

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Fakulta rybnářství a ochrany vod
Ústav akvakultury a ochrany vod

Bakalářská práce

**Vliv přítomnosti či absence střevličky východní
(*Pseudorasbora parva*) na produkci ryb a kvalitu
vody v rybnících firmy Blatenská ryba**

Autor: Pavel Koukolík

Vedoucí bakalářské práce: RNDr. Bořek Drozd, Ph.D.

Konzultant bakalářské práce: Ing. Ján Regenda, Ph.D.

Studijní program a obor: B4103 Zootechnika, Rybnářství

Forma studia: Prezenční

Ročník: 3.

České Budějovice, 2021

Prohlášení

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci jsem zhotovil samostatně za použití zjištěných skutečností a literárních zdrojů uvedených v seznamu citované literatury. Dále prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce v nezkrácené formě, případně v úpravě vzniklé vypuštěním částí archivovaných prostřednictvím FROV JU. Zveřejnění je realizováno skrze elektronickou cestu ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejich internetových stránkách s dodržáním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby byly elektronickou cestou zveřejněny posudky školitele a oponentů mé práce i se záznamy o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce v souladu s ustanoveným zákonem č. 111/1998 Sb. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz řízenou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na kontrolu plagiátorství.

V Českých Budějovicích dne 3. května 2021

Podpis

Poděkování

Zde bych rád vzdal dík všem, kteří mi byli při psaní této práce nápomocni. Především bych rád poděkoval vedoucímu své bakalářské práce RNDr. Bořku Drozdovi Ph.D. za věnovaný čas ale i cenné rady a připomínky při práci v terénu a psaní mé bakalářské práce. Dík patří i mému konzultantovi Ing. Jánou Regendovi Ph.D. za odborné vedení, které mi věnoval. Rovněž musím vzdát velký dík své rodině, bez jejíž podpory by tato práce nemohla vzniknout.

Tato práce vznikla za finanční podpory inovativního projektu OP Rybářství č. CZ.10.2.101/2.1/0.0/18_013/0000787 „Optimalizace managementu rybníční akvakultury - potlačení negativního vlivu střevličky východní“.

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH

Fakulta rybářství a ochrany vod

Akademický rok: 2019/2020

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

(projektu, uměleckého díla, uměleckého výkonu)

Jméno a příjmení: **Pavel KOUKOLÍK**
Osobní číslo: **V18B010P**
Studijní program: **B4103 Zootechnika**
Studijní obor: **Rybářství**
Téma práce: **Vliv přítomnosti či absence střevličky východní (*Pseudorasbora parva*) na produkci ryb a kvalitu vody v rybnících firmy Blatenská ryba**
Zadávací katedra: **Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický**

Zásady pro vypracování

Jedním z problémů rybníčních akvakultur, jež vedou ke snížené produkci, efektivitě chovu a negativním změnám na fungování rybníčního ekosystému jako významného krajinného prvku, je vstup nepůvodních druhů ryb do těchto v ČR hospodářsky, ekologicky i vodohospodářsky velmi hodnotných systémů. Zde pak nepůvodní druhy (jedná se především o střevličku východní a karase stříbřitého) fungují jako tzv. plevelné ryby, nabývají velké početnosti i biomasy, nemají viditelný pozitivní hospodářský užitek a podílí se na změně fungování trofické pyramidy i kvality životního prostředí celého rybníčního ekosystému. I když tento problém je viditelný po celou řadu let na mnoha rybníčních soustavách v ČR i zahraničí, chybí především v ČR dostatek explicitních empirických dat, které by tento trend nejen prokazovaly, ale z hlediska produkce ryb v rybnících i ekonomicky posoudily.

Cílem této BP tak bude posoudit vliv střevličky východní (*Pseudorasbora parva*) na produkci ryb a kvalitu vody v rybnících.

V teoretické části bakalářské práce student nejdříve shrne dosavadní znalosti z problematiky chovu ryb v rybnících na území ČR, úloze tzv. plevelných druhů ryb v rybnících, vstupu nepůvodních druhů ryb do těchto rybníčních ekosystémů vč. jejich základní biologie a známých dopadů těchto druhů ryb na rybníční ekosystémy. Experimentální část BP bude probíhat ve vegetační sezóně 2020 na 6 rybnících (3 rybníky se střevličkou, 3 rybníky bez střevličky) zahrnutých do projektu CZ.10.2.101/2.1/0.0/18_013/0000787, na nichž hospodaří firma Blatenská ryba. Během pokusu budou pro účely BP sbírána v měsíčních intervalech data o růstu ryb v rybnících, jejich biomase, početnosti a hospodaření na rybnících. Při výlovu rybníků pak bude stanovena konečná početnost, biomasa a velikost ryb. Dále budou získávána data o chemismu (kvalitě) vody v jednotlivých rybnících. Nasbíraná data pak budou zpracována a mezi sebou porovnáována (rybníky se střevličkou a bez ní) a zjišťován případný vliv přítomnosti či absence střevličky východní v rybnících na produkční ukazatele chovu ryb a kvalitu vody v rybnících. Získané výsledky budou porovnány s dosavadními znalostmi z odborné literatury.

