. Bakalářská práce, FROV, České Budějovice, 90 s.
- Lang, Š., Kopp, R., Brabec, T., Vitek, T., Mareš, J., 2011. Optimalizace hydrochemických parametrů v recirkulačním systému pro chov ryb: I. Stabilizace kyselinové neutralizační kapacity a snížení toxicity dusitanů v recirkulačním systému dánského typu. MZLU, Brno, 25 s.
- Lellák, J., Kubiček, F., 1991. Hydrobiologie. Karolinum, Praha, 257 s.
- Lloyd, R., 1961. Effect of dissolved oxygen concentrations on the toxicity of several poisons to rainbow trout (*Salmo gairdneri*, Richardson). Journal of Experimental Biology 38, 447-455.
- Luo, J., 2013. Phytoplankton-zooplankton dynamics in the regular environment with regard to eutrophication. Math Biosci, s. 126-136.
- Máchová, J., Svobodová, Z., 2014. Dusitany. In: Velišek, J. (Ed.), Vodní toxikologie pro rybáře. FROV JU, Vodňany, s. 192-206.

- Margiocco, C., Arillo, A., Mensi, P., Shenone, G., 1983. Nitrite bioaccumulation in *Salmo gairdneri* and haematological consequences. *Aquatic Toxicology* 3, 261-270.
- Miranda, L., Hodgens, K., 2000. Role of aquatic vegetation coverage on hypoxia and sunfish abundance in bays of a eutrophic reservoir. *Hydrobiology*, 427, s. 51-57.
- Nařízení č. 23/2011 Sb., kterým se mění nařízení vlády č. 61/2003 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech.
- Nařízení vlády č. 401/2015 Sb. Nařízení vlády 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.
- Palachek, R.M., Tomasso, J.R., 1984. Toxicity of nitrite to channel catfish (*Ictalurus punctatus*), tilapia (*Tilapia aurea*), and largemouth bass (*Micropterus salmoides*): evidence for a nitrite exclusion mechanism. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 41, 1739-1744.
- Pitter P., 1999. *Hydrochemie*. VŠCHT, Praha, 568 s.
- Pitter, P., 1981. *Hydrochemie*. SNTL, Praha, 376 s.
- Pitter, P., 2009. *Hydrochemie*. VŠCHT, Praha, 579 s.
- Pokorný, J., Adámek, Z., Šrámek, V., Dvořák, J., 2003. *Pstruhařství*. 3. přepracované vydání, Informatorium, Praha, 281 s.
- Pokorný, J., Lucký, Z., Lusk, S., Pohunek, M., Jurák, M., Štědranský, E., Prášil, O., 2004. *Velký encyklopedický rybářský slovník*. Fraus, Plzeň, 649 s.
- Polícar, T., Máchová, J., Kozák, P., 2003. Akutní toxicita volného amoniaku a dusitanů pro ročky raka říčního. In: Dočkal, P., Máchová, J., (Eds), *Toxicita a biodegradabilita látek a odpadů významných ve vodním prostředí*. Sborník referátů, s. 215-222.
- Příkryl, I., 1996. Vývoj hospodaření na českých rybnících a jeho odraz ve struktuře zooplanktonu, jako možného kritéria biologické hodnoty rybníků. In: Flajšhans, M. (ed.): *Sborník vědeckých prací k 75. výročí založení VÚRH*, s. 151–164.
- Russo, R.C., Randall, D.J., Thurston, R.V., 1988. Ammonia toxicity and metabolism in fishes. In: Ryans, R.C., (Ed.), *Protection of River Basins, Lakes, and Estuaries*. American Fisheries Society, Bethesda, USA, s. 159-173.

