

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Fakulta rybářství a ochrany vod

Ústav akvakultury

Diplomová práce

Vliv vápnění na alkalitu rybníční půdy a $KNK_{4,5}$ vody

Autor: Bc. Bohuslav Kolek

Vedoucí diplomové práce: Ing. Pavel Hartman, CSc.

Konzultant diplomové práce: Ing. David Hlaváč

Studijní program a obor: Zootechnika/Rybářství

Forma studia: Kombinovaná

Ročník: II. NMgr.

České Budějovice, 2016

Prohlašuji, že svoji diplomovou 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 diplomové práce, a to v nezkrácené podobě, případně v úpravě vzniklé vypuštěním vyznačených částí archivovaných FROV JU. 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.

Datum: 6. 5. 2016

Podpis

Poděkování

Na tomto místě bych rád poděkoval těm, kteří přispěli ke vzniku této práce. Mé díky patří především vedoucímu diplomové práce Ing. Pavlu Hartmanovi, CSc. Dále bych chtěl poděkovat Mgr. Michalu Kutému, PhD, který mne vedl při zpracování vzorků půdy, dále konzultantu Ing. Davidu Hlaváčovi, který ve spolupráci s vedením diplomové práce odebíral vzorky půdy a také řediteli Rybářství Nové Hradky s.r.o. Ing. Lubomírovi Zvonařovi, Ing. Milanu Kudrhaltovi, Ing. Theodoru Vondrovi a Václavu Kotrčovi, Dis., za vytvoření podmínek k odběru vzorků.

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

(PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

Jméno a příjmení: **Bc. Bohuslav KOLEK**
Osobní číslo: **V13N009P**
Studijní program: **N4103 Zootechnika**
Studijní obor: **Rybnářství**
Název tématu: **Vliv vápnění na alkalitu rybníční půdy a $\text{KNK}_{4,5}$ vody**
Zadávací katedra: **Ústav akvakultury**

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

Cíl: Studium vztahů mezi obsahem dostupného Ca^{2+} v rybníčních půdách na neutralizační schopnost vody vyjádřenou $\text{KNK}_{4,5}$. Význam neutralizační kapacity rybníční vody pro stabilitu pH a vliv na produkční schopnosti rybníků.

Vzorky sedimentů budou odebírány v době vegetačního klidu (v zimě) do hloubky cca 10-15 cm. Stanovení obsahu disponibilního vápníku bude spočívat v rozpouštění nerozpustných sloučenin vápníku v sedimentu aplikací 0,1 M roztoku H_2CO_3 . V kyselém výluhu bude stanoven Ca^{2+} titrační metodou, případně alkalita ($\text{KNK}_{4,5}$) vodního výluhu. Ca^{2+} bude vyjádřen v mmol.kg^{-1} sušiny sedimentu.

V době vegetace bude na rybnících Rybnářství Nové Hrady s.r.o., kde bylo provedeno vápnění, sledována $\text{KNK}_{4,5}$ vody, pH, průhlednost, případně posouzení struktury zooplanktonu. Stanovení $\text{KNK}_{4,5}$ vody bude zajištěno titrací 100 ml vzorku 0,1 M HCl na metyloranž do pH 4,5. Současně budou zajištěny údaje o hospodaření na sledovaných rybnících za příslušné vegetační období.

Rozsah grafických prací: **40 stran**
Rozsah pracovní zprávy: **50-90 stran**
Forma zpracování diplomové práce: **tištěná**
Seznam odborné literatury:

Boyd C. E., Craig, S. T., 1998. Pond aquaculture water quality management. Kluwer Academic Publishers Boston, SH 1373.4.B686 1998,639.8-dc21, 700 s.

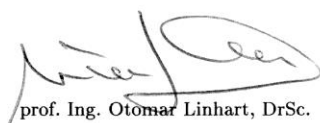
Adámek, Z., Helešic, J., Maršálek, B., Rulík, M., 2010. Aplikovaná hydrobiologie. Vydala Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybnářství a ochrany vod Vodňany, 350 s.

Hartman, P., 2004. Šetrný způsob vápnění rybníků. Metodika VÚRH Vodňany 73/2004, novela 2013, 11 s. ,


Horáková, M., Lischke, P., Grünwald, A., 1989. Chemické a fyzikální analýzy vod. SNTL Praha, ČR 389 s.

Vedoucí diplomové práce: **Ing. Pavel Hartman, CSc.**
Ústav akvakultury

Datum zadání diplomové práce: **14. února 2014**
Termín odevzdání diplomové práce: **30. dubna 2015**


prof. Ing. Otomar Linhart, DrSc.
děkan

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


Ing. Jan Mráz, Ph.D.
ředitel

V Českých Budějovicích dne 14. února 2014

Obsah

1. Úvod a cíl řešení	8
2. Přehled literatury	9
2.1. Výskyt vápníku	9
2.2. Význam vápníku v rybničním prostředí	10
2.2.1. Kyselinová neutralizační kapacita (KNK _{4,5}).....	11
2.2.2. Příjmy a výdaje vápníku v rybničních soustavách	12
2.2.3. Účel vápníku v rybniční biocenóze	13
2.2.4. Ekonomika vápnění	13
2.2.5. Účel vápnění, pro doplnění CO ₂ , jako živiny a komponentu uhličitanové rovnováhy	14
2.2.6. Preventivní a letní „dezinfekční“ vápnění na vodu	15
2.2.7. Desinfekční vápnění na rybniční půdu.....	17
2.2.8. Vápník v rybničním sedimentu	18
2.3. Dynamika zooplanktonu.....	19
3. Metodika a materiál	21
3.1. Metodika stanovení dostupného Ca v rybniční půdě	21
3.2. Metoda odběru a zpracování vzorků vody	21
3.2.1. Stanovení kyselinové neutralizační kapacity - KNK _{4,5}	22
3.2.2. Jodometrické stanovení rozpuštěného kyslíku.....	22
3.2.3. Kolorimetrické stanovení pH	23
3.3. Metodika odběru zooplanktonu.....	24
3.3.1. Determinace vzorku planktonu	24
3.4. Statistické hodnocení	26
3.5. Nakolický rybník	26
3.6. Rybník Nový v Oboře	27
3.7. Rybník Žár.....	29
3.8. Rybník Kačák	30
3.9. Rybník Dolní Velký.....	32
3.10. Rybník Byňovský.....	33
4. Výsledky	35
4.1. Rybník Nakolický	36

4.2. Rybník Nový v Oboře.....	38
4.3. Rybník Žár.....	41
4.4. Rybník Kačák	44
4.5. Rybník Dolní Velký.....	46
4.6. Rybník Byňovský.....	49
4.7. Kontrolní nevápněný rybník Farský (Horní Stropnice)	52
4.8. Statistické hodnocení získaných dat	54
4.8.1 Korelace - Ca půdy vs. analýzy vody, vs. abundance zooplanktonu a vs. přírůstek ryb	56
4.8.2 Korelace - KNK _{4,5} (Kyselinová neutralizační kapacita) vody vs. analýzy vody, vs. abundance zooplanktonu a vs. přírůstek ryb	57
4.8.3. Korelace - přírůstek ryb vs. zooplankton	58
4.9. Celkové porovnání obsahu Ca v rybniční půdě mezi jednotlivými rybníky	59
4.10. Celkové porovnání KNK _{4,5} (kyselinové neutralizační kapacity) vody mezi jednotlivými rybníky	60
5. Diskuze:.....	61
6. Závěr:	65
7. Přílohy	67
8. Použitá literatura.....	70
9. Abstrakt	75
10. Abstract.....	77

1. Úvod a cíl řešení

Cílem řešení je studium vztahů mezi obsahem dostupného Ca^{2+} v rybníčních půdách a kyselinovou neutralizační kapacitou rybníčních vod, která se vyjadřuje pomocí hodnot $\text{KNK}_{4,5}$. Práce sleduje význam kyselinové neutralizační kapacity rybníčních vod pro stabilitu pH, pro rozvoj přirozené potravy ryb – zooplanktonu a vliv na produkční schopnosti rybníků. Součástí práce je stanovení obsahu dostupného vápníku v rybníčním sedimentu před vegetačním obdobím, které spočívá v rozpouštění a výluhu vápníku z málo rozpustných sloučenin v kyselém prostředí a jeho následném stanovení jako Ca^{2+} titrační chelatometrickou metodou.

V růstové sezóně byly na sledovaných rybnících Rybářství Nové Hrady s.r.o. stanovovány hodnoty $\text{KNK}_{4,5}$ vody, pH, odebírány vzorky zooplanktonu s rozlišením jeho konzumovatelnosti kaprem. Následně byly zajištěny údaje o hospodaření na sledovaných rybnících za příslušné vegetační období.

2. Přehled literatury

Vápník je v přírodě dosti rozšířen. Zemská kůra jej obsahuje asi 0,035 hmotn. % vápníku. Vápník se do vody dostává rozkladem hlinitokřemičitanů vápenatých (např. anortitu $\text{CaAl}_2\text{Si}_2\text{O}_8$) a ve větších koncentracích rozpuštěním vápence CaCO_3 , dolomitu CaCO_3 , MgCO_3 , sádrovce $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ a jiných minerálů (Pitter, 1981). Nejběžnější přírodní vápenatý materiál je vápenec, křída, mramor a schránky mořských měkkýšů (Wingate, 1985). Tyto horniny jsou převážně složeny z oxidu uhličitého, dolomitu nebo uhličitanu hořečnatého (Boyd a Trucker, 1998). Z hlediska účinnosti vápníkových materiálů, je důležitá i velikost jejich částic. Boyd a Hollerman (1982) uvádí, že jemně drcený vápenec (0,24 mm) reaguje rychleji s kyselými půdami než hrubě drcený vápenec. Větší obohacení podzemních vod vápníkem závisí na rozpuštěném CO_2 , který podstatně zvyšuje rozpustnost minerálů na bázi uhličitanů a podporuje zvětrávání hlinitokřemičitanů (Pitter, 1999, 2009).

Další zdroje vápníku jsou antropogenního původu. Mohou to být zejména průmyslové odpadní vody z provozů, ve kterých se kyseliny neutralizují vápnem, vápencem, dolomitem nebo magnezitem. Jiný zdroj nastává při procesu stabilizace málo mineralizovaných vod přidáním CaO a CO_2 (Pitter, 1999).

2.1. Výskyt vápníku

V málo a středně mineralizovaných vodách se vápník vyskytuje jako jednoduchý iont Ca^{2+} . Ve více mineralizovaných vodách s vyšší koncentrací hydrogenuhličitanů a síranů se mohou ve větším množství tvořit různé iontové asociáty (Wieckers, 1975). Hydroxokomplexy $[\text{CaOH}]^+$ a $[\text{MgOH}]^+$ přicházejí v úvahu jen ve významnějších koncentracích v silně alkalickém prostředí, v případě $[\text{CaOH}]^+$ až při hodnotách pH nad 10 (Nelson a kol., 1981).

V neznečištěných atmosférických vodách bývají koncentrace vápníku obvykle menší než $1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. V prostých podzemních a povrchových vodách se pohybuje koncentrace

vápníku řádově do několika set mg.l^{-1} (Pitter, 1999). Větší koncentrace rozpuštěného vápníku může být v roztoku udržena jen při dostatečné koncentraci rozpuštěného oxidu uhličitého: $\text{CaCO}_3(\text{s}) + \text{H}_2\text{O} + \text{CO}_2 = \text{Ca}^{2+} + 2 \text{HCO}_3^-$ (Borgmann a kol., 1983).

Pokud je porušen rovnovážný stav této reakce, dochází buď k vylučování, nebo naopak rozpouštění uhličitanu vápenatého (Pitter, 1999).

2.2. Význam vápníku v rybničním prostředí

Vápník má v rybniční akvakultuře multilaterální význam. Je významnou živinou a pozitivně ovlivňuje rybniční produkci (Hartman, 2004). Autoři jako Boyd a Trucker (1998) uvádí, že vápnění je důležitým procesem potřebným pro zlepšení podmínek v kyselých rybnících, pro růst a přežití vodních živočichů a zlepšení reakce planktonu na hnojení. Podstatou vápnění s použitím vápence či páleného vápna, je především úprava alkality rybniční vody s cílem udržení její pufrční kapacity pro stabilizaci hodnot pH (Adámek a kol., 2010). Voda s nízkým pH je vápněním neutralizována na slabě alkalickou reakci vhodnou pro chov ryb (Boyd a Trucker, 1998). V mírně kyselých vodách jsou výsledky vápnění zřídka velkolepé, ale může nastat podstatné zvýšení produkce (Boyd a Scarsbrook, 1974). Bowling (1962) demonstroval, že vápnění navyšuje benthickou produkci v pohnojených rybnících zřejmě díky zvýšené dostupnosti živin. Dále mikrobiální aktivita snižuje akumulaci organického materiálu na dně rybníků a podporuje recyklaci živin (Pamatmat, 1960). Konečným efektem změn v kvalitě vody po vápnění je růst produkce fytoplanktonu, který vede ke zvýšené produkci ryb (Boyd a Trucker, 1998).

Již v druhé polovině 19. století se vápněním třeboňských rybníků zabýval Šusta a později Dejar (1956), který považoval úroveň alkality rybníků za rozhodující a do určité míry podmiňující kritérium rybniční úrodnosti. Vápník je důležitým stavebním prvkem rostlin, živočichů, ale také korýšů, kteří jsou přirozeným potravním zdrojem ryb (Hartman, 2014). Autoři Kainz a Schwarz (1982) a Pytlík (1962) se shodují na řádově vyšší spotřebě vápníku pro rybniční biocenózy než pro přírůstek ryb.

V povrchových vodách se vápník váže na oxid uhličitý (CO_2) a spolu vytváří uhličitanový komplex (Stegman, 1973). Ten se skládá z volného CO_2 , který se ochotně ve vodě rozpouští na H_2CO_3 , z rozpustného hydrogenuhličitanu vápenatého $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ a z nerozpustného uhličitanu vápenatého CaCO_3 (Hartman, 2014). Hydrogenuhličitan vápenatý $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ v rybníčních vodách zajišťuje její kyselinovou neutralizační schopnost, kterou vyjadřujeme jako $\text{KNK}_{4,5}$ (kyselinová neutralizační kapacita), dříve označovanou jako alkalita či lépe z anglické literatury alkalinita rovněž jako $\text{ANC}_{4,5}$ (Acid Neutralizing Capacity).

Uhličitanový systém (CO_2 , HCO_3^- , CO_3^{2-}) významně ovlivňuje složení a vlastnosti vod (hodnotu pH, neutralizační a tlumivou kapacitu, agresivitu, inkrustační účinky; Pitter, 1999). Uhličitanový komplex je důležitým faktorem pro zajišťování tlumivé kapacity vody (Bank, 1964; Bauer, 1985; Hartman, 1990; Jirásek a kol., 1984).

Vodní rostliny, při fotosyntetické asimilaci odčerpávají CO_2 z uhličitanového komplexu (Pitter, 1981; Stangenberg-Oporovská, 1971), což způsobuje úbytek kyselých iontů CO_3^{3-} a dochází k přesunu hodnot pH vody do zásaditých oblastí, které jsou pro ryby z hlediska exkrece amoniaku škodlivé (Schreckenbach a kol., 1975).

2.2.1. Kyselinová neutralizační kapacita ($\text{KNK}_{4,5}$)

Hydrogenuhličitan v rybníční vodě lze vyjádřit pomocí alkality vody neboli kyselinovou neutralizační kapacitou (dále jen KNK). Je to schopnost vody vázat vodíkové nebo hydroxidové ionty (Pitter, 1999). Alkalita je dále definována jako schopnost vody vyrovnat se s kyselými vodami bez výrazného poklesu pH (Lelák a Kubíček, 1991; Ntengwe a Edém, 2008; Mareš a kol., 1970; Valentová a kol., 2009). Neutralizační kapacitou (NK) se rozumí látkové množství silné jednosytné kyseliny nebo silné jednosytné zásady v mmol, které spotřebuje 1 litr vody k dosažení určité hodnoty pH. Rozeznává se proto kyselinová neutralizační kapacita (KNK) a zásadová neutralizační kapacita (ZNK) v mmol.l^{-1} (Pitter, 1981). Pro stanovení celkové alkality ($\text{KNK}_{4,5}$) se používá metoda založená na titraci vzorku vody silnou kyselinou 0,1 M HCl na methyloranž do bodu ekvivalence na hodnotu pH 4,5 (Birnhack a kol., 2012).

Během období vegetace mohou hodnoty pH vody překročit 8,3 a za tohoto předpokladu, stanovujeme tzv. zjevnou alkalitu ($\text{KNK}_{8,3}$) titrací vzorku 0,1 M HCl za použití fenolftaleinu jako indikátoru (Hartman a kol., 2005; Valentová a kol., 2009). Za optimální celkovou alkalitu pro chov ryb se považují hodnoty v rozmezí od 2 do 3 mmol.l^{-1} (Janeček, 1976; Nováček, 1997; Pokorný a kol., 2004). Za nejnižší snesitelnou krátkodobou hodnotu v rybnících je považována hodnota do 0,2 mmol.l^{-1} . Jako nejvyšší krátkodobě akceptovatelná hodnota je do 8 mmol.l^{-1} (Füllner a kol., 2000; Guziura kol., 2003). Vlivem asimilační činnosti rostlin, při hodnotě alkality pod 0,5 mmol.l^{-1} dochází k rozkolísání hodnot pH v rybničním prostředí (Mareš a kol., 1970). V případě zjištění alkalických hodnot nad 2 mmol.l^{-1} se jeví další vápnění jako nadbytečné (Janeček, 1976).

Dle hodnot $\text{KNK}_{4,5}$ vody můžeme odhadovat obsah vápníku rozpuštěného ve vodě (Janeček, 1976; Lerman a Stumm, 1989; Müller, 1961). Mnoho autorů se shoduje na faktu, že čím je vyšší hodnota KNK, tím je odolnější rybniční voda proti výkyvům pH, které jsou způsobeny zejména fotosyntetickou asimilací, přítokem kyselých vod a podobně (Müller, 1961; Stangerberg-Oporovská, 1971; Janeček, 1976; Kainz a Schwarz, 1982; Pokorný, 1989; Boyd a Trucker, 1998). Dále je kolísání pH vody ovlivňováno různou délkou světlé části dne (Gessner, 1959). Fotosyntetická asimilace převažuje nad disimilací hlavně v jarních měsících a v časném létě (Gessner, 1959; Pokorný, 1989). Pro toto období je důležité, aby asimilaci zajišťovaly potřebné rostliny, jako jsou chlorokokální řasy v kombinaci s vhodnými zdroji CO_2 v organické hmotě (např. posekané rybniční porosty či tekutá živočišná hnojiva) nebo CO_2 uvolnitelný z rybničních sedimentů (Hartman a kol., 1984; Hartman a kol., 1998; Hartman, 1990; Hartman, 1992). Úroveň hodnoty $\text{KNK}_{4,5}$ ovlivňuje toxicitu a mobilitu některých toxických kovů, jako je např. olovo a měď (Svobodová a kol., 2007).

2.2.2. Příjmy a výdaje vápníku v rybničních soustavách

Vápník je rovněž nepostradatelným biogenním prvkem, který se z ekosystému rybníka odčerpává odtokem, průsakem do dna a výlovem ryb (Adámek a kol., 2010). V soustavě rybníků se předpokládá, že voda z výše ležících rybníků je zadržována v níže

situovaných rybnících, které byly v soustavě předem sloveny. Hartman (2004) zjistil kladnou závislost mezi obsahem půdního vápníku a množstvím unikajícího vápníku v době vypouštění rybníku. Dále Hartman (2004) připouští, že čím vyšší je nabídka CO_2 resp. H_2CO_3 a současně intenzivnější biologická činnost rybníčního ekosystému (bioturbace), tím větší lze očekávat úbytek vápníku odtékající vodou. Příkladem lze uvést rybníky města Vodňany, kde bylo zjištěno, že při jejich vypouštění odtéká z 1 ha při hloubce 1 m vody 254 – 707 kg čistého vápníku a hořčíku (Hartman, 1990; Hartman, 1992).

2.2.3. Účel vápníku v rybníční biocenóze

- 1) Ca^{2+} jako živina, která se podílí na stavbě těla vodních organismů včetně ryb. Vinberg a Ljachovič (1976) uvádí, že k docílení přírůstku je zapotřebí 12,5 kg čistého vápníku. O řád vyšší obsah Ca^{2+} uvádí do oběhu v době vegetace rostlinný a živočišný plankton. Obecně lze říct, že přítomnost vápníku ve všech sloučeninách pozitivně ovlivňuje biologické oživení vody (Boyd a Trucker, 1998; Hartman a Regenda, 2014).
- 2) Ca^{2+} jako součást uhličitanového komplexu – ve sloučeninách s CO_2 tvoří uhličitanový komplex volný $\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{CO}_3$ nebo vázaný ve vodě rozpustný $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ a nerozpustný CaCO_3 . Za normální situace se CaCO_3 ve vodě neudrží a vysráží se na listy rostlin a do sedimentu dna (Stegman, 1973). Tento jev nastává postupně při $\text{pH} > 8,3$. Obsah vápníku vázaného do hydrogenuhličitanu zjišťujeme z hodnot $\text{KNK}_{4,5}$ a pro volný CO_2 usuzujeme z hodnoty $\text{ZNK}_{8,3}$.
- 3) Ca^{2+} aplikovaný v podobě CaO nebo $\text{Ca}(\text{OH})_2$, působící jako silná alkálie s dezinfekčními účinky (tlumením původců onemocnění) a dále také s biokatalytickými účinky, což je zabezpečováno principem neutralizační reakce vyvázáním nadbytečného CO_2 a H_2CO_3 do $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$.