Rozsah pracovní zprávy: **30-50 stran**
Rozsah grafických prací: **dle potřeby**
Forma zpracování bakalářské práce: **tištěná**

Seznam doporučené literatury:

- Adámek Z., Navrátil S., Palíková, M., Siddiqui, M.A. (1996). *Pseudorasbora parva* Schlegel, 1842: Biology of non-native species in the Czech Republic, pp. 143-152. In: Flajšhans M. (ed.), Proceedings of Scientific Papers to the 75th Anniversary of Establishment of the Research Institute of Fish Culture and Hydrobiology, Research Institute of Fish Culture and Hydrobiology, University of South Bohemia, Vodňany, Czech Republic, 183 pp.
- Beyer, K., Copp, G.H., Gozlan, R.E. (2007). Microhabitat use and interspecific associations of introduced topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva* and native fishes in a small stream. *Journal of Fish Biology*, 71 (Suppl. D): 224-238.

- Billard, R., Gall, G.A.E. (1995). The Carp: the proceedings of the second Aquaculture-sponsored symposium held in Budapest, Hungary, 6-9 September 1993. Amsterdam: Elsevier. Aquaculture.
- Britton, J.R., Cucherousset, J., Grey J., Gozlan, R.E. (2011). Determining the strength of exploitative competition from an introduced fish: roles of density, biomass and body size. *Ecology of Freshwater Fish*, 20: 74-79.
- Britton, J.R., Davies, G.D., Brazier, M. (2008). Contrasting life history traits of invasive topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*) in adjacent ponds in England. *Journal of Applied Ichthyology*, 24: 694-698.
- Britton, J.R., Davies, G.D., Brazier, M. (2009). Eradication of the invasive *Pseudorasbora parva* results in increased growth and production of native fishes. *Ecology of Freshwater Fish*, 18: 8-14.
- Britton, J.R., Davies, G., Brazier, M., Pinder, A. (2007). A case study on the population ecology of a topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*) population in the UK and the implications for native fish communities. *Aquatic Conservation*, 17: 749-759.
- Britton, J.R., Davies, G.D., Harrod, C. (2010). Trophic interactions and consequent impacts of the invasive fish *Pseudorasbora parva* in a native aquatic foodweb: a field investigation in the UK. *Biological Invasions*, 12: 1533-1542.
- Chen, Y., Li, Z., Lin, L-S. (2010). Effects of a small planktivore (*Pseudorasbora parva*: Cyprinidae) on eutrophication of a shallow eutrophic lake in central China. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 13 (3): 328-334.
- Davies, G.D., Britton, J.R. (2015). Influences of population density, temperature and latitude on growth of invasive topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva*. *Ecology of Freshwater Fish*, 24 (1): 91-98.
- Declerck, S., Louette, G., De Bie, T., DeMeester, L. (2002). Patterns of diet overlap between populations of non-indigenous and native fishes in shallow ponds. *Journal of Fish Biology*, 61: 1182-1197.
- Gozlan, R., et al. (2010). Pan-continental invasion of *Pseudorasbora parva*: towards a better understanding of freshwater fish invasions. *Fish and Fisheries*, 11 (4): 315-340.
- Hartman, P., Regenda, J. (2014). *Praktika v rybníkářství. Vodňany: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod.*
- Hliwa, P., Martyniak, A., Kucharczyk, D., Sebestyen, A. (2002). Food preferences of juvenile stages of *Pseudorasbora parva* (Schlegel, 1842) in the Kis-Balaton reservoir. *Archives of Polish Fisheries*, 10: 121-127.
- Jackson, M.C., Britton, J.R. (2013). Variation in the trophic overlap of invasive *Pseudorasbora parva* and sympatric cyprinid fishes. *Ecology of Freshwater Fish*, 22 (4): 654-657.
- Musil, J., Adámek, Z. (2007). Piscivorous fishes diet dominated by the Asian cyprinid invader, topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*). *Biologia*, 64 (4): 488-490.
- Musil, J., Adámek, Z., Baranyi, C. (2007). Seasonal dynamics of fish assemblage in a pond canal. *Aquaculture International*, 15: 217-216.
- Musil, J., Kouřil, J. (2006). Řízená reprodukce candáta obecného a odchov jeho plůdku v rybnících. *Edice metodik VÚRH JU Vodňany* 76: 1-14.
- Musil, M., Novotná, K., Potužák, J., Hůda, J., Pechar, L. (2014). Impact of topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*) on production of common carp (*Cyprinus carpio*) – question of natural fo

Vedoucí bakalářské práce: **RNDr. Bořek Drozd, Ph.D.**
Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický

Konzultant bakalářské práce: **Ing. Ján Regenda, Ph.D.**
Ústav akvakultury a ochrany vod