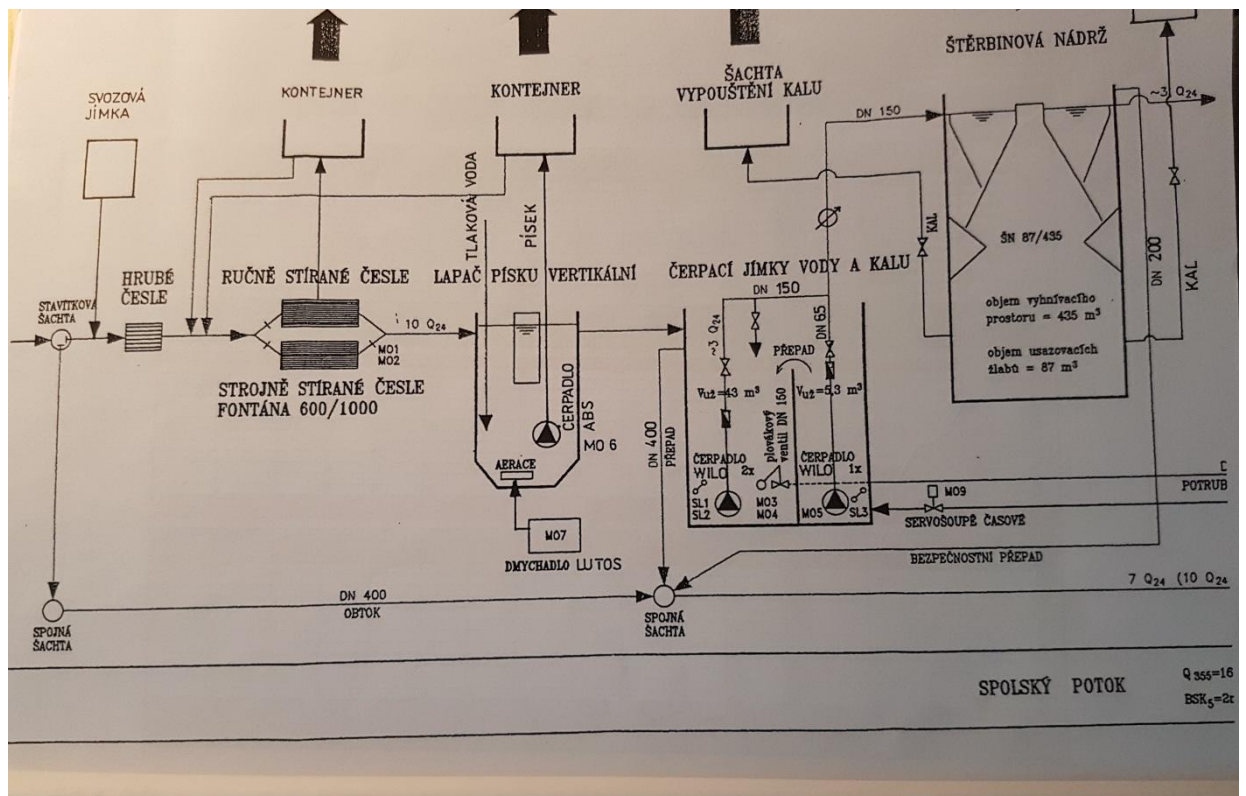
- Sahay, A., Jajoo, A., Singh, P., Bharti, S., 2006. Nitrite regulates distribution of excitation energy between the two photosystems by causing state transition. *Plant Physiology and Biochemistry*, 44, 7-12.
- Simanov, L., Wolgemuth, E., 1987. Vodní bezobratlí. In: Svobodová, Z., (Ed.), *Toxikologie vodních živočichů*. SZN, Praha, s. 167-188.
- Smith, V. H., Tilman, G. D., Nekola, J. C. 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental pollution* 100, 179-196.
- Smutná, M., Vorlová, L., Svobodová, Z., 2002. Pathobiochemistry of ammonia in the internal environment of fish (Review). *Acta Veterinaria Brno* 71, 169-181.
- Spurný, P., Mareš, J., Kopp, R., Řezníčková, P., 2015. *Hydrobiologie a rybářství*. MZLU, Brno, 254 s.
- Sukop, I., 2006. *Ekologie vodního prostředí*. Skriptum MZLU, Brno, 199 s.
- Svoboda, M., 1982. Od asimilačních rybníků ke stabilizační soustavě, Sborník VI. limnologické konference Čs. limnologické společnosti při ČSAV v Praze, „Vodní ekosystémy“, Blansko rok 1982, s. 190 – 196.
- Svobodová, Z., Faina, R., 1984. Použití přípravku Soldep v rybářství. Edice Metodik, VÚRH Vodňany, č. 12, 15 s.
- Svobodová, Z., Gelnarová, J., Justýn, J., Krupauer, V., Máchová, J., Simanov, L., Valentová, V., Vykusová, B., Wohlgemuth E., 1987. *Toxikologie vodních živočichů*. SZN, Praha, 231 s.
- Svobodová, Z., Máchová, J., Faina, R., 1984. Vliv krmiva s různým obsahem dusíkatých látek na ukazatele bílkovinného metabolismu u kapra obecného. *Živočišná výroba* 29, 991-1000
- Svobodová, Z., Máchová, J., Hamáčková, J., Hůda, J., Kroupová, H., 2005. Nitrite poisoning of fish in aquaculture facilities with water-recirculating systems: three case studies. *Acta Veterinaria Brno* 74, 129-137.
- Svobodová, Z., Máchová, J., Kroupová, H., 2008. Otravy ryb. In: Svobodová, Z. (Ed.), *Veterinární toxikologie v klinické praxi*. Profí Press, Praha, s. 201-217.
- Svobodová, Z., Máchová, J., Kroupová, H., Smutná, M., Groch, L., 2007. Ammonia autointoxication of common carp: case studies. *Aquaculture International* 15: 277-286.