2.2.4. Ekonomika vápnění

- 1) Při průměrné hloubce rybníka 1- 1,5 m uniká při výloveh rybníků 204 – 707 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ vápníku v rozpustné formě $\text{Ca}(\text{CO}_3)_2$ (Hartman, 1992). Z toho vyplývá, že

bychom měli zachycovat provápněné vody z horních partií rybníků v níže situovaných rybnících (Hartman, 1990).

- 2) Vápník se v rybniční půdě a ve vodě hromadí úměrně dostupnému CO_2 , ale i jiných aniontů. To je důvod vápnění vypuštěných rybníků na dno současně nebo po předchozím organickém hnojení (Boyd a Trucker, 1998). Vápnění zvyšuje pH dnových sedimentů a tím zvyšuje dostupnost fosforu dodaného hnojením (Boyd a Scarsbrook, 1974).
- 3) Nadměrné vápnění může negativně ovlivňovat rybniční úrodnost dalších let ztrátou minerálního uhlíku tj. vyplavováním „vyvázaného“ HCO_3^- .

2.2.5. Účel vápnění, pro doplnění CO_2 , jako živiny a komponentu uhličitanové rovnováhy

V období vegetačního klidu se vápnění provádí v podobě mletého vápence CaCO_3 nebo tzv. zemědělského vápna (CaO s příměsí CaCO_3) na dno vypuštěných nebo naháněných rybníků a v zimě na led, později na vodu za bezvětřného počasí (Hartman, 2004). Používání vápenatých hnojiv tam, kde jsou silně vyvápněné sedimenty a v přítokových oblastech s alkalitou větší než $1 \text{ mmol} \cdot \text{l}^{-1}$, je zbytečné, protože alkalita v průběhu roku narůstá (eAGRI, 2015). Agrotechnická lhůta pro použití vápna či vápence je stanovena do 15. března kalendářního roku tj. blíže datu letní rovnodennosti (Hartman a kol., 1990). S nástupem slunovratu, se zvyšuje intenzita fotosyntetické asimilace, což má za následek spotřebovávání a ubývání CO_2 z rybniční vody, který je nepostradatelný k vazbě na $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ (Hartman, 2004). Vápnění navyšuje alkalitu vody a zvyšuje dostupnost oxidu uhličitého potřebného pro fotosyntézu (Arce a Boyd, 1972). Dle hodnot $\text{KNK}_{4,5}$ stanovil Janeček (1976) aplikační dávky vápence pro doplnění Ca^{2+} k melioračním účelům (tab. č. 1). Pokud je aplikováno zemědělské vápno, jsou aplikační dávky oproti vápenci zhruba poloviční.

Tab. č. 1. Meliorační a živinové vápnění, dávka CaCO₃ při průměrné hloubce rybníka 1 m (Janeček, 1976).

KNK _{4,5} (mmol.l ⁻¹)	Plná dávka (kg.ha ⁻¹)	Snížená dávka (kg.ha ⁻¹)
do 0,5	1000	600
0,5 – 1,0	600	400
1,0 – 1,5	300	200
1,6 – 2	100	0
nad 2	0	0

2.2.6. Preventivní a letní „dezinfekční“ vápnění na vodu

Důležitým kritériem pro aplikaci mletého vápence nebo páleného vápna je mimo jiné podloží rybníka a kategorie rybářského obhospodařování (eAGRI, 2015), jak uvádí tabulka č. 2. Dalším limitním faktorem pro použití mletého vápna je hodnota pH vody a obsah amonného dusíku (Boyd a Scarsbrook, 1974).

Tab. č. 2. Dávky vápenatých hnojiv zohledněné dle intenzifikace chovu ryb (eAGRI, 2015).

Dávky vápenatých hnojiv		Polointenzifikační rybník	Intenzifikační rybník
Max. jednorázová dávka	Mletý vápenec	1000 kg.ha ⁻¹ nebo 0,1kg.m ³	1000 kg.ha ⁻¹ nebo 0,1kg.m ³
	Pálené vápno	700 kg.ha ⁻¹ nebo 0,07 kg.m ³	700 kg.ha ⁻¹ nebo 0,07 kg.m ³
	Chlorové vápno	30 kg.ha ⁻¹ nebo 0,003 kg.m ³	30 kg.ha ⁻¹ nebo 0,003 kg.m ³
Max. roční dávka	Mletý vápenec	2000 kg.ha ⁻¹ nebo 0,2 kg.m ³	2000 kg.ha ⁻¹ nebo 0,2 kg.m ³
	Pálené vápno	1000 kg.ha ⁻¹ nebo 0,1 kg.m ³	2000 kg.ha ⁻¹ nebo 0,1 kg.m ³
	Chlorové vápno	120 kg.ha ⁻¹ nebo 0,012 kg.m ³	120 kg.ha ⁻¹ nebo 0,012 kg.m ³
Období aplikace		Ve vegetačním klidu kromě chlorového vápna	Ve vegetačním klidu kromě chlorového vápna

Preventivní vápnění realizujeme převážně v druhé polovině až závěru vegetačního období v ranních hodinách na vodu, která je bohatě oživena fytoplanktonem nebo vodním květem (Hartman a Regenda, 2014). Pro tento způsob vápnění se běžně uplatňuje mleté pálené vápno (CaO) nebo hydrát Ca(OH)₂. Převažující disimilace a

tvorba nadbytku CO_2 fytoplanktonem, který není schopen jej spotřebovat fotosyntetickou asimilací (v důsledku krátkého se denního světla), je důvodem aplikace uvedených vápenatých přípravků (Jirásek a kol., 1984; Pytlík, 1962; Schreckenbach a kol., 1975). Dalším projevem procesu disimilace je rozklad organických látek, se kterým se pojí deficity kyslíku (Hartman, 2004). Průvodním jevem je redukce obsahu organických látek stanovovaných jako BSK a CHSK (Hartman, 2004). Letní – dezinfekční vápnění páleným vápnem provádíme rozhozem jemně mletého CaO po vodní hladině v dopoledních hodinách při neutrální reakci vody. Dávky opakujeme na základě hodnot ZNK vody jak je uvedeno v tabulce č. 3.

V ranních hodinách před nástupem fotosyntetické asimilace, se pH vody v prosvětlené euforické vrstvě pohybuje kolem neutrální reakce. Odpoledne můžeme očekávat v téže prosvětlené euforické vrstvě již zvýšené ($> 8,3$) až vysoké ($> 9,2$) hodnoty pH. Avšak ve spodních vrstvách vody (hypolimniu) převažují disimilující reakce společně s přebytkem CO_2 , deficitem O_2 a neutrální reakcí pH (Hartman a Regenda, 2014). Tímto vápněním, které je také označováno jako biokatalytické, jsme schopni nadlepsit kyslíkový režim v závěrečné fázi vegetace a využít nadbytku CO_2 ke zvýšení $\text{KNK}_{4,5}$ pro přípravu vody ke komorování (Hartman, 2004).

Tab. č. 3. Dezinfekční vápnění mletým páleným vápencem (Hartman, 2004).

ZNK _{8,3} (mmol.l ⁻¹)	Dávka CaO při hloubce 1m (kg.ha ⁻¹)
0,2	50
0,3	80
0,4	110 – 115
0,5	135 – 145

Důležitou funkcí tohoto vápnění je podpora nitrifikačních bakterií, čímž se urychlí rozklad organických látek (Boyd a Trucker, 1998; Hartman a Regenda, 2014).

Pro tlumení aktivity fytoplanktonu někteří autoři uvádějí jednorázovou dávku páleného vápna 150 kg.ha^{-1} , kdy je tato dávka volena s ohledem na pH při požadavku na neutrální reakci (Füllner a kol., 2000) jak uvádí tabulka č. 3. Na potlačení proteolytických bakterií je vhodné aplikovat dávku chlorového vápna 3 krát týdně

s odstupem dvou dnů. Vyšší dávky mohou působit algicidně, kdy v důsledku likvidace a rozkladu fytoplanktonu dochází ke zhoršení kyslíkových poměrů (eAGRI, 2015).

2.2.7. Desinfekční vápnění na rybníční půdu

Dezinfekční vápnění na dno rybníků vykazuje hodnoty aplikačních dávek až 0,5 kg CaO na 1 m² zpravidla s koncentrací na loviště a stoky rybníků nebo u jiných rybochovných objektů například sádek (Hartman a Regenda, 2014). Dalším dezinfekčním prostředkem je chlorové vápno, které lze aplikovat v dávce 0,6 t.ha⁻¹ většinou opět částečně na loviště, sádky po napuštění nebo před nasazením (Čítek a kol., 1993). Chlorové či pálené vápno dále aplikujeme při zjištění infekčních ohnisek či jiných invazních onemocnění ryb (eAGRI, 2015). Vyšší dávky páleného vápna a jejich koncentrace na menší plochy na dna rybníků mohou být letální pro některé vodní měkkýše, jako je škeble rybníčná (*Anodonta cygnea*; eAGRI, 2015). V metodice, která se zabývá řádnou rybníkářskou praxí v saském profesním rybníkářství, jsou uvedeny aplikace vápenatých přípravků, které jsou většinou srovnatelné s našimi dávkami (tab. č. 4).

Tab. č. 4. Způsoby použití různých vápenatých přípravků (Füllner a kol., 2000).

vápenatý přípravek	způsob a určení použití	Dávka
pálené vápno (mleté)	zvýšení hodnot pH a KNK _{4,5} vody	k dosažení neutrální reakce pH vody v menších jednotlivých dávkách do 150 kg.ha ⁻¹
pálené vápno (mleté)	dezinfekce rybníků	aplikace na vlhká místa rybníků parciálně v dávce až 1000 kg.ha ⁻¹
pálené vápno (mleté)	preventivní vápnění tlumení aktivity fytoplanktonu	150 kg.ha ⁻¹ v jedné dávce se zřetelem na pH (neutrální) a jeho změny
uhličitan vápenatý (mletý vápenec)	základní vápnění pro urychlení mineralizace organických látek zvýšení pH vody a KNK _{4,5} u rybníků chudých na vápno	1000 kg.ha ⁻¹ na lehkých půdách, až do 3000 kg.ha ⁻¹ na těžkých půdách, aplikovat na rybníční dno nebo vodu rybníka před nasazením

2.2.8. Vápník v rybničním sedimentu

V období vegetace je vhodné alespoň 1× za měsíc stanovit hodnotu $KNK_{4,5}$, pro zabezpečení odpovídajícího množství Ca^{2+} v rybničním ekosystému. Její hodnota je v těsné korelaci s obsahem disponibilního, tedy dostupného vápníku v rybničním sedimentu (Hartman a Regenda, 2014).

Rybniční půdy jsou významným zdrojem využitelného vápníku, který je vázán převážně na iont CO_3^{2-} a který lze převést pomocí H_2CO_3 v období vegetace na rozpustný dvojuhličitan $Ca(HCO_3)_2$ (Hartman, 2004). Rybí obsádka svou biomeliorační činností neboli bioturbací (vyhledávání potravy a víření bahenního sedimentu), je schopna uvolňovat Ca^{2+} ze sedimentů dna do vodního prostředí. V této situaci se Ca^{2+} uvolní do vody pomocí přeměny H_2CO_3 na $Ca(HCO_3)_2$ (Adámek a Maršálek, 2013).

Dostupný Ca^{2+} v rybniční půdě lze stanovit pomocí reakce 0,1M H_2CO_3 (ve stavu zrodu reakcí $Na_2CO_3 + 2HCl$ v ekvivalenci) na uhličitany vápníku v sedimentu a tento Ca^{2+} posléze vyjádřit v mmol Ca^{2+} na 1kg sušiny sedimentu. Hartman (1992), navrhl nomogram pro stanovení aplikačních dávek vápenatých přípravků na základě dostupného vápníku v rybniční půdě a $KNK_{4,5}$ vody. Za dostatečný, je pokládán obsah disponibilního Ca^{2+} stanoveného v rybniční půdě na úrovni 30 – 40 mmol v 1 kg sušiny rybniční půdy. Hartman (2001) po řadu let sledoval obsahy disponibilního vápníku obsaženého v sedimentech rybníků města České Budějovice. Pro tento účel byla vybrána soustava českobudějovických rybníků a rybníky bašty Lhotka u Olešnice, kde byly vybrané rybníky monitorovány od roku 1995 do roku 2010. Největší ztráty iontů Ca^{2+} v rybničních sedimentech, byly zaznamenány po povodních v letech 2002, 2005 a 2006 (Hartman, 2010). Dalšími vlivy, způsobující úbytek vápníku v rybničních půdách, je změna kultury orné půdy na louky, pastviny a zalesňování zemědělské půdy (Hartman a Regenda, 2014).

2.3. Dynamika zooplanktonu

Zooplankton, je důležitá složka vodních organismů pro sledování stavu stojatých vod. V rybničním ekosystému je trvale přítomný, snadno vzorkovatelný a jeho analýzou můžeme získat mnoho informací vypovídajících o stavu a dynamice změn v každém rybníce (Přikryl, 2006).

Složení rybničního zooplanktonu (kvantitativní a kvalitativní), je z největší míry ovlivňováno vyžíráním tlakem rybí obsádky, kde hraje významnou roli biomasa ryb, která souvisí s jejich hustotou a druhovým složením (Adámek a kol., 2010). Jestliže jsou v rybničním ekosystému zastoupeny převážně planktonožravé druhy ryb, je zooplankton tvořen malými a drobnými druhy perlooček, klanonožci a vířníky (Hrbáček a kol., 1961). Pro vodárenské nádrže se využívá teorie trofické kaskády, kdy se předpokládá, že vlivem vrcholových predátorů se zvýší podíl hrubého zooplanktonu prostřednictvím potlačení planktonožravých ryb (Bergman a Bergstrand, 1999). Cílem je vyšší průhlednost vody vlivem vyššího tlaku zooplanktonu na fytoplankton (Lampert, 1997). Velké druhy perlooček účinně a efektivně redukují jak fytoplankton, tak i bakterioplankton (Brooks a Dodson, 1965; Janda a Pechar, 1996) a dále s jejich výskytem klesá i biomasa drobných druhů zooplanktonu (Kerfoot a kol., 1985). Teplota vody na začátku vegetační sezóny ovlivňuje příjem potravy rybami, kdy se v celkovém objemu zooplanktonu uplatňují větší druhy perlooček, jako jsou hrotnatka velká (*Daphnia magna*) a hrotnatka rybniční (*Daphnia pulicaria*; Adámek a kol., 2010). Na přelomu května a června můžeme obvykle pozorovat vysokou průhlednost vody, což je zapříčiněno vyfiltrováním fytoplanktonu hrubým zooplanktonem. Tato fáze je také nazývána fází čisté vody „clear water“ (Brönmark a Hansson, 1998), při které může docházet ke kyslíkovým deficitům (Adámek a kol., 2010; Janda a Pechar, 1996). Aplikací insekticidů na bázi organofosfátů jsme schopni zredukovat abundanci perlooček, přičemž dojde k následnému rozvoji fytoplanktonu, který nadlepší kyslíkové poměry v nádrži (Pechar a Radová, 1996). Se stoupající teplotou vody se zvyšuje potravní aktivita ryb a tím i jejich vyžírání tlak na velké druhy filtrujícího fytoplanktonu (Adámek a kol., 2010). Velké druhy snadno dostupného zooplanktonu jsou postupně vyžírány a jsou nahrazovány menšími druhy perlooček (*Bosmina longirostris*, *Ceriodaphnia sp.*,

Chydoridae), klanonožců (*Cyclops vicinus* a *Acanthocyclops trajani*) s převahou svých vývojových stádií (nauplií a kopepoditů; Persson, 2008). V letním období či ke konci vegetační sezóny, můžeme pozorovat masivní výskyt drobných forem zooplanktonu (buchanky, vířníci) spolu s nízkou průhledností vody. Tato situace nám signalizuje vysokou biomasu obsádky nebo masový výskyt drobných kaprovitých ryb (Adámek a kol., 2010; Šusta, 1997; Scheffer, 1998; Negreiros a kol., 2009). Cyklomorfóza (tvarové změny těla), diurnální migrace, změny barvy těla apod. jsou projevy zooplanktonu na predační tlak ryb a na hustotu vody. Nejlépe byla zdokumentována cyklomorfóza u perlooček rodu *Daphnia*, kde byly pozorovány tvarové změny na hlavě. Zimní generace vykazovaly hlavu nízkou a kulatou, kdežto u letních generací docházelo k přilbovitému zvýšení hlavy. Kromě rybí predace, jsou tyto tvarové modifikace ovlivněny teplotou, potravou, světelným režimem a turbulencí (Lellák a Kubíček, 1991). Jedinci vykazující tvarovou modifikaci přilby jsou méně vyžírání, neboť jsou schopni zaujmout hydrodynamicky příznivější polohu (Hrabáček, 1965). Při nárůstu drobného zooplanktonu se současně zvyšuje biomasa fytoplanktonu podpořena teplotou vody, dostatkem živin a intenzivnější sluneční radiací (Adámek a kol., 2010). V současnosti jsou rybníční ekosystémy v období vegetace zasaženy vysokou biomasou fytoplanktonu, což může způsobovat značné kolísání fyzikálně-chemických vlastností vody, jako jsou obsah rozpuštěného kyslíku a pH ve vodním prostředí. Tyto dva parametry vody pak negativně působí na biotu celého rybníčního ekosystému (Adámek a kol., 2010).

3. Metodika a materiál

3.1. Metodika stanovení dostupného Ca v rybníční půdě

Vzorky rybníční půdy byly odebrány v závěru roku 2013 (prosinec) nejméně ze tří lokalit několika náběry v každém ze sledovaných rybníků pomocí sběrače do hloubky cca 10 cm a uloženy do mikrotenových sáčků. Vzorky byly zpracovány na Ústavu komplexních systémů FROV JČU v Nových Hradech, kde probíhala centrifugace a sedimentace a v laboratoři ÚAOV FROV v Českých Budějovicích bylo stanoveno Ca chelatometricky. Pro přípravu vzorku byla použita metoda podle Drbala a Bastla (1988), která je založena na principu uvolňování iontů Ca^{2+} obsaženého v rybníční půdě (převážně v uhličitanech) pomocí H_2CO_3 ve stavu zrodu ($\text{Na}_2\text{CO}_3 + 2\text{HCl} \rightarrow 2\text{NaCl} + \text{H}_2\text{CO}_3$) a mechanického promíchání - turbulence suspenze rybníčních sedimentů. Jedná se o simulaci procesů odehrávajících se v rybnících ve vegetačním období. Uvolněné ionty Ca^{2+} vstupují do rozpustných hydrogenuhličitanů $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ ve vodním sloupci a podporují vzestup $\text{KNK}_{4,5}$. Vápník převedený z bahenního sedimentu do vody v rozpustných sloučeninách převážně $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ je významným kritériem pro zvážení potřeby aplikace vápenatých přípravků do rybníků (Hartman, 2004).

Reakce probíhala v navážce 5 g vysušeného sedimentu, který se zalil 36,6 ml 0,1M roztokem Na_2CO_3 z automatické byrety a 13,4 ml 0,5M HCl. Obsah suspenze byl pomocí magnetického míchátko míchán přesně 5 minut, posléze centrifugován 10 minut při 3 500 otáčkách za minutu. Ze supernatantu byl odpipetován objem 25 ml čiré tekutiny k titraci pro stanovení Ca^{2+} chelatometrickou metodou (Horáková a kol., 1989).

3.2. Metoda odběru a zpracování vzorků vody

Vzorky byly odebírány v místě výpustí. Jedná se tedy o vzorky bodové, které byly odebírány v pravidelných intervalech třech týdnů u hladiny a u dna pro stanovení O_2

včetně teploty vody obvykle ve stejnou denní dobu (dopoledne). Část odběrů byla provedena na místě pomocí Combi soupravy (VÚRH Vodňany) a $KNK_{4,5}$ byla titrována zprvu v laboratoři a později byla stanovována rovněž v terénu podle metodiky Horáková a kol. (1989).

3.2.1. Stanovení kyselinové neutralizační kapacity - $KNK_{4,5}$

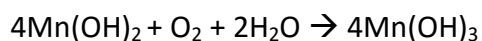
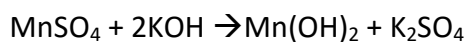
Principem metody stanovení $KNK_{4,5}$ je titrace vzorku vody za pomoci odměrného roztoku HCl o koncentraci $0,1 \text{ mol.l}^{-1}$ na směsný Tashirův indikátor nebo na methylooranž.

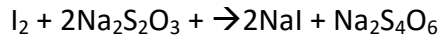
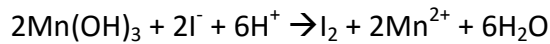
V průběhu roku 2015 byly na vybraných Novohradských rybnících odebírány vzorky vody pro stanovení $KNK_{4,5}$ vody. Pro uchování a transport vzorků byly použity plastové lahve o objemu 500 ml. Samotné stanovení $KNK_{4,5}$ vody proběhlo na podniku Rybářství Nové Hrady s.r.o. ve Štiptoni, kdy do titrační baňky bylo odměřeno odměrným válcem přesně 100 ml vzorku vody a postupně přidáno 5 kapek směsného indikátoru na alkalitu. Pomocí pipety bylo nasáto 10 ml $0,1M$ kyseliny chlorovodíkové pomocí níž byl vzorek titrován z původní zelenomodré barvy do vínově červenou. V momentě změny barvy se odečetla spotřeba kyseliny chlorovodíkové. Pro úspěšné stanovení $KNK_{4,5}$ vody, bylo nutno během titrace neustále míchat objem Erlenmayerovy baňky krouživými pohyby.

Spotřeba $0,1M$ HCl v mililitrech odpovídá hodnotě $KNK_{4,5}$ v mmol.l^{-1} .

3.2.2. Jodometrické stanovení rozpuštěného kyslíku

Principem stanovení je reakce rozpuštěného kyslíku a síranu manganatého v alkalickém prostředí za vzniku rezavě hnědé sraženiny hydroxidu manganatého. Po rozpuštění v kyselině se kyslík stanoví tak, že oxiduje jodid draselný na jód. Jód se stanoví titrací thiosíranem sodným, kdy indikátorem je škrobový maz. Kyslík se tedy stanoví nepřímo, a to jako jód (Horáková a kol., 2003).





Kyslík byl stanoven na místě odběru. Vzorky rybníční vody byly odebírány pomocí Hrabáčkova zařízení - sondy, ve kterém byla umístěna kyslíková lahvička o objemu 50 ml. Po odběru byla kyslíková lahvička vyjmuta a zátkou vytlačena přebytečná voda. Následně bylo přidáno 0,5 ml chloridu manganatého a 0,5 ml alkalického jodidu. Dále byla lahvička uzavřena a důkladně promíchána. Po usazení sraženiny bylo přidáno 2 ml kyseliny sírové a opětovně byl celý objem důkladně míchán do úplného rozpuštění sraženiny. Pomocí odměrného válce bylo z kyslíkové lahvičky odebráno 50 ml vzniklého žlutě zbarveného roztoku, který byl převeden do titrační baňky. Poté bylo do tohoto roztoku přidáno 0,5 ml škrobového indikátoru, kdy se následovně roztok zbarvil do tmavomodra. Do dělené pipety bylo nasáto přesně 10 ml 0,02M sirnatanu sodného, který byl po kapkách přidáván do odbarvení roztoku. V momentě odbarvení byla odečtena spotřeba sirnatanu. Obsah titrační baňky byl neustále promícháván krouživými pohyby.

Koncentrace rozpuštěného kyslíku byla stanovena výpočtem, kdy byla spotřeba sirnatanu v ml vynásobena koeficientem 3,2 (podle objemu aktuálně používané kyslíkové lahvičky). Tak byla získána výsledná hodnota v mg.l^{-1} .

(př.: spotřeba sirnatanu činila 2,5 ml, výsledná hodnota je $2,5 \times 3,2 = 8 \text{ mg.l}^{-1}$)

3.2.3 Kolorimetrické stanovení pH

Princip měření kolorimetrie je na základě barevných změn univerzálního indikátoru pro orientační stanovení pH v rozmezí 5,9 – 10,1.

Pro stanovení pH kolorimetricky byly do bočně zatemněných zkumavek o průměru 14 mm odměřeny 1-2 kapky roztoku indikátoru. Následně bylo přidáno 10 ml vzorku vody a obsah zkumavky byl promíchán. Zbarvení vzorku bylo porovnáno s barevnými políčky stupnice, kdy hodnota pH vzorku je dána údajem pod barevným políčkem

stupnice, která se shoduje se zbarvením vzorku. Pokud se zbarvení vzorku neshodovalo přímo s některým z barvených políček stupnice, muselo být provedeno vyhodnocení vzorku průměrem ze dvou nejbližších hodnot barevné stupnice (extrapolací). Barevná škála pro orientační stanovení pH byla součástí Combi soupravy.

3.3. Metodika odběru zooplanktonu

Během roku 2014 byly v průběhu vegetační sezóny odebírány vzorky zooplanktonu ze sledovaných rybníků (Nový v oboře, Nakolický, Dolní velký, Kačák, Byňovský, Žár a Farský-kontrola).

Pro odlov planktonu byla použita planktonní síť (planktonka) s velikostí ok 80 μm a výpustním kohoutem. Na každém rybníce bylo loveno třemi tahy z různých míst a z různé hloubky. Po vytažení planktonky byly opláchnuty stěny sítě pomocí stříčky s čistou vodou. Zachycené organismy se hromadily ve spodní části planktonky. Vypouštěcím kohoutem se převedl zachycený materiál do plastové nádoby s širokým hrdlem o objemu 100 ml. Po každém odběru byla planktonka důkladně promyta čistou vodou proti kontaminaci vzorků materiálem z předchozího odběrového místa. Pro konzervaci vzorků byl použit formaldehyd, který byl přilít do lahvičky s planktonem v takovém množství, aby výsledná koncentrace byla blíže 4 %. Po odběru byly vzorky skladovány ve tmavé místnosti při pokojové teplotě.

3.3.1. Determinace vzorku planktonu

Třídění a rozbor vzorků zooplanktonu proběhl na Ústavu akvakultury Fakulty rybářství a ochrany vod v Českých Budějovicích. Pro samotnou determinaci zooplanktonu byl použit mikroskop Olympus CX 21. Použité zvětšení při mikroskopování bylo 10 \times / 0,25 a 20 \times / 0,40. Příprava vzorků k determinaci planktonu probíhala tak, že do připravené odměrné baňky byl přelit obsah plastové lahvičky se vzorkem. Celým obsahem bylo důkladně mícháno, aby byl plankton rovnoměrně rozprostřen po celém objemu baňky. V další fázi byly odpipetovány 2 ml vzorku a předány do počítačící komůrky (Sedgwick-Rafterovi). V případě, kdy nebylo možno

vzorek rozprostřít po celé počítací komůrce, bylo použito ředění pomocí mýdla, které snížilo povrchové napětí vzorku. Pro efektivitu práce, byla determinace prováděná počítáním planktonních organismů v 17 komůrkách. Jelikož jsou Sedgwick-Rafterovy komůrky složeny z 34 svislých komůrek, bylo potřeba výsledek vynásobit 2. Výsledný přepočet abundance zooplanktonu na 1 l rybníční vody byl počítán dle příkladu uvedeného níže.

Příklad přepočtu jedinců zooplanktonu na 1 l rybníční vody:

V případě, kdy bylo z lahvičky do komůrky odpipetováno 2 ml vzorku a bylo zjištěno, že v 17 komůrkách rozdělených na 34 oddílů bylo 10 ks *Daphnia galeata*, výpočet byl následovný:

10 ks 17 komůrek

x ks 34 oddílů

$$x = 10 * 34 / 17$$

$$x = 20 \text{ ks v } 34 \text{ oddílech} = 2 \text{ ml, ve } 100 \text{ ml lahvičce jich je } 20 * 50 = 1000 \text{ ks}$$

Objem vody protažený planktonní sítí:

$$V = 1/3 * 3,14 * 102 * 500$$

$$V = 523598,78 \text{ cm}^3 = 523,59 \text{ l} = \sim 524 \text{ l}$$

Konečný přepočet:

1000 ks 524 l

X ks 1 l

$$x = 1 * 1000 / 524$$

$$x = 19 \text{ ks } Daphnia \text{ galeata v } 1 \text{ l rybníční vody}$$

3.4. Statistické hodnocení

Pro porovnání rozdílů obsahu vápníku v půdě a kyselinové neutralizační kapacity vody mezi jednotlivými rybníky byla použita jednofaktorová ANOVA, konkrétně post-hoc Tukey HSD test.

Za signifikantní byla při všech měřeních pokládána hodnota $p < 0,05$. Všechny testy byly prováděny v programu STATISTICA (data analysis software systém), verze 9.1 (StatSoft, Inc., 2010).

3.5. Nakolický rybník

Základní hydrologická charakteristika

Vodní tok: Vyšenský potok

Číslo hydrologického pořadí: 1-06-02-049

Katastrální území: Byňov

Vodní plocha při normálu: 45,2 ha

Objem vody při normálu: 258 tis. m³

Minimální kóta koruny hráze: 479,55 m.n.m.

Kóta normální hladiny: 478,74 m.n.m.

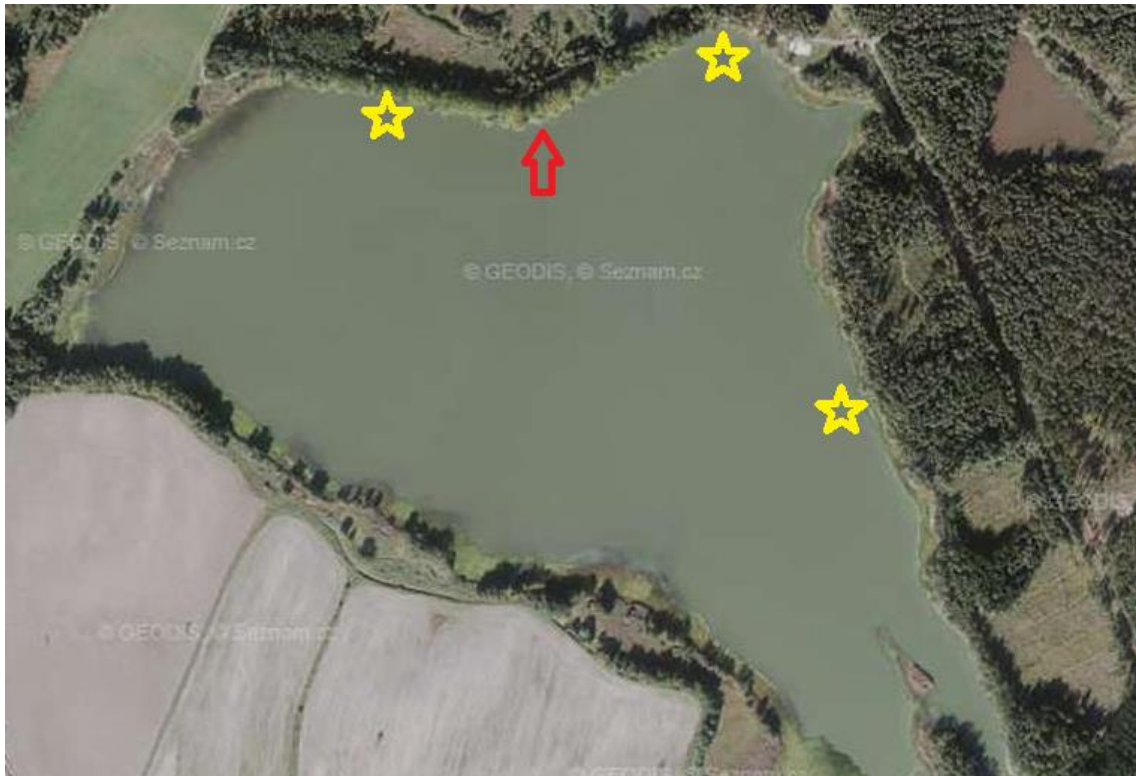
Kóta prostoru při max. hladině: 479,24 m.n.m.

Kategorie z hlediska TBD: IV. kategorie

Kategorie dle vodohospodářského významu: 2. skupina

Účel a využití rybníka

Rybník Nakolický je využíván jako rybochovný jedno- až dvouhorkový komorový rybník (chov kapra a doplňkových druhů ryb). Funkce rybníka je retenční, kdy je rybník schopen snížit povodňový průtok přitékajících vod z povodí a akumulární, kdy je při napouštění rybníka akumulován objem vody 258 tis. m³ na kótu normální hladiny v rybníce. Na rybníce Nakolický je stanoven minimální průtok pod hrází 1 l.s⁻¹ (Q330d). Místa odběru vzorků jsou zobrazena na obrázku č. 1.



Obr. č. 1. Nakolický rybník – červená šipka znázorňuje místo, kde byla měřena $KNK_{4,5}$ vody, nasycení vody kyslíkem a pH vody. Žlutá hvězda určuje polohy míst odběrů vzorků zooplanktonu (Mapy, 2015).

3.6. Rybník Nový v Oboře

Základní hydrologická charakteristika

Vodní tok: Tuštský potok

Číslo hydrologického pořadí: 1-07-02-007

Katastrální území: Obora u Vyšného

Parcelní číslo: KN 389

Vodní plocha při normální hladině: 10,5 ha

Objem vod při normální hladině: 105 000 m³

Objem vody při maximální hladině: 125 000 m³

Minimální kóta koruny hráze: 477,90 m.n.m.

Kóta normální hladiny: 477,35 m.n.m.

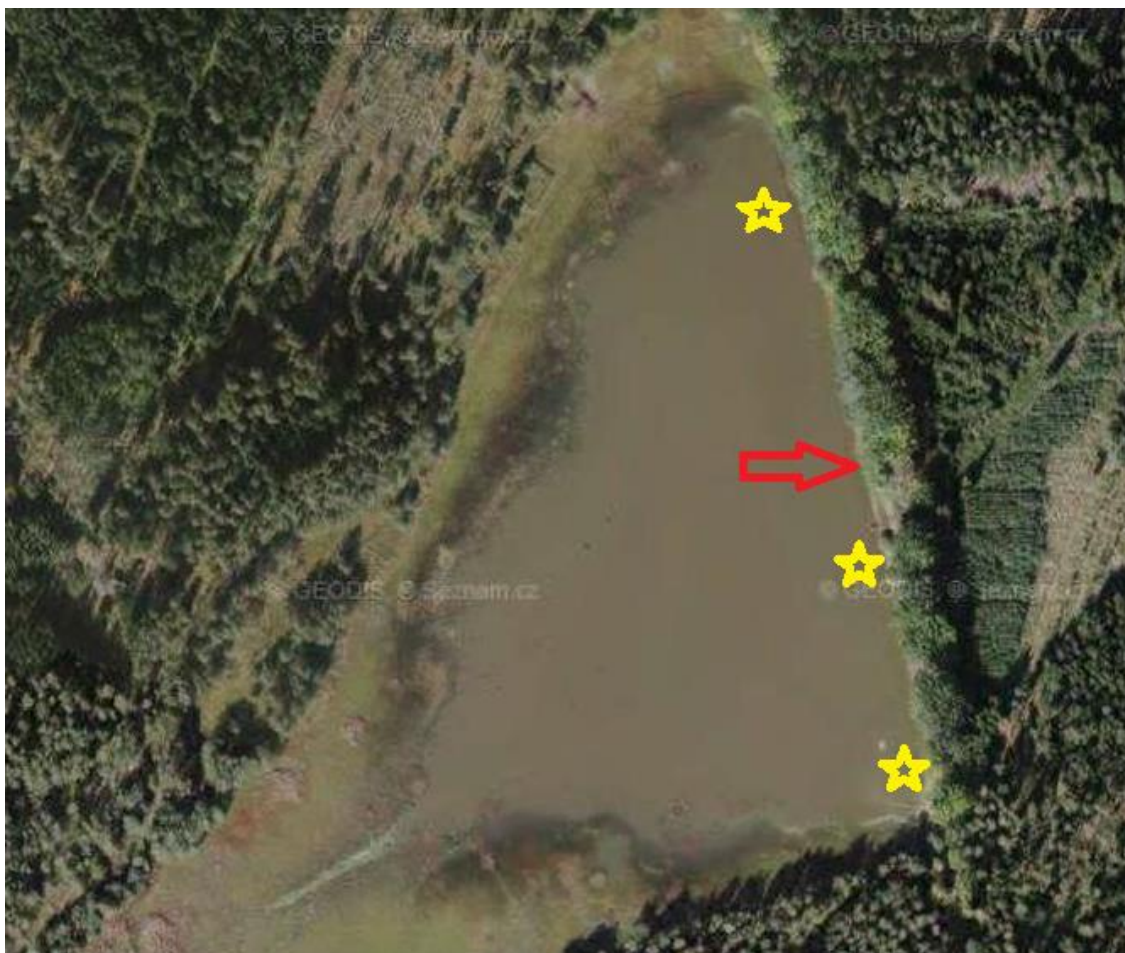
Kóta maximální hladiny: 477,60 m.n.m.

Kategorie z hlediska TBD: IV. kategorie

Kategorie dle vodohospodářského významu: 3. skupina

Účel a využití rybníka

Rybník je víceúčelový. Hlavním účelem tohoto rybníka je chov ryb při jednohorkovém, výjimečně dvouhorkovém hospodaření. Funkce rybníka je akumulární, kdy část objemu lze využít pro nadlepšení průtoku pod hrází a retenční, kdy pro částečnou ochranu před povodněmi slouží retenční objem 40 000 m³. Dále má rybník i funkci krajnotvornou, jelikož je situován v CHKO Třeboňsko. Místa odběru vzorků jsou zobrazena na obrázku č. 2.



Obr. č. 2. Nový v oboře – červená šipka znázorňuje místo, kde byla měřena KNK_{4,5} vody, nasycení vody kyslíkem a pH vody. Žlutá hvězda určuje polohy míst odběrů vzorků zooplanktonu (Mapy, 2015).

3.7. Rybník Žár

Žár nebo také Velký Žárský rybník je největším rybníkem v oblasti podhůří Novohradských hor a Trhosvinenska. Rybník Žár byl založen kolem roku 1220 a je tedy jedním z nejstarších rybníků v České republice. Současně se jedná o největší rybník v povodí Stropnice. Rybník Žár má charakter málo průtočné nádrže napájené vodou z Bedřichovského potoka, která je převedena náhonem od rozdělovacího objektu umístěného západně od Horní Stropnice přes rybníky Kartáčník a v Kolébce a dále je spojena s několika bezejmennými přítoky.

Základní hydrologická charakteristika

Katastrální území: obec Žár, rybník je napájen Žárským potokem,

Katastrální výměra: 116 3395 m²

Vodní plocha nádrže: 95,1 ha

Celkový objem zadržené vody při normální hladině: 1 500 000 m³,

Retenční (ochranný) objem: 560 000 m³,

Nadmořská výška normální hladiny: 508 m n.m.

Hloubka u hráze: 3,5 m

Účel a využití rybníka

V současné době je rybník Žár využíván především k rybochovu, k napájení soustavy rybníků Janovka a také k zachycení povodňových průtoků. Vodu z nádrže lze využít též pro požární účely na území přilehlých obcí (záložní požární zdroj). Rybník Žár je významným krajinným prvkem v přírodní rezervaci Novohradské hory a rovněž zadržuje vodu v krajině a zvyšuje druhovou rozmanitost (funkce biodiverzity). Místa odběru vzorků jsou zobrazeny na obrázku č. 3.



Obr. č. 3. Žár - červená šipka znázorňuje místo, kde byla měřena $KNK_{4,5}$ vody, nasycení vody kyslíkem a pH vody. Žlutá hvězda určuje polohy míst odběrů vzorků zooplanktonu (Mapy, 2015).

3.8. Rybník Kačák

Rybník leží cca 2,7 km západním směrem od obce Byňov, je průtočný s čelní hrází. Napájen je odběrem z rybníka Horní Karolínský. Rybník je součástí rybníční soustavy, kdy z něj voda odtéká do rybníka Velebil hlavní výpustí a v případě potřeby je voda odebíraná i na střík přímo na lovišti rybníka Velebil.

Základní hydrologická charakteristika:

Číslo hydrologického pořadí: 1-06-02-049

Hydrologický rajon: 214

Kraj: Jihočeský

Katastrální území: Údolí u Nových Hradů

Parcelní číslo: KN 1296

Katastrální výměra: 24,0832 ha

Vodní plocha: 21,45 ha

Kóta maximální hladiny: 482,75 m.n.m.

Kóta normální hladiny: 482,45 m.n.m.

Celkový objem akumulované vody při max. hladině: 488 000 m³

Celkový objem vody při normální hladině: 415 000 m³

Účel a využití rybníka

Rybník je víceúčelový. Hlavním účelem rybníka je chov ryb a drůbeže. Rybník je vhodný pro rybářské využití na úrovni polointenzifikace. Má funkci akumuláční, kdy část objemu lze využít pro nadlepšení průtoků pod hrází a retenční, kdy pro částečnou ochranu před povodněmi slouží retenční objem 73 000 m³. Místa odběru vzorků jsou zobrazena na obrázku č. 4.



Obr. č. 4. Žár - červená šipka znázorňuje místo, kde byla měřena KNK_{4,5} vody, nasycení vody kyslíkem a pH vody. Žlutá hvězda určuje polohy míst odběrů vzorků zooplanktonu (Mapy, 2015).

3.9. Rybník Dolní Velký

Základní hydrologická charakteristika

Číslo hydrologického pořadí: 1-06-02-049

Katastrální území: Byňov

Parcelní číslo: KN 1020/2

Vodní plocha při normálu: 45,2 ha

Objem vody při normálu: 258 000 m³

Minimální kóta koruny hráze: 479,55 m.n.m.

Kóta normální hladiny: 478,74 m.n.m.

Kóta neovl. Prostoru při max. hladině: 479,24 m.n.m

Kategorie z hlediska TBD: IV. kategorie

Kategorie dle vodohospodářského významu: 2. skupina

Rybník leží cca 0,7 km severozápadním směrem od obce Byňov, je průtočný s čelní hrází. Napájen je pravostranným náhonem ze soustavy Janovka a přítokem z Čertova rybníka ležící též v horní partii nad dotčeným rybníkem. Rybník je též napájen i přepadem z obtokové strouhy. Dotčený rybník se nachází na č.h.p. 1-06-02-052 s plochou povodí 2,6 km². V hrázi rybníka Dolní Velký jsou osazeny dvě výpusti - vedlejší betonová výpust o průměru 500 mm a základní dřevěná výpust o průměru 300 mm. V severní části u sjezdu ze stávající asfaltové lesní cesty se na hráz nachází bezpečnostní přeliv. Rybník vznikl spojením Malého a Velkého Dolního.

Katastrální výměra: 28,00 ha

Vodní výměra: 25,60 ha

Celkový objem akumulované vody při normální hladině: 282 000 m³, při maximální hladině 442000 m³.

Účel a využití rybníka

Hlavní funkcí je chov ryb. Rybník je jednohorkový výjimečně dvouhorkový s výlovem na jaře nebo na podzim dle potřeby kontinuity rybářské produkce. Další funkcí je

akumulace vody, kdy lze část objemu využít pro nadlepšení průtoků pod hrází. Pro částečnou ochranu před povodněmi slouží retenční objem 160 000 m³.