- Svobodová, Z., Máchová, J., Veselý, V., Modrá, H., Svoboda, M., 2003. Veterinární toxikologie. Praktická cvičení, část 1. VFU, Brno, 179 s.
- Svobodová, Z., Sehonová, P., Kaut, J., Pazourová, M., 2011. Analýza příčin havarijního znečištění povrchových vod a následných úhynů ryb v České republice v období 1989 až 2010. Bulletin VÚRH Vodňany 47, 47-56
- Šálek, J., 2004. Možnosti samočisticích schopností malých vodních nádrží. Seminář, Malé vodní nádrže a mokřady z pohledu ochrany přírody a krajiny, s. 33-45.
- Ševčíková, J., Vítěz, T., Groda, B., 2010. Assessment of effectiveness of mechanical-biological waste water treatment. MZLU, Brno, 7 s.
- Špaček, F., 1980. Speciální chov hospodářských zvířat 2. Státní zemědělské nakladatelství Praha, Praha, 591 s.
- Tahon, J. P., Van Hoof, D., Vinckier, C., Witters, R., De Ley, M., Lontie, R., 1988. The reaction of nitrite with the haemocyanin of *Astacus leptodactylus*. Biochemical journal, 249, 891-896.
- Tomasso, J.R., Grosell, M., 2005. Physiological basis for large differences in resistance to nitrite among freshwater and freshwater-acclimated euryhaline fishes. Environmental Science and Technology 39, 98-102.
- Valentová O., Máchová, J., Faina, R., Kroupová, H., Svobodová, Z., 2009. Souprava Combi – terénní analýzy vody. Edice metodik, č. 90. VÚRH, Vodňany, 28 s.
- Valentová, O., Máchová J., Kocour Kroupová H., 2013. Základy hydrochemie - návody pro laboratorní cvičení. FROV JU, Vodňany, 123 s.
- Valentová, O., Máchová, J., Faina, R., 2012. Vliv intenzity rybářského hospodaření na kvalitu vody v rybnících. Bulletin VÚRH, Vodňany, s. 21-26.
- Valentová, O., Máchová, J., Kocour Kroupová, H., 2013. Základy hydrochemie – návody pro laboratorní cvičení. FROV JU, Vodňany, 123 s.
- Valentová, O., Máchová, J., Svobodová, Z., 2014. Kyslík. In: Velíšek, J. (Ed.), Vodní toxikologie pro rybáře. FROV JU, Vodňany, s.169-180.
- Williamson, E.C., 2009. Reference module in Earth system and environmental sciences. Encyklopedia of inland waters. s. 633–642.
- Wright, D.A., Welbourn, P., 2002. Environmental toxicology. Cambridge University Press, Cambridge, UK, s. 221-226.

Yang, S., Wang, J., Cong, W., Cai, Z., Ouyang, F., 2004. Utilization of nitrite as a nitrogen source by *Botryococcus braunii*. *Biotechnology letters*, 26, 239-243.

Zusková, E., 2014. Dusičnany. In: Velíšek, J. (Ed.), *Vodní toxikologie pro rybáře*. FROV JU, Voňany, s. 206-210.