Obr. č. 5. Dolní Velký - červená šipka znázorňuje místo, kde byla měřena KNK_{4,5} vody, nasycení vody kyslíkem a pH vody. Žlutá hvězda určuje polohy míst odběrů vzorků zooplanktonu (Mapy, 2015).

3.10. Rybník Byňovský

Podle metodiky ML VH č. j. 27243/TPO z 8.7 1985 je rybník zařazen dle vodohospodářského systému do I. skupiny.

Do rybníka Byňovský je voda přiváděna rozdělovacím objektem umístěným nad rybníkem Byňovský z Vyšenského potoka. Vyšenský potok dále pokračuje od rozdělovacího objektu podél jižního a jihozápadního břehu rybníka Byňovský k jeho hrázi jako obtoková stoka. Do této obtokové stoky je rovněž zaústěn bezpečnostní přeliv rybníka, který je umístěn v levém břehu nedaleko levobřežního zavázání hráze.

Základní hydrologická charakteristika

Číslo hydrologického pořadí: 1-06-02-049

Katastrální území: Byňov

Parcelní číslo: KN 28

Vodní plocha při normálu: 78,1 ha

Objem vody při normálu: 950 000 m³

Minimální kóta koruny hráze: 471,20 m.n.m.

Kóta normální hladiny: 470,04 m.n.m.

Kóta neovladatelného prostoru při max. hladině: 470,85 m.n.m.

Kategorie z hlediska TBD: IV. kategorie

Kategorie dle vodohospodářského významu: 1. skupina



Obr. č. 6. Byňovský - červená šipka znázorňuje místo, kde byla měřena KNK_{4,5} vody, nasycení vody kyslíkem a pH vody. Žlutá hvězda určuje polohy míst odběrů vzorků zooplanktonu (Mapy, 2015).

4. Výsledky

Experiment byl zahájen na přelomu roku 2013 a 2014 odběrem vzorků rybníční půdy (resp. sedimentů) a jejich analýzami na obsah dostupného Ca^{2+} v mmol. kg^{-1} sušiny půdy. Současně s tím byla stanovována hodnota pH půdy a aktuální $\text{KNK}_{4,5}$ pokud byl rybník napuštěn (tab. č. 5).

Tab. č. 5. Výsledky analýz půdy sledovaných rybníků a aplikační dávky vápna a organických hnojiv (Nové Hradky, prosinec 2013).

Nové Hradky 12. 12. 2013 Rybník/lokal.	Sušina půdy %	Půdní vápník mmol.kg^{-1} suš.	pH půdy	Akt. $\text{KNK}_{4,5}$ mmol.l^{-1}	Navržená Aplik. dávka zeměděl. CaO kg.ha^{-1}	Navržená Aplik.dávka chlév. mrvy t.ha^{-1}
Nakolický 1	14,1	23,5	5,9	0,8		
Nakolický 2	14,2	18,2	5,6	0,8	300	2,4
Nakolický 3	14,1	23,0	6,0	0,8		
Byňovský 1	61,8	10,7	5,9	0,7		
Byňovský 2	13,4	21,5	6,0	0,7	400	3,2
Byňovský 3	13,2	47,4	6,2	0,7		
Žár 1	36,2	34,9	6,5	1,15		
Žár 2	38,8	37,4	6,6	1,15	75	0,6
Žár 3	31,8	47,4	6,6	1,15		
Nový v Ob. 1	15,4	64,9	6,0	0,5		
Nový v Ob. 2	16,8	20,7	6,1	0,5	150	1,2
Nový v Ob. 3	22,7	25,0	6,2	0,5		
Kačák 1	16,3	22,5	6,3	1,4	100	0,8
Kačák 2	18,1	39,9	6,6	1,4		
Dolní Velký 1	32,8	20,7	6,3	0,7	250	2
Dolní Velký 2	21,3	24,2	6,2	0,7		
Průměr	23,8	30,1	6,2	0,853125		
Směr.odchylka	13	13,6112	0,3	0,2917		
KONTROLA						
Farský1	74	6	6,4	0,5	0	
Farský 2	73,4	6	6,4	0,5	0	

Uvedené rybníky určené k chovu ryb bohužel nebyly na doporučení laboratoře hydrobiologie ÚA FROV vyvápňeny (důvodem mohly být ekonomické či organizační zábrany). Práce se orientovala na sledování vlivu obsahu půdního dostupného vápníku na kvalitu vody.

4.1. Rybník Nakolický

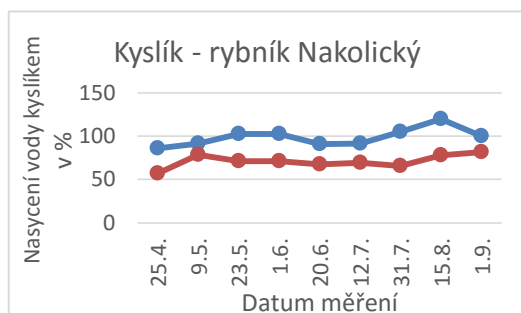
Fyzikálně chemické vlastnosti vody, abundance zooplanktonu a přírůstek ryb

Obsah a nasycení vody kyslíkem byl u hladiny i u dna rozdílný, ale víceméně vyrovnaný po celý rok. Během vegetační sezony 2014 nebyly zjištěny vážnější deficity kyslíku. Nejnižší stanovená hodnota rozpuštěného kyslíku byla naměřena u dna 25. 4. 2014 a to 56% nasycení, což ale nelze považovat za extrémní či život ohrožující hodnotu pro rybí obsádku. Nejvyšší naměřené hodnoty rozpuštěného kyslíku byly stanoveny u hladiny 31. 7. 2014 a 15. 8. 2014 tedy během vrcholu vegetační sezony, kdy byly zjištěny hodnoty 111 % a 117 % mírného přesycení vody kyslíkem. Tento stav byl způsoben nadměrným rozvojem fotosyntetizujících rostlinných organismů - řas, z čehož vyplývá, že lze uvažovat o poklesech kyslíku v brzkých ranních hodinách těsně před rozedněním. Průběh vývoje kyslíkového režimu během vegetační sezóny zobrazuje graf č. 1a. Rybník Nakolický po celou vegetační sezónu vykazoval velice nízké hodnoty $KNK_{4,5}$ vody a to s průměrem $0,6 \text{ mmol.l}^{-1}$. Nejnižší hodnota byla naměřena začátkem září $0,4 \text{ mmol.l}^{-1}$. Nejvyšší alkalita vody byla naměřena v polovině května $0,7 \text{ mol.l}^{-1}$. Detailní vývoj $KNK_{4,5}$ vody zobrazuje graf č. 1b. pH vody bylo po celou dobu měření víceméně konstantní s průměrem 6,6. Průběh naměřených hodnot pH je znázorněn v grafu č. 1c. Sezónní vývoj pH a alkality vody na zkoumaných rybnících znázorňují grafy č. 10 a 11 (viz příloha).

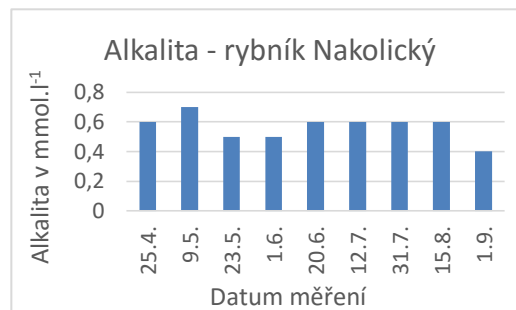
Zooplankton

Již začátkem sezóny (23. 5.) byl zaznamenán vyšší výskyt menších druhů zooplanktonu ($< 500 \mu\text{m}$) v porovnání s většími druhy ($> 500 \mu\text{m}$). Velké druhy perlooček (*Daphnia pulex*) se vyskytovaly v průběhu května řádově v desítkách jedinců (ind.) na litr s maximem 172 ind.l^{-1} . Procentické zastoupení menších druhů se zvyšovalo se

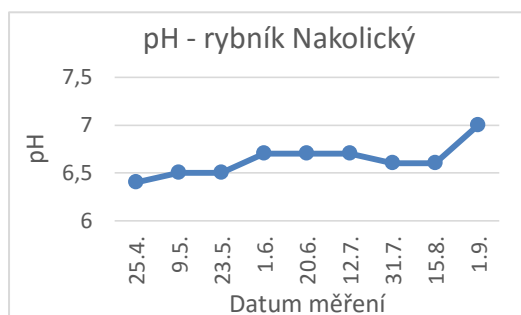
vzrůstající teplotou vody, což byl důsledek vyššího vyžíracího tlaku rybí obsádky. Grafické znázornění podílu jednotlivých řádů zooplanktonu uvádí graf č. 1d. Rozdělení zooplanktonu na jedince menší a větší než 500 μm znázorňují tabulkač. 6a a 6b.



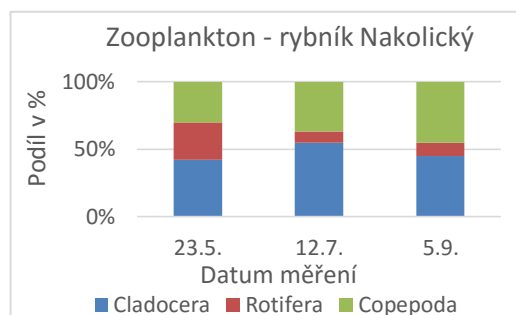
Graf č. 1a. Kyslíkový režim rybníku Nakolický. Modrá křivka znázorňuje průběh měření nasycení kyslíku u hladiny, červená nasycení kyslíkem u dna.



Graf č. 1b. Vývoj alkality na rybníce Nakolický.



Graf č. 1c. Vývoj pH na rybníce Nakolický.



Graf č. 1d. Abundance zooplanktonu na rybníce Nový v Oboře dle procentuálního zastoupení jednotlivých řádů.

Tab. č. 6a. Početní a procentuální zastoupení zooplanktonu menšího než 500 μm .

Sezónní průběh měření	Začátek růstové sezóny	Vrchol růstové sezóny	Závěr růstové sezóny
Zastoupení <500 μm (%)	79	94	89
Početnost (ind.l ⁻¹)	648	1688	1509

Tab. č. 6b. Početní a procentuální zastoupení zooplanktonu většího než 500 µm

Sezónní průběh měření	Začátek růstové sezóny	Vrchol růstové sezóny	Závěr růstové sezóny
Zastoupení >500 µm (%)	21	6	11
Početnost (ind.l ⁻¹)	172	108	187

Produkce rybníku Nakolický

Celkový přírůstek ryb (80 % kapr + 15% amur+ lín+ dravci + bílá ryba) = 38 950 kg

Celkový přírůstek na 1ha:

$$38\,950 : 45,2 \text{ (výměra v ha)} = 862/2 = 431 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$$

Přírůstek příkrmováním:

$$59\,160 \text{ kg (spotřeba krmiva)} : 4 \text{ (krmný koeficient pro pšenici)} = 14\,790 \text{ kg}$$

Přirozený přírůstek:

$$38\,950\text{kg (celkový přírůstek)} - 14\,790 \text{ (přírůstek příkrmováním)} = 24\,160 \text{ kg}$$

Přirozený přírůstek na 1 ha:

$$24\,160 : 45,2 \text{ (výměra v ha)} = 534/2 = 267 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$$

$$\text{FCR} = 59\,160 : 38\,950 = 1,52$$

4.2. Rybník Nový v Oboře

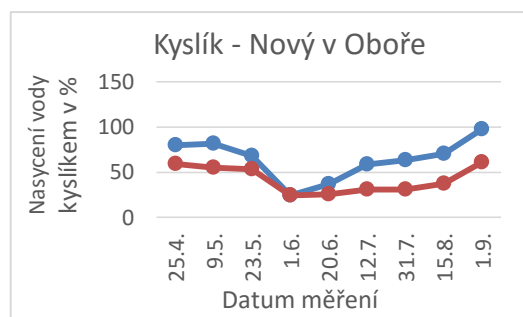
Fyzikálně chemické vlastnosti vody

Nejvyšší zjištěné hodnoty obsahu kyslíku ve vodě byly zaznamenány začátkem května, kdy nasycení kyslíkem dosahovalo hodnot 81 % a začátkem září, kdy hodnota nasycení vody kyslíkem byla 97 %. S rozvojem vegetace docházelo k poklesu obsahu

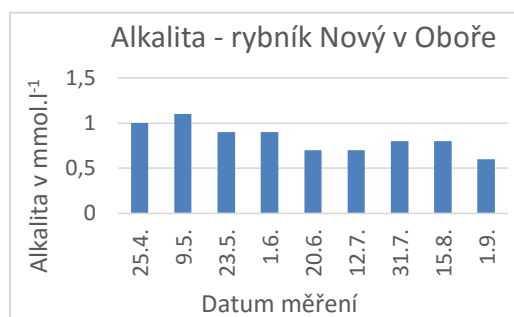
kyslíku s vrcholem června, kdy byl zjištěn obsah kyslíku na úrovni 24 % nasycení. Důvodem mohlo být vysoké zastoupení hrubého zooplanktonu (tab. č. 7a). Rozdíl mezi obsahem kyslíku dna a hladiny nebyl nikterak dramatický z důvodu malé hloubky v rybníce. Průběh vývoje kyslíkového režimu během vegetační sezóny zobrazuje graf č. 2a. Hodnoty $KNK_{4,5}$ vody na rybníce Nový v Oboře byly v průběhu vegetační sezóny nízké a to v rozmezí od 0,6 do 1,1 $mmol.l^{-1}$. Minimální hodnota alkality 0,6 $mmol.l^{-1}$ byla na tomto rybníce zjištěna koncem září. Nejvyšší zjištěná hodnota alkality byla naměřena začátkem května. Podrobný vývoj $KNK_{4,5}$ vody zobrazuje graf č. 2b. Hodnoty pH vody se téměř po celou vegetační sezónu neměnily. Zjištěné pH se pohybovalo v těsné blízkosti neutrálních hodnot a průměrná hodnota pH za celé vegetační období byla 6,7. Záznam naměřených hodnot pH je znázorněn v grafu č. 2c. Sezónní vývoj pH a alkality vody na zkoumaných rybnících znázorňují grafy č. 10 a 11 (viz příloha).

Zooplankton

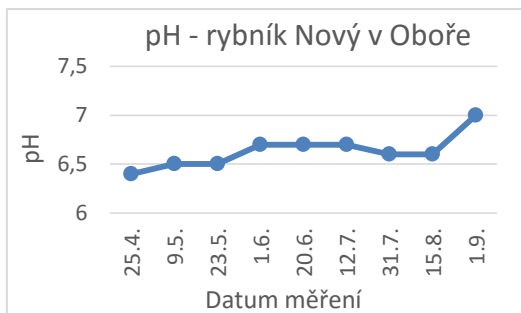
Přítomnost velkých druhů perlooček (*Daphna pulicaria*) byla pozorována na počátku vegetačního období, kdy se početnost jedinců pohybovala až do 156 $ind.l^{-1}$. Početnost těchto velkých druhů perlooček se v průběhu vegetační sezóny snižoval až na hodnoty 15 $ind.l^{-1}$. Se vzrůstem teploty vody a s tím souvisejícím vyšším vyžírácím tlakem rybí obsádky vymizely velké druhy perlooček, které byly nahrazeny většími počty menších velikostních tříd jako je *Bosmina* nebo *Ceriodaphnia*. Grafické znázornění podílu jednotlivých řádů zooplanktonu uvádí graf č. 2d. Rozdělení zooplanktonu na jedince menší a větší než 500 μm znázorňuje tabulka č. 7a a 7b.



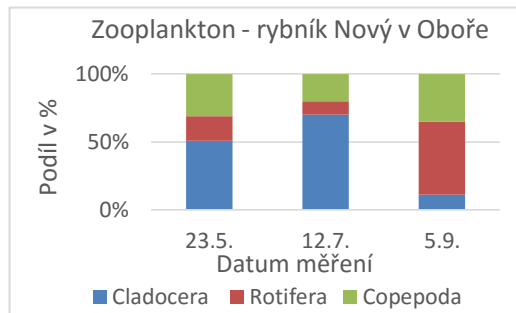
Graf č. 2a. Kyslíkový režim rybníku Nový v Oboře. Modrá křivka znázorňuje průběh měření nasycení kyslíku u hladiny, červená nasycení kyslíkem u dna.



Graf č. 2b. Vývoj alkality na rybníce Nový v Oboře.



Graf č. 2c. Vývoj pH na rybníce Nový v Oboře.



Graf č. 2d. Abundance zooplanktonu na rybníce Nový v Oboře dle procentuálního zastoupení jednotlivých řádů.

Tab. č. 7a. Početní a procentuální zastoupení zooplanktonu menšího než 500 µm.

Sezónní průběh měření	Začátek růstové sezóny	Vrchol růstové sezóny	Závěr růstové sezóny
Zastoupení >500 µm (%)	75	97	98
Početnost (ind.l ⁻¹)	470	1026	722

Tab. č. 7b. Početní a procentuální zastoupení zooplanktonu většího než 500 µm.

Sezónní průběh měření	Začátek růstové sezóny	Vrchol růstové sezóny	Závěr růstové sezóny
Zastoupení >500 µm (%)	25	3	2
Početnost (ind.l ⁻¹)	156	32	15

Produkce rybníku Nový v oboře

Celkový přírůstek ryb (90% kapr + 10% amur) = 5 200 kg

Celkový přírůstek na 1ha:

$$5\,200 : 10,5 \text{ (výměra v ha)} = 496/2 = 248 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$$

Přírůstek příkrmováním:

$$8\,710 \text{ (spotřeba krmiva)} : 4 \text{ (krmný koeficient pro pšenici)} = 2\,177,5 \text{ kg}$$

Přirozený přírůstek:

$$5\,200 \text{ (celkový přírůstek)} - 2177,5 \text{ (přírůstek příkrmováním)} = 30\,225 \text{ kg}$$

Přirozený přírůstek na 1 ha:

$$30\,225 : 10,5 \text{ (výměra v ha)} = 296,3 / 2 = 148,15 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$$

$$\text{FCR} = 8\,710 : 5\,200 = 1,68$$

4.3. Rybník Žár

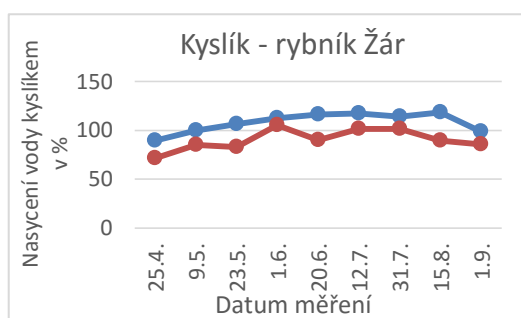
Fyzikálně chemické vlastnosti vody

Obsah kyslíku a nasycení vody kyslíkem byl po celou vegetační sezónu 2014 vyrovnaný. Rozdíly v nasycení vody kyslíkem mezi hladinou a spodními vrstvami vody byly v řádu 20 %. Maxima byla dosahována v průběhu června a července u hladiny a to 117 % a 118 % nasycení. Tato skutečnost byla zřejmě podmíněna masovým rozvojem vodního květu a sinic. Během celého roku nebyly pozorovány významnější deficity kyslíku jak u dna, tak u hladiny. Detailní vývoj kyslíkového režimu během vegetační sezóny zobrazuje graf č. 3a. Rybník Žár vykazoval ze všech sledovaných rybníků nejvyšší hodnoty alkality ($\text{KNK}_{4,5}$). Naměřené údaje se pohybovaly od 0,9 do 1,3 $\text{mmo}\cdot\text{l}^{-1}$. Nejvyšší zjištěná alkalita byla naměřena 25. 4. tedy začátkem vegetace. Průběh vývoje $\text{KNK}_{4,5}$ vody vegetační sezóny 2014 zobrazuje graf č. 3b. Hodnoty pH byly po dobu měření konstantní bez významných výkyvů. Nejvyšší hodnoty byly naměřeny během vrcholu vegetační sezóny v průběhu měsíců června a července. Zjištěné hodnoty pH se pohybovaly okolo 8. Detailní vývoj pH zobrazuje graf č. 3c. Sezónní vývoj pH a alkality vody na zkoumaných rybnících znázorňují grafy č. 10 a 11 (viz příloha).

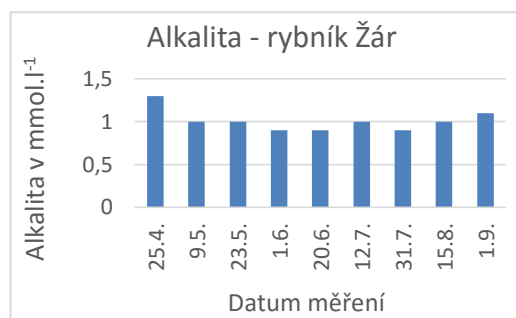
Zooplankton

Během měření v druhé polovině května byl na tomto rybníce zaznamenán poměrně významný počet velkých perlooček (*Daphnia magna* a *Daphnia pulicaria*), kdy početnost velkých druhů zooplanktonu ($> 500 \mu\text{m}$) byla až 173 $\text{ind}\cdot\text{l}^{-1}$. S postupující

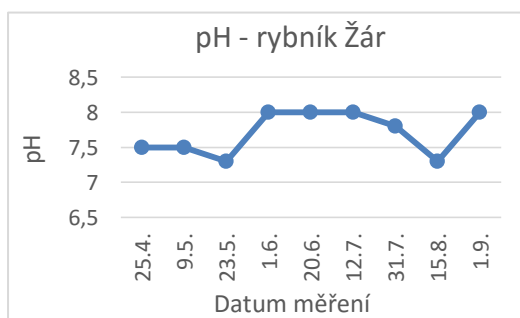
vegetací se početnost hrubého zooplanktonu snižovala až na 1 % z celkové abundance zooplanktonu. Na rybníce Žár, po celou dobu měření převažoval drobný zooplankton (< 500 μm) v procentuálním zastoupení od 80 do 99 % z celkové abundance. Nejvyšší početnost (1912 ind.l⁻¹) byla zaznamenána 12. 7. 2014. Grafické znázornění podílu jednotlivých řádů zooplanktonu uvádí graf č. 3d. Rozdělení zooplanktonu na jedince menší a větší než 500 μm znázorňuje tabulka č. 8a a 8b.



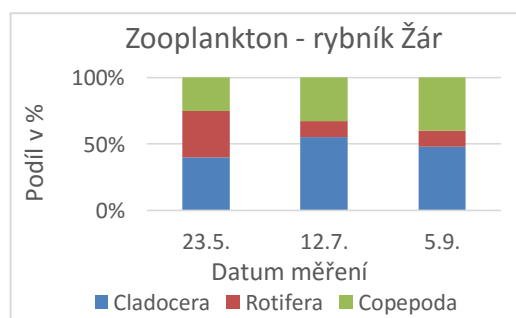
Graf č. 3a. Kyslíkový režim rybníku Žár. Modrá křivka znázorňuje průběh měření nasycení kyslíku u hladiny, červená nasycení kyslíkem u dna.



Graf č. 3b. Vývoj alkality na rybníce Žár.



Graf č. 3c. Vývoj pH na rybníce Žár



Graf č. 3d. Abundance zooplanktonu na rybníce Žár, dle procentuálního zastoupení jednotlivých řádů

Tab. č. 8a. Početní a procentuální zastoupení zooplanktonu menšího než 500 µm.

Sezónní průběh měření	Začátek růstové sezóny	Vrchol růstové sezóny	Závěr růstové sezóny
Zastoupení >500 µm (%)	81	98	99
Početnost (ind.l ⁻¹)	736	1912	1781

Tab. č. 8b. Početní a procentuální zastoupení zooplanktonu většího než 500 µm.

Sezónní průběh měření	Začátek růstové sezóny	Vrchol růstové sezóny	Závěr růstové sezóny
Zastoupení >500 µm (%)	19	2	1
Početnost (ind.l ⁻¹)	173	39	18

Produkce rybníku Žár

Celkový přírůstek ryb (80 % kapr + 15% amur+ lín+ dravci + bílá ryba) = 245 621 kg

Celkový přírůstek na 1ha:

$$245\ 621 : 112 \text{ (výměra v ha)} = 2193/2 = 1096 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$$

Přírůstek přikrmováním:

$$640\ 000 \text{ kg (spotřeba krmiva)} : 4 \text{ (krmný koeficient pro pšenici)} = 160\ 000 \text{ kg}$$

Přirozený přírůstek:

$$245\ 621 \text{ kg (celkový přírůstek)} - 160\ 000 \text{ (přírůstek přikrmováním)} = 85\ 621 \text{ kg}$$

Přirozený přírůstek na 1 ha:

$$85\ 621 : 112 \text{ (výměra v ha)} = 764 / 2 = 382 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$$

$$\text{FCR} = 640\ 000 : 245\ 621 = 2,6$$

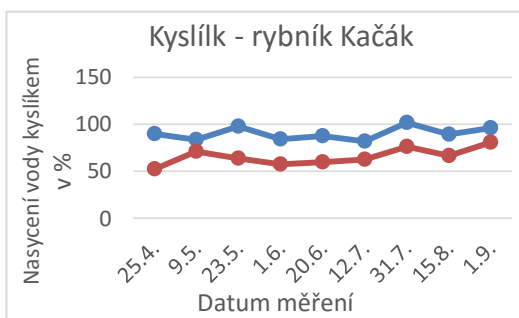
4.4. Rybník Kačák

Fyzikálně chemické vlastnosti vody

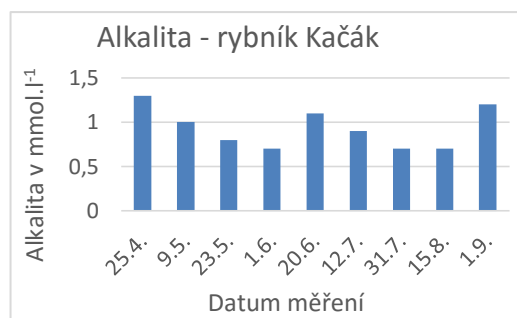
Hodnoty obsahu a nasycení vody kyslíkem byly po celý rok vyrovnané. V průměru se pohybovaly okolo 87 % nasycení. Maximální nasycení kyslíkem bylo zjištěno koncem července u hladiny a to 101 % nasycení. Hodnoty obsahu kyslíku ve vodě se významně nelišily ani v rámci vodního sloupce. Nejnižší stanovená hodnota obsahu kyslíku u dna byla naměřena 25. 4. a to bylo 52% nasycení. Detailní vývoj kyslíkového režimu během vegetační sezóny zobrazuje graf č. 4a. Průměrná hodnota $KNK_{4,5}$ vody byla během celé vegetační sezóny poměrně nízká. Nejvyšší naměřená hodnota $KNK_{4,5}$ vody byla naměřena koncem dubna a to $1,3 \text{ mmol.l}^{-1}$. V srpnu byly zjištěné hodnoty $KNK_{4,5}$ vody nejnižší a to na úrovni $0,7 \text{ mmol.l}^{-1}$ pravděpodobně v důsledku vrcholící fotosyntézy. Průběh vývoje $KNK_{4,5}$ vody vegetační sezóny 2014 zobrazuje graf č. 4b. Během měření nebyly zjištěny významné rozdíly v hodnotách pH, které se pohybovaly v rozmezí od 6,7 do 8,5. Nejvyšší naměřené hodnoty pH (8,5) byly zjištěny v průběhu červa a července. Nejnižší pH bylo naměřeno na začátku vegetační sezony (6,7). Detailní vývoj pH zobrazuje graf č. 4c. Sezónní vývoj pH a alkality vody na zkoumaných rybnících znázorňují grafy č. 10 a 11 (viz příloha).

Zooplankton

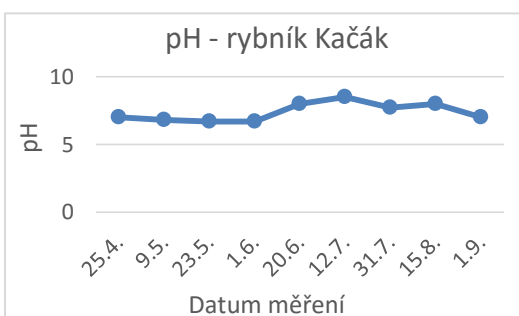
Na tomto rybníce byla přítomnost velkých druhů perlooček pozorována po celou vegetační sezónu a to z důvodů přikrmování rybí obsádky obilovinami. Maximum jedinců hrubého zooplanktonu bylo zjištěno v průběhu května (283 ind.l^{-1}), což tvořilo 24 % z celkové abundance zooplanktonu naměřeného k datu 23. 5. 2014. S vrcholem vegetační sezóny a silícím tlakem rybí obsádky došlo k nahrazování větším počtem menších druhů zooplanktonu a poté ještě menšími druhy, které ale již nejsou rybami respektive kaprem filtrovatelné. Nejvyšší početnost (2646 ind.l^{-1}) drobného zooplanktonu ($< 500 \mu\text{m}$) byla pozorována v polovině července. Nejvyšší druhové zastoupení po celou dobu měření vykazoval řád *Cladocera* s průměrným procentickým zastoupením 55 % z celkové abundance zooplanktonu. Rozdělení zooplanktonu na jedince menší a větší než $500 \mu\text{m}$ znázorňuje tabulka č. 9a a 9a. Grafické znázornění podílu jednotlivých řádů zooplanktonu uvádí graf č. 4a.



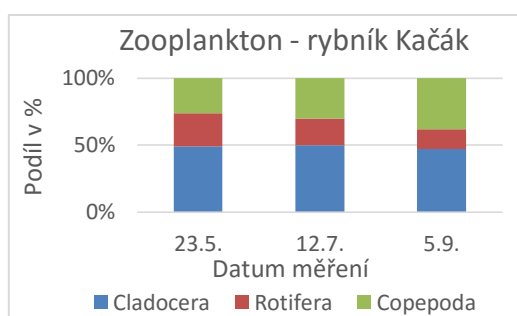
Graf č. 4a. Kyslíkový režim rybníku Kačák. Modrá křivka znázorňuje průběh měření nasycení kyslíku u hladiny, červená nasycení kyslíkem u dna.



Graf č. 4b. Vývoj alkality na rybníce Kačák.



Graf č. 4c. Vývoj pH na rybníce Kačák



Graf č. 4d. Abundance zooplanktonu na rybníce Kačák dle procentuálního zastoupení jednotlivých řádů.

Tab. 9a. Početní a procentuální zastoupení zooplanktonu menšího než 500 μm .

Sezónní průběh měření	Začátek růstové sezóny	Vrchol růstové sezóny	Závěr růstové sezóny
Zastoupení >500 μm (%)	76	96	94
Početnost (ind.l ⁻¹)	897	2643	2288

Tab. 9b. Početní a procentuální zastoupení zooplanktonu většího než 500 μm

Sezónní průběh měření	Začátek růstové sezóny	Vrchol růstové sezóny	Závěr růstové sezóny
Zastoupení >500 μm (%)	24	4	6
Početnost (ind.l ⁻¹)	283	110	145

Produkce rybníku Kačák

Celkový přírůstek ryb (80 % kapr + 15% amur+ lín+ dravci + bílá ryba) = 54 460 kg

Celkový přírůstek na 1ha:

$$54\,460 : 21,45 \text{ (výměra v ha)} = 2539/2 = 1269 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$$

Přírůstek příkrmováním:

$$114600 \text{ kg (spotřeba krmiva)} : 4 \text{ (krmný koeficient pro pšenici)} = 28650 \text{ kg}$$

Přirozený přírůstek:

$$54\,460 \text{ kg (celkový přírůstek)} - 28650 \text{ (přírůstek příkrmováním)} = 25810 \text{ kg}$$

Přirozený přírůstek na 1 ha:

$$25810 : 21,45 \text{ (výměra v ha)} = 1203,3/2 = 601,6 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$$

$$\text{FCR} = 114\,600 : 54\,460 = 2,10$$

4.5. Rybník Dolní Velký

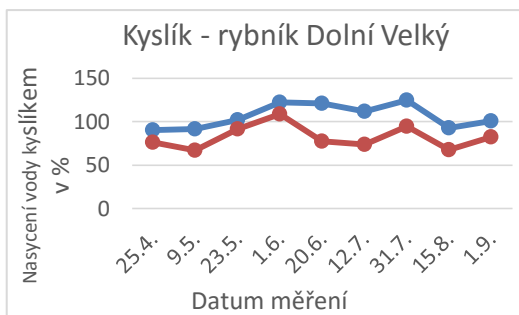
Fyzikálně chemické vlastnosti vody

Obsah a nasycení vody kyslíkem byl po celý průběh měření velice vyrovnaný. Naměřené hodnoty rozpuštěného kyslíku v jednotlivých vrstvách byly po celou dobu měření téměř shodné. Maximum rozpuštěného kyslíku (124 % nasycení) bylo zjištěno u hladiny 31. 7. tedy ve vrcholné vegetační sezóně. V měsíci srpnu byla naměřena nejnižší hodnota nasycení vody kyslíkem u dna, které i přesto dosahovalo 67 % nasycení. Detailní vývoj kyslíkového režimu během vegetační sezóny zobrazuje graf č. 5a. $\text{KNK}_{4,5}$ vody dosahovala na tomto rybníce velice nízkých hodnot. Ani v jednom případě měření nebyly zaznamenány během vegetační sezóny hodnoty alkality vyšší než $1 \text{ mmol}\cdot\text{l}^{-1}$. Nejvyšší alkalita byla naměřena 9. 5. a to $0,8 \text{ mmol}\cdot\text{l}^{-1}$. Velice nízká

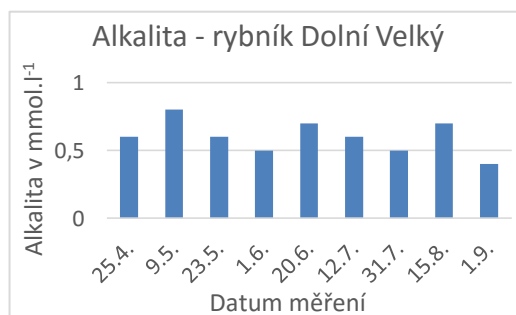
hodnota $\text{KNK}_{4,5}$ vody byla změřena začátkem září $0,4 \text{ mmol.l}^{-1}$. Průběh vývoje $\text{KNK}_{4,5}$ vody vegetační sezóny 2014 zobrazuje graf č. 5b. Hodnoty pH do první poloviny vegetační sezóny vykazovaly neutrální reakci, ale v druhé polovině vegetační sezóny mírně vzrostly do zásaditých hodnot s maximem pH 9,2, které bylo naměřeno v polovině a na přelomu měsíce srpna. Detailní vývoj pH zobrazuje graf č. 5c. Sezónní vývoj pH a alkality vody na zkoumaných rybnících znázorňují grafy č. 10 a 11 (viz příloha).

Zooplankton

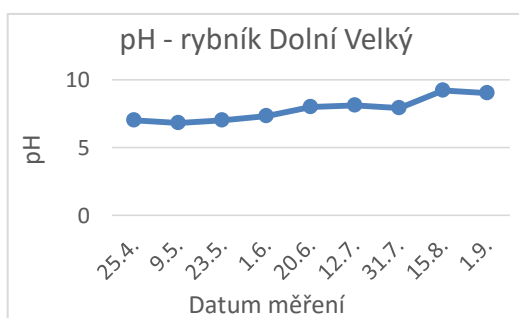
V rybníce Dolní Velký byly zaznamenány po celou vegetační sezónu poměrně vysoké stavy hrubého zooplanktonu. Větší druhy zooplanktonu ($> 500 \mu\text{m}$) se vyskytovaly po celou vegetaci a to z důvodu příkrmování rybí obsádky obilovinami. Během prvního hodnocení zooplanktonu s datem 23. 5., byla zjištěna nejvyšší abundance hrubého zooplanktonu ($> 500 \mu\text{m}$) v početnosti 201 ind.l^{-1} . Začátkem září (5. 9.), se hrubý zooplankton ($> 500 \mu\text{m}$), vyskytoval stále nad úrovní 100 ind.l^{-1} , konkrétně při početnosti 145 ind.l^{-1} , což tvořilo celých 6 % z celkové abundance zooplanktonu. Nejvyšší druhové zastoupení po celou dobu měření vykazoval řád *Cladocera* s průměrným procentickým zastoupením 50 % z celkové abundance zooplanktonu. Nejvyšší výskyt drobného zooplanktonu ($< 500 \mu\text{m}$) byl zaznamenán s vrcholem vegetační sezóny, kdy bylo naměřeno 1849 ind.l^{-1} . I přesto měl hrubý zooplankton příznivé zastoupení 183 ind.l^{-1} . Grafické znázornění podílu jednotlivých řádů zooplanktonu uvádí graf č. 5d. Rozdělení zooplanktonu na jedince menší a větší než $500 \mu\text{m}$ znázorňuje tabulka č. 10a a 10b.



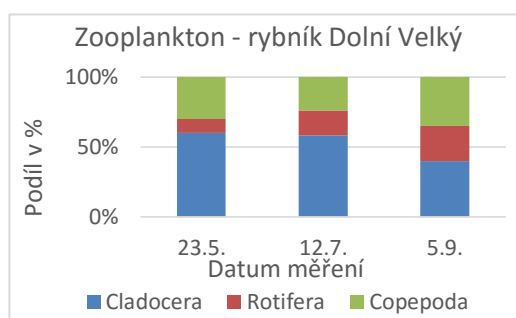
Graf č. 5a. Kyslíkový režim rybníku Dolní Velký. Modrá křivka znázorňuje průběh měření nasycení kyslíku u hladiny, červená nasycení kyslíkem u dna.



Graf č. 5b. Vývoj alkality na rybníce Dolní Velký.



Graf č. 5c. Vývoj pH na rybníce Dolní Velký.



Graf č. 5d. Abundance zooplanktonu na rybníce Dolní Velký dle procentuálního zastoupení jednotlivých řádů.

Tab. 10a. Početní a procentuální zastoupení zooplanktonu menšího než 500 μm .

Sezónní průběh měření	Začátek růstové sezóny	Vrchol růstové sezóny	Závěr růstové sezóny
Zastoupení >500 μm (%)	78	91	96
Početnost (ind.l ⁻¹)	711	1849	1690

Tab. 10b. Početní a procentuální zastoupení zooplanktonu většího než 500 μm .

Sezónní průběh měření	Začátek růstové sezóny	Vrchol růstové sezóny	Závěr růstové sezóny
Zastoupení >500 μm (%)	22	9	4
Početnost (ind.l ⁻¹)	201	183	70

Produkce rybníku Dolní Velký

Celkový přírůstek ryb (80% kapr + 15% amur + 5% lín) = 50 671 kg

Celkový přírůstek na 1ha:

$$50\ 671 : 45 \text{ (výměra v ha)} = 1126/2 = 563 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$$

Přírůstek příkrmováním:

$$120\ 000 \text{ kg (spotřeba krmiva)} : 4 \text{ (krmný koeficient pro pšenici)} = 30\ 000 \text{ kg}$$

Přirozený přírůstek:

$$50\ 671 \text{ kg (celkový přírůstek)} - 30\ 000 \text{ (přírůstek příkrmováním)} = 20\ 671 \text{ kg}$$

Přirozený přírůstek na 1 ha:

$$20\ 671 : 45 \text{ (výměra v ha)} = 459,4 / 2 = 230 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$$

$$\text{FCR} = 120\ 000 : 50\ 571 = 2,37$$

4.6. Rybník Byňovský

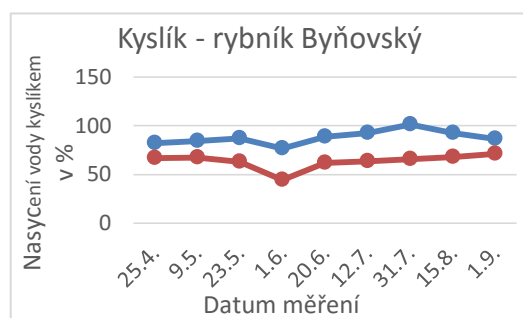
Fyzikálně chemické vlastnosti vody

Obsah a nasycení vody kyslíkem u hladiny i u dna byl po celou dobu měření víceméně stabilní. Během monitorování nedocházelo k významným kyslíkovým deficitům. Nejvyšší naměřená saturace vody kyslíkem byla zjištěna koncem července u hladiny, a to 101 % nasycení. Nejnižší obsah kyslíku byl naměřen v červnu, kdy byla zjištěna u dna hodnota 44 % nasycení. Detailní vývoj kyslíkového režimu během vegetační sezóny zobrazuje graf č. 6a. $\text{KNK}_{4,5}$ vody na rybníce Byňovský dosahovala víceméně vyrovnaných hodnot po celou vegetační sezónu. Během měření alkality, nebyla ani v jednom případě překročena hranice $1 \text{ mmol}\cdot\text{l}^{-1}$. Nejvyšší naměřená alkalita ($0,7 \text{ mmol}\cdot\text{l}^{-1}$) byla zjištěna koncem dubna. Minimální naměřená alkalita ($0,5$

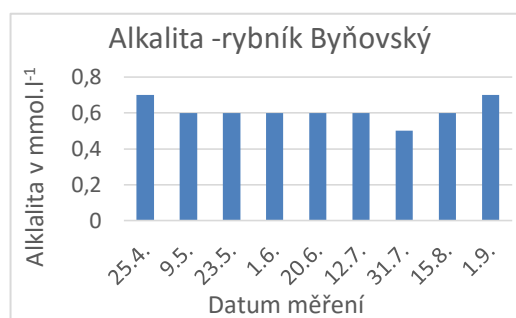
mmol.l⁻¹) byla zjištěna koncem července, tedy během vrcholu vegetační sezóny, která souvisí sfotosyntetickou asimilací a s tím je spojená spotřeba CO₂ vázaného v hydrogenuhličitanech. Detailní vývoj kyslíkového režimu během vegetační sezóny zobrazuje graf č. 6b. Hodnoty pH do první poloviny vegetační sezóny vykazovaly neutrální reakci, ale v druhé polovině vegetační sezóny mírně vzrostly do zásaditých hodnot s maximem pH 9,2, které bylo naměřeno v polovině a na přelomu měsíce srpna. Detailní vývoj pH zobrazuje graf č. 6c. Sezónní vývoj pH a alkality vody na zkoumaných rybnících znázorňují grafy č. 10 a 11 (viz příloha).

Zooplankton

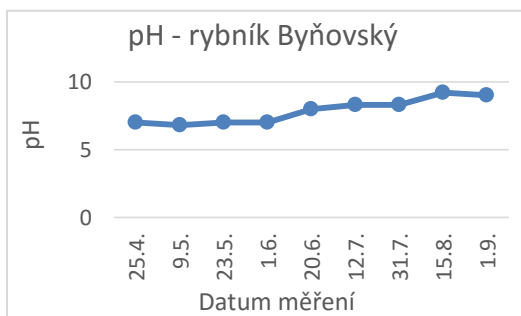
S prvním datem měření 23. 5. bylo zjištěno poměrně vysoké procentické zastoupení (26 %) hrubého zooplanktonu (> 500 µm), kdy bylo konkrétně zjištěno 295 ind.l⁻¹. S postupující vegetací a intenzivním predačním tlakem ryb, docházelo k eliminaci velkého zooplanktonu a jeho nahrazení drobnými druhy (*Daphnia galeata*, *Ceriodaphnia*, *Bosmina*, *Copepoda* a *Rotifera*). Nejvyšší početnost drobného zooplanktonu (< 500 µm) byla zaznamenána s datem 12. 7., kdy bylo na rybníce Byňovský zjištěno až 2131 ind.l⁻¹, což tvořilo až 96 % z celkového objemu zooplanktonu. Nejvyšší druhové zastoupení po celou dobu měření vykazoval řád *Cladocera* s průměrným procentickým zastoupením 43 % z celkové abundance zooplanktonu. Grafické znázornění podílu jednotlivých řádů zooplanktonu uvádí graf č. 6d. Rozdělení zooplanktonu na jedince menší a větší než 500 µm znázorňuje tabulka č. 11a a 11b.