7. Přílohy



Příloha 1 Schéma ČOV Ledenice



Příloha 2 Stabilizační nádrž 2

8. Abstrakt

Tato bakalářská práce se zabývá vlivem fyzikálně-chemických ukazatelů vody na účelově nasazenou obsádku ryb, včetně bilance (TN, TP, N-NH₄⁺, BSK₅, CHSK_{Cr} a NL₁₀₅) a zadržení TP a TN v biomase ryb. Práce hodnotí také přírůstek a mortalitu nasazených ryb, a také sleduje rovnováhu mezi primární a sekundární produkcí.

V úvodní části práce jsou teoreticky popsány parametry, které byly měřeny v SN2. Hlavní část předložené práce popisuje pokus a jeho podmínky, metodiku měření jednotlivých parametrů a shrnutí dat ve formě tabulek a grafů, tak aby bylo dosaženo přehledné prezentace fyzikálně-chemických vlastností vody, bilance živin v nádrži, produkce ryb a abundance zooplanktonních organismů. Údaje v této části byly také slovně stručně shrnuty pod tabulkami a grafy.

I přes časté nepříznivé hodnoty měřených parametrů se obsádka ryb doznala výbornému přírůstku 932,72 kg a 907 kg.ha⁻¹, mortalita kapra však byla mírně vyšší vlivem možné predace vodních predátorů nebo odlišnými nároky na prostředí rozdílnými věkovými skupinami kapra (*Cyprinus carpio*). Přežití ostatních nasazených ryb bylo v rámci normativních ztrát, s výjimkou ročky candáta (*Sander lucioperca*), který v těchto podmínkách nebyl schopný přežít. Příčinou přežití ryb za často až extrémních podmínek může být jejich migrace do míst, kde jsou mírnější podmínky nebo také dobrá kondice ryb způsobená přísunem přirozené potravy.

Bilance živin v SN2 dosahovala u TP, TN a N-NH₄⁺ pozitivních hodnot. Naměřené hodnoty na přítoku byly tedy vyšší, než hodnoty na odtoku ze SN2. Obsah organických látek (BSK₅, CHSK_{Cr}, NL₁₀₅) byl na odtoku ze SN2 až na výjimky vyšší než na přítoku do SN2. Zatížení organickými rozpuštěnými i nerozpuštěnými látkami se zvýšilo na odtoku vlivem rozvoje produkčních procesů.

Klíčová slova: Bilance živin, stabilizační nádrž, celkový fosfor, celkový dusík, amoniak, organické znečištění

9. Abstract

This bachelor thesis deals with influence of physicochemical indicators of water on the assigned fish stock, including the balance (TN, TP, N-NH₄⁺, BSK₅, CHSK_{Cr} and NL₁₀₅) and the retention of TP and TN in biomass of fish. The work also evaluates the growth ratio and mortality of the deployed fish and it also monitors the balance between primary and secondary production.

In the introductory part of the thesis are theoretically described parameters, which were measured in SN2. The main part of the presented work describes the experiment and its conditions, methodology of measurement of individual parameters and summary of data in the form of tables and graphs to achieve a clear presentation of physico-chemical properties of water, balance of nutrients in the reservoir, fish production and abundance of zooplankton organisms. The data in this section was also summarized briefly under tables and charts.

In spite of the frequent unfavorable values of the measured parameters, the fish stock acquired an excellent gain of 932.72 kg and 907 kg.ha⁻¹ but the mortality of the carp was slightly higher due to the possible predation of water predators or different demands on the environment by different age groups of carp (*Cyprinus carpio*). The survival of other deployed fish was within normative losses, except for the fetus of *Sander lucioperca*, which was not able to survive under these conditions. The cause of fish survival in often extreme conditions can be due to the fact that it migrates to places where the conditions are more favorable or because the fish is in a good condition due to natural food supply.

The nutrient balance in SN2 was positive for TP, TN and N-NH₄⁺. The measured values at the inlet were therefore higher than the SN2 effluent values. The content of organic matter (BSK₅, CHSK_{Cr}, NL₁₀₅) was higher at the SN2 outlet than its inlet. The weight on organic solvents and suspended solids has increased on drainage due to the development of production processes.

Keywords: Nutrient balance, stabilization tank, total phosphorus, total nitrogen, ammonia, organic pollution