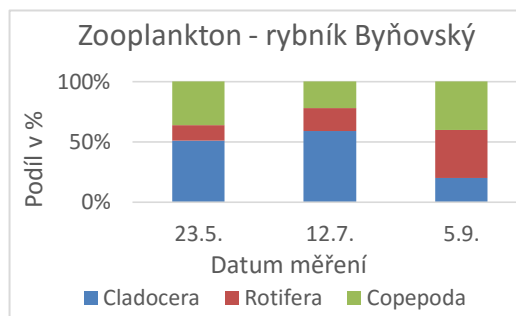
Graf č. 6a – Kyslíkový režim rybníku Byňovský. Modrá křivka znázorňuje průběh měření nasycení kyslíku u hladiny, červená nasycení kyslíkem u



Graf č. 6b – vývoj alkality na rybníce Byňovský



Graf č. 6c – Vývoj pH na rybníce Byňovský



Graf č. 6d – Abundance zooplanktonu na rybníce Byňovský, dle procentuálního zastoupení jednotlivých

Tab. 11a. Početní a procentuální zastoupení zooplanktonu menšího než 500 µm.

Sezónní průběh měření	Začátek růstové sezóny	Vrchol růstové sezóny	Závěr růstové sezóny
Zastoupení >500 µm (%)	74	96	98
Početnost (ind.l ⁻¹)	841	2131	998

Tab. 11b. Početní a procentuální zastoupení zooplanktonu většího než 500 µm.

Sezónní průběh měření	Začátek růstové sezóny	Vrchol růstové sezóny	Závěr růstové sezóny
Zastoupení >500 µm (%)	26	4	2
Početnost (ind.l ⁻¹)	295	89	20

Produkce rybníku Byňovský

Celkový přírůstek ryb (80% kapr + 15% amur+ 5% lín) = 65 030 kg

Celkový přírůstek na 1ha:

$$65\,030 : 78,1 \text{ (výměra v ha)} = 833/2 = 416 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$$

Přírůstek přikrmováním:

$$140\,632 \text{ kg (spotřeba krmiva)} : 4 \text{ (krmný koeficient pro pšenici)} = 35\,158 \text{ kg}$$

Přirozený přírůstek:

$$65\,030 \text{ kg (celkový přírůstek)} - 35\,158 \text{ (přírůstek příkrmováním)} = 29\,872 \text{ kg}$$

Přirozený přírůstek na 1 ha:

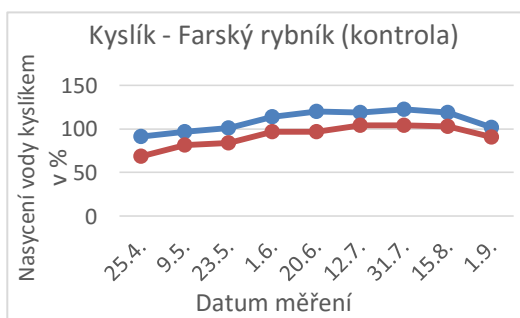
$$27\,005 : 78,1 \text{ (výměra v ha)} = 382 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$$

$$\text{FCR} = 76\,100 : 65\,030 = 2,16$$

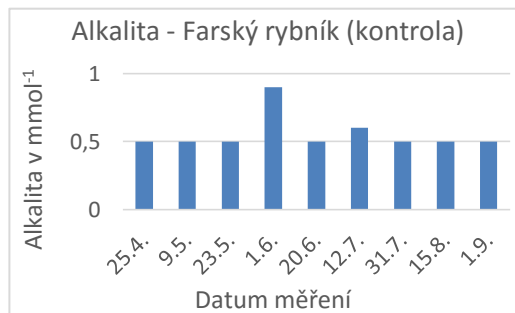
4.7. Kontrolní nevápněný rybník Farský (Horní Stropnice)

Fyzikálně chemické vlastnosti vody

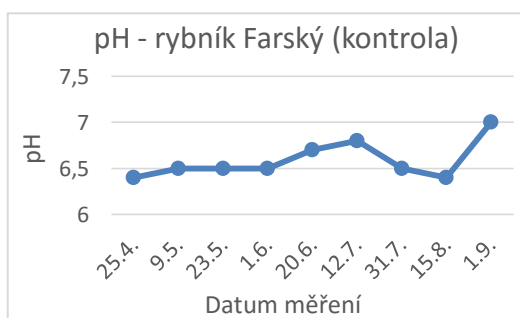
Obsah a nasycení vody kyslíkem u hladiny i u dna byl po celou dobu měření stabilní a málo rozdílný. Během celé vegetační sezóny nedocházelo k žádným signifikantním výkyvům v obsahu rozpuštěného kyslíku ve vodě. Nejvyšší naměřené hodnoty, byly zjištěny s vrcholem vegetace u hladiny, a to 118 % a 122 % nasycení vody kyslíkem. Nejnižší obsah kyslíku byl naměřen v květnu, kdy byla zjištěna hodnota u dna 67 % nasycení. Detailní vývoj kyslíkového režimu během vegetační sezóny zobrazuje graf č. 7a. $\text{KNK}_{4,5}$ vody na kontrolním rybníce Farský dosahovala velice nízkých hodnot a to v průměru $0,5 \text{ mmol}\cdot\text{l}^{-1}$. Během měření alkality nebyla ani v jednom případě překročena hranice $1 \text{ mmol}\cdot\text{l}^{-1}$. Detailní vývoj $\text{KNK}_{4,5}$ vody zobrazuje graf č. 7b. Hodnoty pH byly po celou vegetační sezónu pod hladinou neutrality s vrcholem 1. 9., kdy byla zjištěna hodnota pH 7. Průměrné pH vykazovalo hodnotu 6,6. Detailní vývoj pH zobrazuje graf č. 7c. Sezónní vývoj pH a alkality vody na zkoumaných rybnících znázorňují grafy č. 10 a 11 (viz příloha).



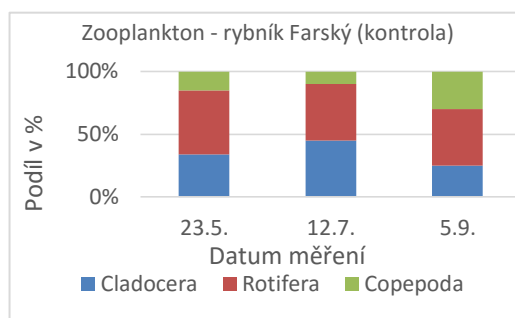
Graf č. 7a. Kyslíkový režim rybníku Farský (kontrola). Modrá křivka znázorňuje průběh měření nasycení kyslíku u hladiny, červená nasycení kyslíkem u dna.



Graf č. 7. Vývoj alkality na rybníce Farský (kontrola).



Graf č. 7c. Vývoj pH na rybníce Farský (kontrola).



Graf č. 7d. Abundance zooplanktonu na rybníce Farský (kontrola) dle procentuálního zastoupení jednotlivých řádů.

Tab. 12a. Početní a procentuální zastoupení zooplanktonu menšího než 500 μm .

Sezónní průběh měření	Začátek růstové sezóny	Vrchol růstové sezóny	Závěr růstové sezóny
Zastoupení >500 μm (%)	67	80	90
Početnost (ind.l^{-1})	221	134	155

Tab. 12b. Početní a procentuální zastoupení zooplanktonu menšího než 500 μm .

Sezónní průběh měření	Začátek růstové sezóny	Vrchol růstové sezóny	Závěr růstové sezóny
Zastoupení >500 μm (%)	23	20	10
Početnost (ind.l^{-1})	109	32	17

Zooplankton

Kontrolní rybník Farský vykazoval nejnižší abundanci zooplanktonu. Největší koncentrace hrubého zooplanktonu (> 500 µm) byla zaznamenána 221 ind.l⁻¹ s nástupem vegetace. S průběhem vegetační sezóny docházelo k redukci hrubého zooplanktonu vlivem vyžíracího tlaku rybí obsádky, kdy minimum bylo zjištěno ke dni 1. 9. a to pouze 17 ind.l⁻¹. V kontrolním rybníce převládaly především drobné druhy zooplanktonu rodu (*Daphnia galeata* a *Bosmina*). Grafické znázornění podílu jednotlivých řádů zooplanktonu uvádí graf č. 7d. Rozdělení zooplanktonu na jedince menší a větší než 500 µm znázorňuje tabulka č. 12a a 12b. Průběh měření fyzikálně-chemických vlastností vody a odběry zooplanktonu znázorňuje tabulka č. 13.

Tab. č. 13. Analýzy vody a abundance zooplanktonu - kontrolní rybník Farský.

datum	KNK _{4,5} veg. mmol.l ⁻¹	pH ve vegetaci	O ₂ hlad., mg.l ⁻¹	O ₂ dno., mg.l ⁻¹	zoopl. > 500µm, ind.l ⁻¹	zopl. < 500 µm. ind.l ⁻¹
25.4.	0,5	6,4	9,6	7,2		
9.5.	0,5	6,5	9,5	8		
23.5.	0,5	6,5	9,5	7,9	109	221
1.6.	0,9	6,5	10,7	9,1		
20.6.	0,5	6,7	10,8	8,7		
12.7.	0,6	6,8	10,3	9	32	134
31.7.	0,5	6,5	10,6	9		
15.8.	0,5	6,4	10,5	9,1		
1.9.	0,5	7	10	8,9	17	155

4.8. Statistické hodnocení získaných dat

Cílem práce bylo vyjádřit předpokládaný vztah mezi obsahem dostupného půdního Ca²⁺ a KNK_{4,5} vody v době vegetace, případně k pH vody a k dalším analýzám, které ovlivňují životní podmínky chovu ryb a tím i přírůstek ryb. V tabulce č. 14 jsou uvedeny celkové analýzy vody vybraných parametrů včetně kontrolního rybníku Farský.

Tab. č. 14. Analýzy vody a abundance zooplanktonu na studovaných rybnících.

	Datum	Ca půdy mmol.kg ⁻¹	pH půdy	KNK _{4,5} veg. mmol. l ⁻¹	pH v. veget.	O ₂ /hl. mg.l ⁻¹	O ₂ /dno mg.l ⁻¹	zoopl. > 500 mm Ind.l ⁻¹	zoopl. < 500 mm Ind.l ⁻¹
Byňovský	25.4.	26,5	6,0	0,7	7	8,6	7		
	9.5.	26,5	6,0	0,6	6,8	8,3	6,6		
	23.5.	26,5	6,0	0,6	7	8,2	5,9	295	841
	1.6.	26,5	6,0	0,6	7	7,2	4,2		
	20.6.	26,5	6,0	0,6	8	8	5,6		
	12.7.	26,5	6,0	0,6	8,3	8	5,5	89	2131
	31.7.	26,5	6,0	0,5	8,3	8,8	5,7		
	15.8.	26,5	6,0	0,6	9,2	8,2	6		
	1.9.	26,5	6,0	0,7	9	8,5	7	20	998
Dolní Velký	25.4.	22,5	6,3	0,6	7	9,5	8		
	9.5.	22,5	6,3	0,8	6,8	9	6,6		
	23.5.	22,5	6,3	0,6	7	9,6	8,6	201	711
	1.6.	22,5	6,3	0,5	7,3	11,5	10,2		
	20.6.	22,5	6,3	0,7	8	10,9	7		
	12.7.	22,5	6,3	0,6	8,1	9,7	6,4	183	1849
	31.7.	22,5	6,3	0,5	7,9	10,8	8,2		
	15.8.	22,5	6,3	0,7	9,2	8,2	6		
	1.9.	22,5	6,3	0,4	9	9,9	8,1	70	1690
Kačák	25.4.	31,2	6,5	1,3	7	9,4	5,5		
	9.5.	31,2	6,5	1	6,8	8,2	7		
	23.5.	31,2	6,5	0,8	6,7	9,2	6	283	897
	1.6.	31,2	6,5	0,7	6,7	7,9	5,4		
	20.6.	31,2	6,5	1,1	8	7,9	5,4		
	12.7.	31,2	6,5	0,9	8,5	7,1	5,4	110	2643
	31.7.	31,2	6,5	0,7	7,7	8,8	6,6		
	15.8.	31,2	6,5	0,7	8	7,9	5,9		
	1.9.	31,2	6,5	1,2	7	9,4	7,9	145	2288
Nový v Oboře	25.4.	36,8	6,1	1	6,4	8,4	6,2		
	9.5.	36,8	6,1	1,1	6,5	8	5,4		
	23.5.	36,8	6,1	0,9	6,5	6,4	5	156	470
	1.6.	36,8	6,1	0,9	6,7	2,3	2,3		
	20.6.	36,8	6,1	0,7	6,7	3,3	2,3		
	12.7.	36,8	6,1	0,7	6,7	5,1	2,7	32	1026
	31.7.	36,8	6,1	0,8	6,6	5,5	2,7		
	15.8.	36,8	6,1	0,8	6,6	6,2	3,3		
	1.9.	36,8	6,1	0,6	7	9,6	6	15	722

Nakolický	25.4.	21,5	5,8	0,6	6,4	9	6		
	9.5.	21,5	5,8	0,7	6,5	9	7,7		
	23.5.	21,5	5,8	0,5	6,5	9,6	6,7	172	648
	1.6.	21,5	5,8	0,5	6,7	9,6	6,7		
	20.6.	21,5	5,8	0,6	6,7	8,2	6,1		
	12.7.	21,5	5,8	0,6	6,7	7,9	6	108	1688
	31.7.	21,5	5,8	0,6	6,6	9,1	5,7		
	15.8.	21,5	5,8	0,6	6,6	10,6	6,9		
	1.9.	21,5	5,8	0,4	7	9,8	8	187	998
Žár	25.4.	39,9	6,6	1,3	7,5	9,4	7		
	9.5.	39,9	6,6	1	7,5	9,8	8		
	23.5.	39,9	6,6	1	7,3	10	7,8	283	736
	1.6.	39,9	6,6	0,9	8	10,6	9,5		
	20.6.	39,9	6,6	0,9	8	10,5	7,8		
	12.7.	39,9	6,6	1	8	10,2	8,8	110	1912
	31.7.	39,9	6,6	0,9	7,8	9,9	9		
	15.8.	39,9	6,6	1	7,3	10,5	8,8		
	1.9.	39,9	6,6	1,1	8	9,7	9	145	1781
Farský - kontrola	25.4.	6	6,4	0,5	6,4	9,6	7,2		
	9.5.	6	6,4	0,5	6,5	9,5	8		
	23.5.	6	6,4	0,5	6,5	9,5	7,9	109	221
	1.6.	6	6,4	0,9	6,5	10,7	9,1		
	20.6.	6	6,4	0,5	6,7	10,8	8,7		
	12.7.	6	6,4	0,6	6,8	10,3	9	32	2134
	31.7.	6	6,4	0,5	6,5	10,6	9		
	15.8.	6	6,4	0,5	6,4	10,5	9,1		
	1.9.	6	6,4	0,5	7	10	8,9	17	155
Průměr	26,40	6,20	0,76	7,33	8,65	6,46	144,67	1334,94	
Směrodatná odchylka	10,49	0,24	0,22	0,77	1,74	1,74	63,83	589,97	

4.8.1 Korelace - Ca půdy vs. analýzy vody, vs. abundance zooplanktonu a vs. přírůstek ryb

Vzájemný vztah mezi obsahem vápníku v rybníční půdě a jiných vybraných, studovaných parametrů uvádí tabulka č. 15.

Tab. č. 15. Korelace.

Korelace mezi obsahem dostupného Ca půdy	Výsledná hodnota r (korelačního koeficientu)
s $KNK_{4,5}$ – alkalitou vody ve vegetaci	0,719799
s pH vody v době vegetace	-0,012303
s pH rybníční půdy v den odběru vzorku půdy	0,606262
s počtem jedinců zooplanktonu větších než 500 μm	-0,07145
s přirozeným přírůstkem na plochu 1 ha^{-1}	0,11702
s celkovým přírůstkem na plochu 1 ha^{-1}	0,310999
s alkalitou $KNK_{4,5}$ půdy při odběru vzorku půdy	0,450167

S vápníkem obsaženým v rybníční půdě významně koreluje alkalita vody ($KNK_{4,5}$) v době vegetace, pH a $KNK_{4,5}$ rybníční půdy stanovená v den odběru vzorku půdy. Naopak nebyl prokázán vztah mezi obsahem Ca v půdě a pH vody v době vegetace, abundancí hrubého zooplanktonu a přírůstkem ryb.

4.8.2 Korelace - $KNK_{4,5}$ (Kyselinová neutralizační kapacita) vody vs. analýzy vody, vs. abundance zooplanktonu a vs. přírůstek ryb

Vzájemný vztah mezi kyselinovou neutralizační kapacitou vody a jinými vybranými zkoumanými parametry uvádí tabulka č. 16.

Tab. č. 16. Korelace.

Korelace mezi KNK _{4,5} vody v době vegetace	Výsledná hodnota – r (korelačního koeficientu)
s pH vody	-0,05359
s pH rybníční půdy v den odběru vzorku půdy	0,641135
s počtem jedinců zooplanktonu větších než 500 µm	0,088678489
s přirozeným přírůstkem na plochu 1 ha ⁻¹	0,35934133
s celkovým přírůstkem na plochu 1 ha ⁻¹	0,46925406
s alkalitou KNK _{4,5} rybníční půdy při odběru vz.půdy	0,58151389

Kyselinová neutralizační kapacita vody v době vegetace významně koreluje s pH a alkalitou - KNK_{4,5} rybníční půdy. Vztah nebyl prokázán k pH vody ve vegetaci a k abundanci hrubého zooplanktonu.

4.8.3. Korelace - přírůstek ryb vs. zooplankton

Vzájemné vztahy mezi přírůstky ryb a zooplanktonem uvádí tabulka č. 17.

Tab. č. 17. Korelace.

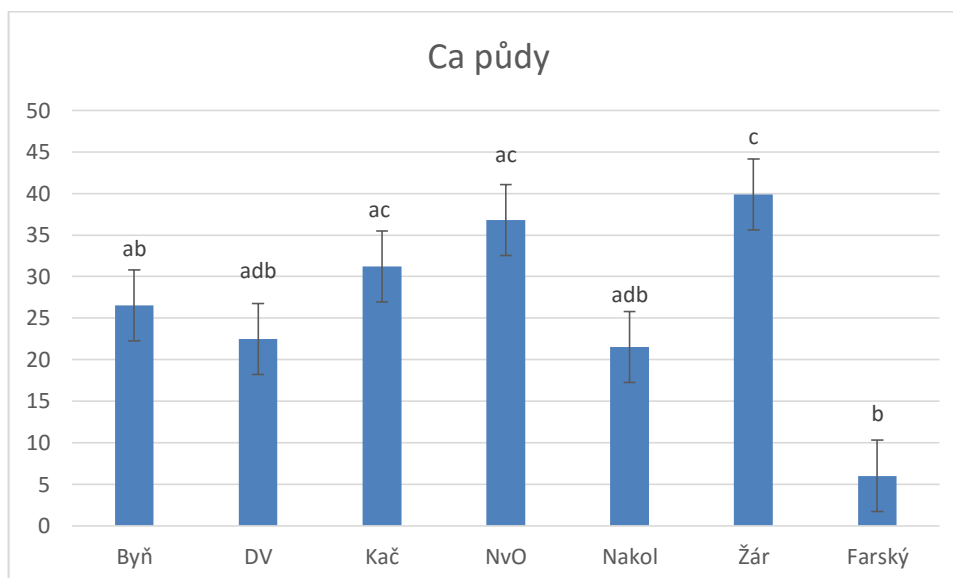
Korelace mezi přírůstky ryb a zooplanktonem	Výsledná hodnota r (korelačního koeficientu)
mezi celkovým přírůstkem ryb na plochu 1 ha ⁻¹ a hrubým zooplanktonem (> 500 µm)	0,757475
mezi celkovým přírůstkem ryb na plochu 1 ha ⁻¹ a celkovým zooplanktonem	0,833445
mezi přirozeným přírůstkem ryb na plochu 1 ha ⁻¹ a hrubým zooplanktonem (> 500 µm)	0,308711
mezi přirozeným přírůstkem ryb na plochu 1 ha ⁻¹ a celkovým zooplanktonem	0,8224415

Byly zjištěny významné korelace mezi celkovým přírůstkem ryb, hrubým a celkovým zooplanktonem a dále také mezi přirozeným přírůstkem ryb a celkovým zooplanktonem.

4.9. Celkové porovnání obsahu Ca v rybníční půdě mezi jednotlivými rybníky

Rozdíly mezi hodnotami obsahu vápníku mezi jednotlivými lokalitami byly během sledovaného období statisticky významně odlišné (2013: $F=9,062$, $s.v.=7$, $p<0,001$). Jak je patrné z grafu č. 8, nejvyšší obsah Ca v rybníční půdě vykazovaly rybníky Žár, Byňovský, Kačák a Nový v Oboře. Poněkud nižší hodnoty byly zjištěny na lokalitách Dolní Velký a Nakolický rybník. Vůbec nejnižší hodnoty Ca půdy byly zjištěny na kontrolním rybníce Farský.

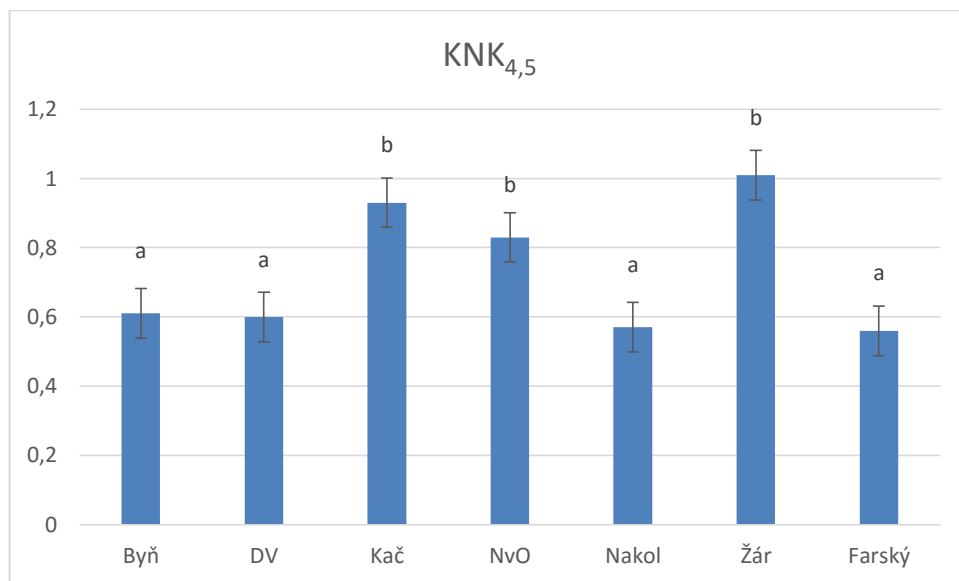
Nejvyšší dosahované hodnoty $KNK_{4,5}$ vody v době vegetace byly zaznamenány na rybnících s nejvyšší zásobou dostupného Ca v jejich rybníční půdě (Kačák, Nový v Oboře, Žár).



Graf č. 8. Hodnoty obsahu vápníku v rybníční půdě ($\bar{x} \pm SD$) na vybraných rybnících (mmol.kg^{-1} sušiny).

4.10. Celkové porovnání $KNK_{4,5}$ (kyselinové neutralizační kapacity) vody mezi jednotlivými rybníky

Hodnoty obsahu vápníku mezi jednotlivými lokalitami, byly během sledovaného období statisticky významně rozdílné (2013: $F=16,738$, s.v.=56, $p<0,001$). Graf č. 9 znázorňuje naměřené hodnoty $KNK_{4,5}$ vody na studovaných rybnících. Nejvyšší hodnoty $KNK_{4,5}$ byly zjištěny na rybnících Žár, Kačák a Nový v Oboře, kde naměřené hodnoty byly signifikantně vyšší než na rybnících Byňovský, Dolní Velký, Nakolický a kontrolní rybník Farský. Hodnotám $KNK_{4,5}$ ve vegetačním období odpovídá i zásoba půdního vápníku zjištěná v období vegetačního klidu.



Graf č. 9. hodnoty $KNK_{4,5}$ vody mmol.l⁻¹ ($\bar{x} \pm SD$) na vybraných rybnících.

5. Diskuze:

Práce se zabývala stanovením obsahu dostupného vápníku v rybníční půdě v období vegetačního klidu a jeho vlivem na kvalitu vody, rozvoj zooplanktonu a přírůstek ryb ve vegetačním období. V růstové sezóně byly na sledovaných rybnících Rybářství Nové Hradky s.r.o. stanovovány hodnoty obsahu kyslíku, $KNK_{4,5}$ vody, pH vody a odebrány vzorky zooplanktonu s rozlišením jeho konzumovatelnosti kaprem (jedinci $< 500\mu\text{m}$ a $>500\mu\text{m}$). Součástí práce bylo zjištění hydrologických údajů a výsledků hospodaření na sledovaných rybnících za příslušné vegetační období.

Boyd a Trucker (1998) a Boyd a Holerman (1982) doporučují vápnit rybníky v období vegetačního klidu pomocí mletého vápence CaCO_3 nebo tzv. zemědělského vápna ($\text{CaO}+\text{MgO}$ s příměsí CaCO_3) a to na rybníční půdu vypuštěných rybníků se zapravením do rybníční půdy včetně organického hnojení. Praxe vápnění rybníků v podmínkách středoevropského regionu je obdobná, vápnění je realizováno rovněž v zimě na rybníční půdu naháněných rybníků nebo na led, později na vodu, za bezvětrného počasí (Hartman, 2004). Janeček (1996) stanovil aplikační dávky vápence v rozsahu od 100 do $1000\text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ při obvyklé hloubce rybníka 1 m dle hodnot $KNK_{4,5}$ vody pro doplnění Ca^{2+} do vápenato-uhličitanového komplexu. Sledoval tím především meliorační účinek zvýšením obsahu $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$, který se podílí na neutralizační kapacitě vody a posílení stability pH.

Výsledky naznačily, že vápník obsažený v rybníční půdě příznivě ovlivňuje $KNK_{4,5}$ vody v době vegetace, pH vody a také alkalitu rybníční půdy, tak jak zjistili již dříve autoři Müller (1961), Boyd a Holerman (1982) a Füllner a kol. (2000).

Rybníky Byňovský, Dolní Velký, Nakolický a kontrolní rybník Farský vykazovaly poměrně nízké hodnoty $KNK_{4,5}$ vody. Jejich průměrná $KNK_{4,5}$ vody se pohybovala do $0,6\text{ mmol}\cdot\text{l}^{-1}$. Tyto citované rybníky vykazovaly i nízký obsah půdního Ca (cca do $25\text{ mmol}\cdot\text{kg}^{-1}$ sušiny rybníční půdy). Citovaní autoři pokládají tyto hodnoty alkalit vody ($KNK_{4,5}$) za nízkou až krajně potřebnou pro přiměřenou fotosyntetickou asimilaci, při které je pH relativně stabilizované (Boyd, Scarsbrook, 1974; Pamatmat, 1960; Stegman, 1973; Kainz a Schwarz, 1982; Bauer, K., 1985; Guziur a kol., 2003). Zvýšené hodnoty

pH byly zaznamenány v srpnu a v září na rybnících Byňovský a Dolní Velký, pH >9 (graf č. 10 viz příloha).

Ostatní rybníky Kačák, Nový v Oboře a Žár dosahovaly $\text{KNK}_{4,5}$ vody blíže 1 mmol.l^{-1} , také obsah půdního Ca těchto rybníků byl rovněž vyšší. Tyto rybníky měly předpoklad stabilizovaných hodnot pH, což se potvrdilo jak uvádí autoři Bank (1964); Arce a Boyd, (1975); Kainz a Schwarz (1982); Bauer, (1985); Hartman, (1992), neboť Jejich hodnoty pH ve vegetačním období nepřekračovaly kromě výjimky 12. 7. u rybníka Kačák pH 8 (graf č. 10 viz příloha).

Účinnost vápnění rybníční půdy a tvorba zásob půdního Ca má pravděpodobně dlouhodobý průběh, který by vyžadoval víceleté sledování (Hartman, 2010; Kainz a Schwarz, 1982; Lerman a Stumm, 1989; Mareš a kol., 1970). Naproti tomu rybníky, které již na počátku obsahovaly vyšší zásoby dostupného Ca^{2+} v rybníční půdě (Kačák, Nový v Oboře a Žár) dosahovaly nejvyšších hodnot $\text{KNK}_{4,5}$ vody v průběhu vegetační sezóny. Hartman (2004) dále uvádí, že rybníční půdy jsou významným zdrojem využitelného vápníku. Rybí obsádka svou biomeliorační činností neboli bioturbací (vyhledávání potravy a víření bahenního sedimentu) je schopna uvolňovat Ca^{2+} ze sedimentů dna do vodního prostředí. V období nástupu fotosyntetické asimilace se produkci, ale i spotřebou Ca^{2+} uvolní do vody z uhličitanu vápenatého Ca^{2+} pomocí volného CO_2 na hydrogenuhličitan $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ (Pokorný, 1989; Hartman, 1990; Pitter, 2009; Adámek a Maršálek, 2013).

Touto prací bylo potvrzeno, že s vápníkem obsaženým v rybníční půdě významně koreluje alkalita vody ($\text{KNK}_{4,5}$) v době vegetace (Stegman, 1973; Hartman, 2000; Boyd a Trucker, 1998), pH a $\text{KNK}_{4,5}$ rybníční půdy v době vegetačního klidu (odběr vzorků půdy). Naopak nebyl prokázán vztah mezi obsahem Ca^{2+} v půdě a pH vody v době vegetace, abundancí hrubého zooplanktonu a přírůstkem ryb. Reakce pH a $\text{KNK}_{4,5}$ rybníční půdy v době vegetačního klidu korelovala s $\text{KNK}_{4,5}$ vody ve vegetačním období, kdy vztah byl signifikantní. Následné sledování by si zasloužilo zajistit analyticky přesnější a četnější sledování pH vody v terénu a pH rybníční půdy a zpracování výsledků analýz vícečetnou korelací.

Nebyl prokázán vztah mezi $\text{KNK}_{4,5}$ vody ve vegetaci k pH vody ve vegetaci a k abundanci hrubého zooplanktonu. Důvodů netěsnosti vztahu $\text{KNK}_{4,5}$ vody a pH vody ve vegetačním období může být řada, především však proměnlivost hodnot pH v denním i vícedenním sledování jak uvádí autoři Gessner (1959), Bank (1964), Bauer (1985), Čítek a kol. (1993) a Pitter (2009).

Důležité je, že byla také prokázána korelace mezi abundancí zooplanktonu jak hrubého ($>500 \mu\text{m}$), tak i drobného ($<500 \mu\text{m}$) a přirozeným i celkovým přírůstkem ryb ve shodě s řadou autorů Hrbáček a kol. (1961), Lelák a Kubíček (1991), Bergman a Bergstrand (1999), Lampert (1997), Scheffer (1998), Negreiros (2009) a Adámek a kol. (2010).

Nejvyšší abundance zooplanktonu byla zaznamenána na rybníku Kačák, kde bylo pro danou klimatickou oblast docíleno vysokého přirozeného přírůstku ryb a to $601,6 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$. Průměrný počet zooplanktonu během vrcholu vegetační sezóny se na nejproduktivnějších rybnících (Kačák a Žár) pohyboval řádově v tisících $\text{ind}\cdot\text{l}^{-1}$ s maximem zjištěným na rybníce Kačák ($2646 \text{ ind}\cdot\text{l}^{-1}$). Hrubý zooplankton byl pozorován zejména na začátku růstové sezóny, kdy se vyskytovaly druhy jako (*Daphnia pulicaria* a *Daphnia magna*). V průběhu vegetační sezóny vlivem predčního tlaku ryb se podíl hrubého zooplanktonu snižoval, tak jak zjistili autoři Hrbáček a kol. (1961), Brooks a Dodson (1965), Bergman a Bergstrand (1999), Jirásek a kol., (1984) a Píkrýl a kol. (2008). Rovněž Potužák (2009) uvádí, že s rostoucí hustotou obsádky, se zmenšuje podíl hrubého zooplanktonu, kdy v daném případě s vrcholem vegetační sezóny začal dominovat druh *Bosmina*.

Výsledkem sledování je závěr, že pro vegetační období je zásoba dostupného půdního Ca^{2+} velice důležitá. Vápník deponovaný v rybniční půdě přímo ovlivňuje $\text{KNK}_{4,5}$ vody v průběhu vegetační sezóny, jak uvádí Boyd a Trucker (1998), Adámek a kol. (2010) a Pitter (2009). Dostatečná zásoba půdního vápníku, je schopna prostřednictvím $\text{KNK}_{4,5}$ vody zabezpečit přiměřenou intenzitu fotosyntetické asimilace a udržet neutralizační kapacitu pro stabilizaci hodnot pH. V případě nízkých hodnot $\text{KNK}_{4,5}$ vody může při intenzivní asimilaci vodních rostlin docházet k odčerpávání CO_2 z uhličitanového komplexu (Pitter, 1981; Stangenberg-Oporovská, 1971), což

způsobuje úbytek kyselých iontů CO_3^{2-} a tím dochází k přesunu hodnot pH vody do zásaditých oblastí, které jsou pro ryby z hlediska nezbytné exkrece amoniaku škodlivé (Schreckenbach a kol., 1975). Pro období stoupající primární produkce je důležité, aby fotosyntetickou asimilací v rybnících zajišťovaly potřebné rostliny, jako jsou chlorokokální řasy. Vhodnými zdroji CO_2 je organická hmota, zatápěné či posekané rybníční porosty, zelené hnojení v kombinaci se statkovými živočišnými hnojivy (Dejdar, 1956; Vinberg a Ljachnovič, 1976; Čítek a kol. 1993; Adámek a kol. 2010).

Půdní CO_2 podle Pittera (2009) je uvolnitelný při mechanickém víření rybníčních sedimentů (Hartman a kol., 1984; Hartman a kol., 1998; Hartman, 1990; Hartman, 1992). V průběhu našeho sledování, byly zjištěny na dvou rybních (Byňovský a Dolní Velký) vyšší hodnoty pH s vrcholem vegetační sezóny shodně k datu 15. 8. které dosahovaly úrovně pH 9,2. Zároveň na těchto dvou lokalitách byly zjištěny nejnižší hodnoty obsahu Ca^{2+} rybníční půdy. Tyto lokality se jeví z pohledu nízkých hodnot $\text{KNK}_{4,5}$ vody jako rizikové a bude jim do budoucna věnována určitá pozornost. Z ústního sdělení managementu Rybářství Nové Hradý s.r.o. bylo uvedeno, že většina rybníků již po několik let nebyla řádně vápněna. Možná i to je důvod, proč většina rybníků vykazuje velice nízké hodnoty půdního Ca^{2+} a s tím související poměrně nízké $\text{KNK}_{4,5}$ vody.

Přirozené či přírodní vstupy vápníku do studovaných rybníků jsou minimální, v důsledku převážného podílu trvalých travních porostů v této oblasti (Hartman, 2010). Z biotopů rybníků se jejich akvakulturním obhospodařováním ztrácí – odtéká značné množství čistého vápníku. Vinberg a Ljachnovič (1976) uvádí, že k docílení přírůstku 1 t z 1 ha rybníční plochy je zapotřebí 12,5 kg čistého vápníku, ale o řád vyšší obsah Ca^{2+} je uveden do oběhu v době vegetace rostlinným a živočišným planktonem. Vápník se dále odčerpává především vypuštěním rybníků, průsakem do dna a výlovem ryb (Adámek a kol., 2010). Hartman (1990, 1992) uvádí, že při výloveh pokusných rybníků ve Vodňanech odtéká z 1 ha při hloubce 1 m vody 254 kg až 707 kg čistého vápníku a hořčíku. Proto doporučuje systém vypouštění a výlovů rybníků organizovat tak, aby voda z horních partií soustav rybníků o potřebné alkalitě ($\text{KNK}_{4,5}$) byla zadržena v níže situovaných rybnících.

6. Závěr:

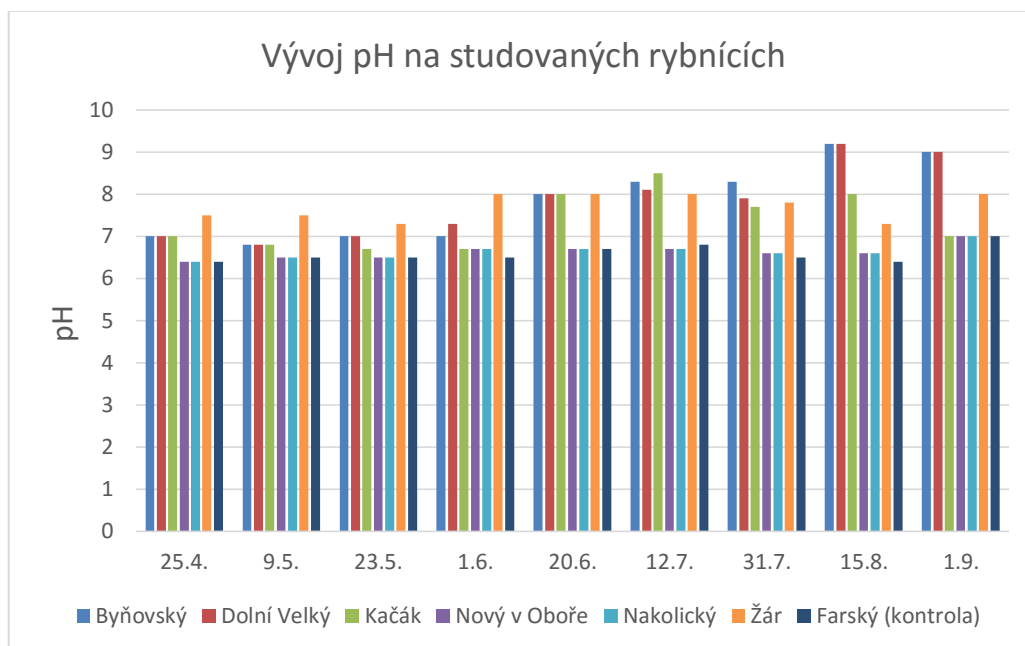
1. Dostupný vápník obsažený v rybniční půdě je v těsném vztahu k pH a $\text{KNK}_{4,5}$ rybniční půdy v době vegetačního klidu a významně ovlivňuje $\text{KNK}_{4,5}$ vody v době vegetace. Nejvyšší průměrné hodnoty $\text{KNK}_{4,5}$ vody byly stanovovány na rybnících Kačák ($0,93 \text{ mmol.l}^{-1}$), Žár ($1,01 \text{ mmol.l}^{-1}$) a Nový v Oboře (83 mmol.l^{-1}), což významně koreluje se zásobou půdního vápníku zjištěného v období vegetačního klidu.
2. Vyšší zásoba půdního Ca^{2+} se pozitivně projevila vyššími hodnotami $\text{KNK}_{4,5}$ vody ve vegetaci. Dostupný vápník byl převáděn ze sedimentů do vody pomocí přítomného CO_2 resp. H_2CO_3 na dvojuhličitan $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$. V průběhu vegetační sezóny bylo u rybníků s vyšší zásobou Ca^{2+} v půdě kolísání pH vody od průměru nižší na rozdíl od rybníků s nízkou zásobou dostupného Ca^{2+} avšak statisticky toto nebylo prokázáno. Uvolňování dostupného vápníku napomáhaly obsádky ryb bioturbací.
3. Nebyl prokázán vztah mezi kyselinovou neutralizační kapacitou vody v době vegetace a pH vody ve vegetaci, dále vztah $\text{KNK}_{4,5}$ vody k abundanci hrubého zooplanktonu či kyslíkovému režimu vody. Reakce pH vody je velmi proměnlivá hodnota v denním i časově delším úseku. Neprokázaní vztahu mezi $\text{KNK}_{4,5}$ vody a pH vody v době vegetace mohla sehrát i metoda kolorimetrického stanovení pH ovlivněná subjektivním posouzením zabarvení vzorku.
4. Abundance hrubého zooplanktonu byla ovlivňována predčním tlakem ryb v průběhu vegetace. Ten ovlivnil jak hustotu zooplanktonu, tak i jeho složení. Na počátku vegetační sezóny, pravděpodobně vlivem nižších teplot vody byl příjem potravy kaprem omezen, a v této době se vyskytovaly velké druhy perlooček rodu *Daphnia magna* či *Daphnia pulex*. Se vzrůstající teplotou vody, rostl predční tlak ryb, což mělo za následek vymizení velkých druhů

potravních organismů a zvýšení podílu drobného zooplanktonu klanonožců (*Copepoda*) a vířníků (*Rotifera*).

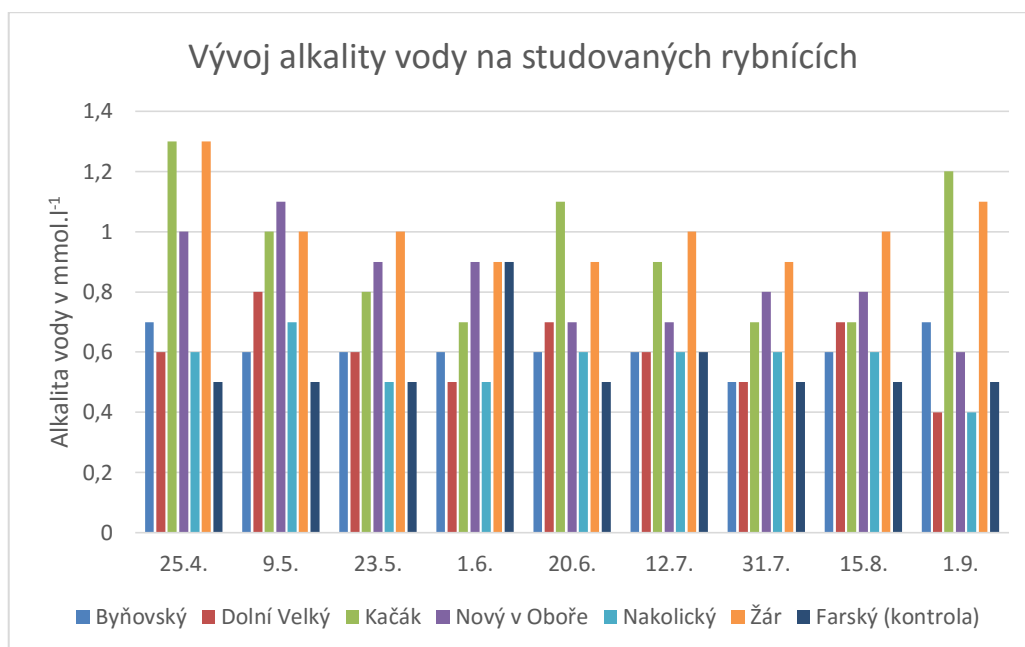
5. Byla zjištěna těsná závislost mezi celkovým přírůstkem ryb a hrubým zooplanktonem (> 500 μm). Významnější korelace byla zjištěna mezi celkovým přírůstkem ryb a celkovým zooplanktonem a v neposlední řadě také mezi přirozeným přírůstkem ryb a celkovým zooplanktonem. Nejvyšší přírůstky ryb byly zaznamenány na rybnících (Kačák a Žár), které vykazovaly nejvyšší abundanci zooplanktonu ze všech sledovaných rybníků.

6. Vápnění je významné hospodářské opatření stabilizující hydrochemický režim v rybníční akvakultuře a produkční schopnosti rybníků. Vápník je nejen nepostradatelnou živinou, která se podílí na stavbě těl rostlin a vodních živočichů, ale je také především součástí vápenato-uhličitanového komplexu. Tento je důležitým faktorem rybníčního ekosystému vytvářejícího podmínky pro management chovu ryb. Bohužel na mnoho rybářských podnicích se tomuto problému nevěnuje dostatečná pozornost. Proces aplikace, inkorporace a exprese vápníků do rybníčního ekosystému a bioty vyžaduje dlouhodobé a soustavné sledování a to zejména na lokalitách (soustavách rybníků), kde byly zjištěny deficitní stavy tohoto prvku.

7. Přílohy



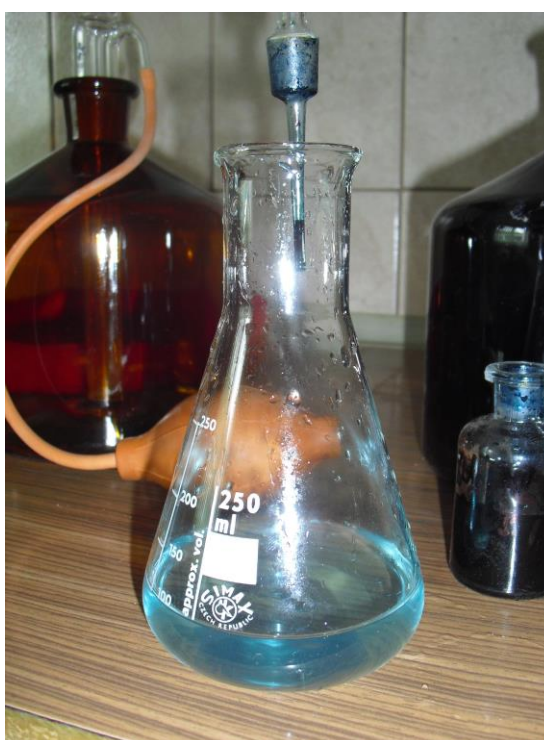
Graf č. 10. Sezónní průběh pH na studovaných rybnících Rybářství Nové Hradky s.r.o.



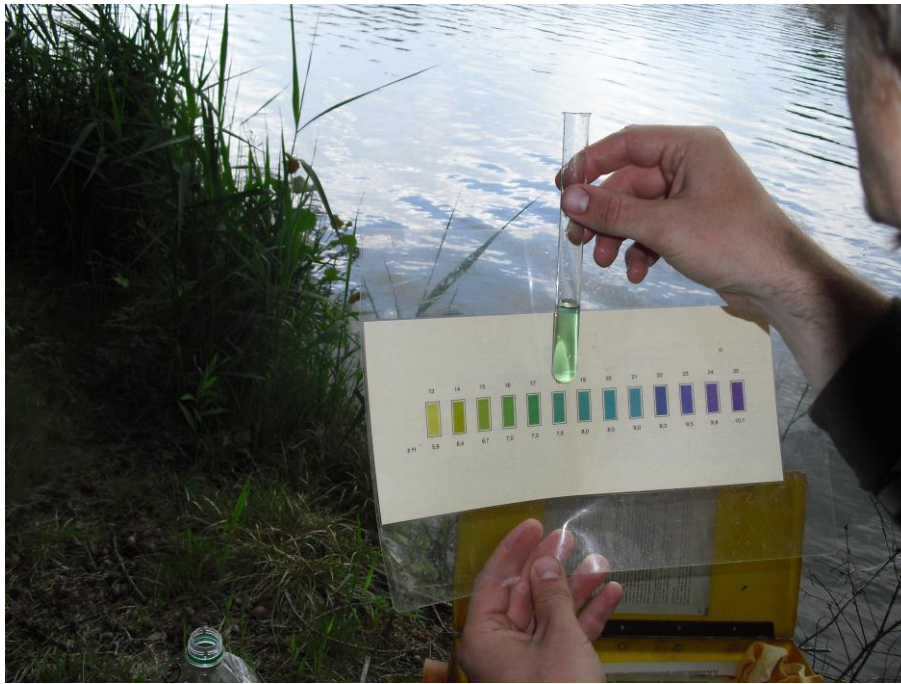
Graf č. 11. Sezónní vývoj pH na studovaných rybnících Rybářství Nové Hradky s.r.o.



Obr. č. 7. Jodometrické stanovení rozpuštěného kyslíku



Obr. č. 8. Příprava vzorku ke stanovení $\text{KNK}_{4,5}$ vody



Obr. č. 9. Vyhodnocování vzorku pH vody

8. Použitá literatura

- 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.
- Adámek, Z., Helešic, J., Maršálek, B., Rulík, M., 2010. *Aplikovaná hydrobiologie. 2. rozšířené a upravené vydání.* FROV JU, Vodňany, 350 s.
- Arce, R. G., Boyd, C. E., 1975. Effects of agricultural Limestone on water chemistry, phytoplankton productivity and fish production in soft water ponds. *Transactions of the America Fisheries Society* 104: 308-312.
- Bauer, K., 1985. Zum Problem höher pH-Werte in Karpfeteiche. *Fischer und Teichwirt* 36: 263-266.
- Bank, O., 1964. Der Kalk-Kohlesäurehaushalt im Teich. *Arch. Fischereiwissenschaft* XV. pp. 61-94.
- Bergman, E., Bergstrand, E. 1999. Lack of a top-down effect on the zooplankton community after a cyprinid reduction. *Hydrobiologia*. 1999, č. 404, s. 77 – 87.
- Birnhack, L., Šabach, S., Lahav, O. 2012. The exact approach for determining freshwater carbonate (H_2CO_3) alkalinity, with a single H_3PO_4 point titration. *Talanta*. 100. pp. 12-20
- Bowling, M. L., 1962. The effect of lime treatment on benthos production in Georgia farm ponds. *Proceedings of the Southeastern Association of game of Fish Commissioners*. 16: 418-424.
- Boyd, C. E., Trucker, C. S., 1998. *Pond aquaculture water quality management.* Kluwer Academic Publishers, Boston, USA, 700 pp.
- Boyd, C. E., Holerman, W. D., 1982. Influence of particle size of agricultural limestone on pond liming. *Proceedings Annual Conference Southeastern Association of fish and Wildlife Agencies*. 36: 196-201.
- Boyd, C. E., Scarsbrook, E. 1974. Effect of agricultural limestone on phytoplankton communities of fish pond. *Archiv fur Hydrobiologia* 74: 336-349.
- Brönmark, Ch., Hansson, L. A. 1998. *The biology of lakes and ponds.* New York: Oxford University Press, 216 s.
- Brooks, J. L., Dodson S. I. 1965. Predation, Body Size and composition of Plankton. *Science*. č. 150, s. 28-35.
- Čítek, J., Krupauer, V., Kubů, F., 1993. *Rybníkářství.* Vydavatelství Informatorium, Praha, 275 s.

- Dejdar, E., 1956. Ertragsteigerung der tschechoslowakischen Teiche durch mineralische und organische Düngung ., Deutsche Fisherei Zeitung No. 11.
- Füllner, G., Langner, N., Pfeifer, M., 2000. Ordnungsgemasse Teichbewirtschaftung im Freistaat Sachsen, Sächsisches Landesanstalt für Landwirtschaft, Referat Fischerei – Königswartha, Germany, 66 pp.
- Gessner, F., 1959. Hydrobotanik. Band II, VEB deutscher Verlag der Wissenschaften, Berlin, pp. 701.
- Guziur, J., Bialowas, H., Milczarzewicz, W. (2003). Rybactwo stawowe, Ofycina Wydawnicza „HOŻA“ Warszawa, 384 s.
- Hartman, P., 1990. Methods for Estimating the Requirement for Liming and the Calcium Budget in Carp Ponds. Sborník FAO EIFAC, Praha, květen 1990.
- Hartman, P., 1992. Stanovení potřeby vápnění rybníků ve vztahu k podmínkám prostředí. Disertační práce, Vysoká škola zemědělská Brno, Agronomická fakulta, 76 s.
- Hartman, P., Lavický, K., Pokorný, J., 1984. Organické hnojení rybníků. Edice metodik VÚRH Vodňany, č. 4, 16 s.
- Hartman, P., Přikryl, I., Štědranský, E., 1998. Hydrobiologie. Druhé přepracované vydání, Praha, Informatorium, s 16-20.
- Hartman, P., 2000. Disponibilní vápník v rybníčním sedimentu. Bulletin VÚRH Vodňany 46: 70 – 77.
- Hartman, P., 2010. Časový trend alkalické rezervy sedimentů v rybnících města České Budějovice za období 1995-2010. Bulletin VÚRH Vodňany 46: s 15-20.
- Hartman, P., 2004. Šetrný způsob vápnění rybníků. Edice Metodik, VÚRH, Vodňany, č. 73, 4-16 s.
- Hartman, P., Regenda, J., 2014. Praktika v rybníkářství. Jihočeská Univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, s. 84.
- Hrbáček, J., Dvořáková, M., Kořínek, V., Procházková, L., 1961. Demonstration of the effect of the fish stock on the species composition of zooplankton and intensity of metabolism of the whole plankton association. Verhandlungen Internationale Vereinigung theoretisch Angewandte Limnologie, 14: 192-195
- Janeček, V., 1976. Jak dál v intenzifikaci rybníkářství. MZVŽ ČSR – Výstavnictví, Praha, 70s.
- Janda, J., Pechar, L. 1996. Trvale udržitelné využití rybníků v CHKO a BR Třeboňsko. IUCN
- Jirásek, J., a kol., 1984. Rybářství - skripta pro postgraduální studium. Vysoká škola zemědělská v Brně, katedra rybářství a ochrany biosféry, s. 121-135.

- Kainz, E., Schwarz, K., 1982. Chemische, biologische und fischereiliche Untersuchungen an mehreren, Waldviertler Karpfenteichen, BuFi Scharfiling/Mondsee, pp. 72-103.
- Kerfoot, W. C., De Mott, W. R., De Angelis, D. L. 1985. Interactions among cladocerans: Food limitation and exploitative competition. *Archiv für Hydrobiologie. Beihefte Ergebnisse de Limnologie*. 21: 431 – 452
- Lampert, W. 1997. *Limnoecology. The ecology of lakes and streams*. 2nd edition, New York: Oxford University Press. 382 s.
- Lelák, J., Kubíček, F. 1991. *Hydrobiologie*. 1. vyd. Praha: Univerzita Karlova. 257 s.
- Lerman, A., Stumm, W., 1989. CO₂ storage and alkalinity trend in lakes. *Wat. Res.* 23 (2): 139-46.
- Mareš, J., Suchý, J., Hochman, L. 1970. *Rybníkářství. Státní zemědělské nakladatelství v Praze*. 387 s.
- Müller, W., 1961. Der Einfluss der Kalkung auf das Wasser in der Teichwirtschaft Königswartha im Jahre 1960. *Deutsche Fischerei Zeitung* 8 (6): 243-247.
- Negreiros, NF., NE. Rojas, O. Rocha a MJ. Santos Wisniewski. 2009, Composition, diversity and short-term temporal fluctuations of zooplankton communities in fish culture ponds (Pindamonhangaba), SP. *Brazilian journal of biology = Revista brasileira de biologia*. roč. 69, č. 3, s. 785-794. ISSN 1519-6984.
- Nelson, P. O., Chung, A. K., Hudson, M. C., 1981. *J. Water Pollut. Fed.* 53, 1323
- Nováček, J. 2000. *Péče o rybníky a jejich zařízení*. Praha: institut výchovy a vzdělávání Ministerstva zemědělství ČR. 41 s.
- Ntengwe, W., F., Edém, O., M. 2004. Physico-chemical and microbiological properties of the water for fish production through small ponds. *Phys. Chem. Earth*. 33. pp. 701-707
- Pamatmat, M. M., 1960. *The effect of basic slag and agricultural limestone on the chemistry and productivity of fertilized ponds*. M. S. thesis, Auburn University.
- Pechar, L., Radová, J. 1996. Hydrobiologické zhodnocení vývoje třeboňských rybníků od konce 19. století. In *IUCN: Význam rybníků pro krajinu střední Evropy. Trvale udržitelné využívání rybníků v Chráněné krajinné oblasti a biosférické rezervaci Třeboňsko*. Praha a IUCN Gland, Švýcarsko a Cambridge, Velká Británie: České koordinační středisko IUCN - Světového svazu ochrany přírody, INPRESS České Budějovice, 78 – 81 s., ISBN 2-8317-0322-0.
- Persson, G. 2008. Zooplankton response to long-term liming: Comparing 15 and 15 reference limed lakes in Sweden. *Limnologica*. 38. pp. 1-13
- Pitter, P., 1981. *Hydrochemie*. SNTL, Praha, 376 s.

- Pitter, P., 1999. Hydrochemie. Vydavatelství VŠCHT, Praha, 568 s.
- Pitter P (2009) Hydrochemistry, 4th revised edition VŠCHT Praha: 230 - 254
- Pokorný, J., 1989. Stanovisko k režimu vápnění rybníků Státního rybářství. ČSAV Botanický ústav Třeboň
- Pokorný, J., Lucký, Z., Lusk, S., Pohunek, M., Jurák, M., Štědroňský, E., Prášil, O. 2004. Velký encyklopedický rybářský slovník. Fraus. 649 s.
- Potužák, J 2009. Plankton and trophic interactions in hypertrophic fish pond. Ph.D. Thesis. JU České Budějovice
- Přikryl, I., Adámek, Z., Faina, R., Hartman, P., Kozák, P., Linhart, O., Máchová, J. 2008. Metodika OP Rybářství 2.2.: Hospodaření na rybnících s režimem zlepšujícím kvalitu vodního prostředí. Edice Metodik. VÚRH Vodňany. 36 s.
- Pytlík, R., 1962. Nová metoda akumulčních a asimilačních rybníků a její dosavadní výsledky. VÚRH Vodňany 1: 7 – 17.
- Scheffer, M. 1998. Ecology of shallow lakes. 1st ed. Kluwer Academic Publishers, 357 s. ISBN 04-127-4920-3.
- Schreckenbach , K., Spangenberg, K., Krug, S., 1975. Die Ursache der Kiemennekrose. Zeitschrift für Binnen fischerei der DDR 12: 476-478.
- Svobodová, Z., Kolářová, J., Navrátil, S., Veselý, T., Chloupek, P., Tesarčík, J., Čítek, J. 2007. Nemoci ryb. 4. přepracované vydání. vyd. Praha: Informatorium. 264 s. ISBN 978-80-7333-051-4
- Šusta, J. 1997. Výživa kapra a jeho družiny rybníčné: nové základy rybochovu rybníčního. Třeboň: Carpio, 180 s. ISBN 80-901-9452-4.
- Stangenberg-Oporovská, K., 1971. Odczyn wody stawowej i jego wplyw na produkce karpia. Gospodarka Rybna 11: 354-357.
- Stegman, K., 1973. Vápnění kaprových rybníků. Překlad: v Československé rybníkářství 73 (4), Originál: Gospodarka rybna 1973 (10): 6-12 s.
- Stegman, K., 1973. Vápnění kaprových rybníků – překlad. Československé rybníkářství 4: 6 – 12.
- Valentová, O., Máchová, J., Faina, R., Kroupová, H., Svobodová, Z. 2009. Souprava combi – terénní analýzy vody. Edice Metodik. VÚRH JU Vodňany. Č. 90. 28 s.
- Vinberg, G. G., Ljachnovič, V. M., 1976. Udobrenie prудov. Izd. pišč. prom., Moskva, 172 pp.
- Wieckers, H. N. S., a kol. 1975. Water Res. 9, 835 s.

Wingate, M., 1985. Small-Scale Lime Burning. London, United Kingdom: Intermediate Technology Publications.

HASIT – Šumavské vápenice a omítkárny, a.s. Velké hydčice, technický list, kontrolní certifikát 2015, příbalový leták a bezpečnostní list, Internet – www.hasit.cz

9. Abstrakt

Vliv vápnění na alkalitu rybníční půdy a $\text{KNK}_{4,5}$ vody.

Cílem práce bylo posoudit vztah mezi obsahem dostupného Ca^{2+} v rybníčním sedimentu a kyselinovou neutralizační kapacitou vody, pH vody, nasycením vody kyslíkem a abundancí zooplanktonu ve vegetačním období. V návaznosti na sledované ukazatele byl zjištěn také přírůstek ryb. Studie se konala na šesti rybnících (Byňovský, Dolní Velký, Kačák, Nakolický, Nový v Oboře, Žár) společnosti Rybářství Nové Hrady s.r.o. Pro kontrolu byl zvolen sportovní rybářský revír rybník Farský obhospodařovaný Jihočeským územním svazem Českého rybářského svazu. Obsah dostupného Ca^{2+} v rybníční půdě (sedimentu) byl převeden metodou výluhu pomocí 0,1M H_2CO_3 ze vzorku půdy do vodního roztoku. Obsah vápníku byl stanoven titrační chelatometrickou metodou. Vzorky rybníční půdy byly odebírány před vegetační sezónou roku 2013. Během následující růstové sezóny byly v pravidelných intervalech třech týdnů stanovovány hodnoty obsahu kyslíku, $\text{KNK}_{4,5}$ vody, pH vody a byly odebírány vzorky zooplanktonu s rozlišením jeho velikosti z hlediska konzumovatelnosti kaprem (<500 μm a >500 μm). Na všech sledovaných rybnících byl zjištěn těsný vztah mezi obsahem Ca^{2+} v rybníčním sedimentu s pH a $\text{KNK}_{4,5}$ rybníční půdy a také s $\text{KNK}_{4,5}$ vody v době vegetace. Nejvyšší průměrné hodnoty $\text{KNK}_{4,5}$ vody byly zjišťovány na rybnících Kačák (0,93 mmol.l^{-1}), Žár (1,01 mmol.l^{-1}) a Nový v Oboře (0,83 mmol.l^{-1}), což významně koreluje se zásobou půdního vápníku stanoveného v období vegetačního klidu. Významné korelace byly zjištěny mezi celkovým přírůstkem ryb a abundancí hrubého zooplanktonu. Výraznější vztah byl zjištěn mezi celkovým přírůstkem ryb a četností celkového zooplanktonu a v neposlední řadě také mezi přirozeným přírůstkem a celkovým zooplanktonem. Nejvyšší přírůstky ryb byly zaznamenány na rybnících (Kačák, Žár), jejichž vzorky vykazovaly nejvyšší abundanci zooplanktonu ze všech sledovaných rybníků. Naopak korelacemi nebyl potvrzen vztah mezi $\text{KNK}_{4,5}$ vody v době vegetace a pH vody ve vegetaci a dále k abundanci hrubého zooplanktonu či kyslíkového režimu vody.

Klíčová slova: alkalita, vápník, zooplankton, rybníky, pH vody, Combi souprava

10. Abstract

Influence of liming to the alkalinity of ponds soil and ANC_{4,5} of water

The aim of the master thesis was to assess volume of disposable calcium in the ponds sediments and acid neutralization capacity of water, pH of water, oxygen saturation and zooplankton abundance during vegetation period. Following to the indicators was found out ponds production as well. Studies took place on 6 ponds (Byňovský, Dolní Velký, Kačák, Nakolický, Nový v Oboře, Žár) of company Fyshery New Castles s. r. o. For control was chosen pond Farský which is managed by Czech Fishing Union. Volume of disposable calcium in ponds sediments was transferred with infusion of 0,1 M H₂CO₃. Volume of calcium was determined with chelatometric titration method. In 2013 the samples of sediments were collected before vegetation period. During the next season were determined samples of oxygen, ANC_{4,5} of water, pH of water and zooplankton which was sorted according its size (<500µm and >500 µm. At all monitored ponds was found out close relation between to volume of Ca²⁺ in pond sediment and pH of water, ANC_{4,5} of sediments and also with ANC_{4,5} of water during vegetation period. The highest average values of ANC_{4,5} of water were found out on pond Kačák (0,93 mmol.l⁻¹), Žár (1,01 mmol.l⁻¹) and Nový v Oboře (0,83 mmol.l⁻¹), which significantly correlated with reserve of pond calcium during dormancy. Was found out significant correlation between total growth of fish and coarse zooplankton. More significant relation was found out between total growth of fish and total abundance of zooplankton but between natural growth of fish and total abundance of zooplankton as well. The highest growths were found out on Ponds (Kačák, Žár), whose samples showed the biggest abundance of zooplankton from all monitored ponds and vice versa it wasn't confirmed relation between ANC_{4,5} of water during vegetation period and pH of water, abundance of coarse zooplankton and oxygen regime of water.

Klíčová slova: alkalinity, calcium, zooplankton, ponds, pH of water, Combi kit