Datum zadání bakalářské práce: **2. března 2020**

Termín odevzdání bakalářské práce: **3. května 2021**



prof. Ing. Pavel Kozák, Ph.D.
děkan

L.S.



prof. Ing. Tomáš Randák, Ph.D.
ředitel

OBSAH

1. ÚVOD	8
2. LITERÁRNÍ PŘEHLED	10
2.1. Akvakultura	10
2.2. Rybníkářství	10
2.2.1. Rybníkářství v ČR	13
2.2.2. Trendy v produkci	14
2.3. Hrozby v rybníkářství	16
2.3.1. Klimatické změny.....	17
2.3.2. Zemědělská činnost	19
2.3.3. Rybožraví predátoři	21
2.3.4. Nežádoucí druhy ryb	22
2.4. Introdukce rybích druhů	24
2.4.1. Cíleně introdukované druhy	25
2.4.2. Nechtěně introdukované druhy.....	26
2.5. Biologie střevličky východní	29
2.5.1. Úvod	29
2.5.2. Popis a morfologie.....	30
2.5.3. Rozmnožování	30
2.5.4. Věk a rychlost růstu.....	31
2.5.5. Chování.....	32
2.5.6. Potrava.....	33
3. CÍLE PRÁCE	36
4. MATERIÁL A METODIKA	37
4.1. Výběr vhodných rybníků a plánování pokusu	37
4.2. Příprava rybníků	38
4.3. Samotný experiment	39
4.3.1. Vysazení ryb	39
4.3.2. Provozní režim rybníků	40
4.3.3. Sledování kvality vody	41
4.3.4 Sledování zooplanktonu a zoobentosu	42
4.3.5. Sledování růstu kapra	42
4.3.6. Sledování abundance střevličky	43

4.3.7. Výlov	43
4.4. Statistické vyhodnocení	45
5. VÝSLEDKY	46
5.1. Kvalita vody	46
5.2. Zooplankton a zoobentos	53
5.3. Růst kapra.....	55
5.4. Růst biomasy střevličky východní	57
5.5. Stav obsádek při výlovu.....	57
6. DISKUZE	61
6.1. Stav kvality vody	61
6.2. Stav zooplanktonu a zoobentosu.....	63
6.3. Stav rybníční produkce.....	65
7. ZÁVĚR	68
8. PŘEHLED POUŽITÉ LITERATURY	70
9. PŘÍLOHY	78
10. ABSTRAKT	85
11. ABSTRACT.....	86

1. ÚVOD

Světová akvakultura se vyznačuje rychle rostoucí produkcí a do budoucna se očekává, že akvakultura plně převezme roli primárního producenta ryb. V České republice doposud převládá tradiční rybníkářství, které je v současnosti nejčastěji postaveno na polointenzivním způsobu hospodaření. Využíváno je jak přirozené potraviny (zooplankton, zoobentos), jejíž biomasa se v rybnících vytváří, tak i dotace krmivy, dodávaných člověkem. Obvykle se jedná o krmiva rostlinná (obiloviny). Dále je bohatě využíváno zavedených melioračních opatření, jakými jsou hnojení živočišnými hnojivy na podporu rozvoje přirozené potraviny, popřípadě vápnění pro stabilizaci pH vody. Vstupy všech těchto látek, společně se zvýšenými rybími obsádkami představují určité riziko pro stabilitu celého rybníčního ekosystému. Celková problematika profitability produkce českého rybníkářství je poměrně rozsáhlá. Komplikace představují kromě přetrvávajícího nízkého odbytu ryb v ČR, klimatické změny, zemědělská činnost v okolí rybníků, rybožraví predátoři, ale i některé nepůvodní, často invazně se šířící druhy ryb. Právě ty svým působením značně snižují rentabilitu celého rybníčního chovu.

Za nejrizikovější je považován karas stříbřitý *Carassius gibelio* (Bloch, 1782) a střevlička východní *Pseudorasbora parva* (Temminck & Schlegel, 1846). Střevlička je drobná kaprovitá ryba původem z východní Asie. První evropskou zemí její invaze se stalo Rumunsko, kam byla v 60. letech 20. století necíleně introdukována. Na území České republiky byla zavlečena v letech 1981-1982 společně s plůdkem býložravých ryb. Následně se díky dobré schopnosti vlastní migrace začala rychle šířit, k čemuž náležitě přispěla i činnost člověka, a tak se stala nedílnou součástí zejména rybníční ichtyofauny. Brzy se začalo projevovat její konkurenční chování vůči našim původním a chovaným druhům ryb. Střevlička je svým vyžíracím tlakem schopná také silně potlačovat populace zooplanktonu a zoobentosu, které jsou důležitým zdrojem potraviny pro široké spektrum ryb. Tento fakt lze dobře pozorovat v rybníčních chovech, kde na chované obsádce vznikají ztráty na váhovém přírůstku. Aby tak došlo k plánovaným přírůstkům, je nutné zvýšit dávky aplikovaných krmiv, čímž snižujeme celkovou rentabilitu chovu. Potlačování zooplanktonu má za následek i prudké zhoršení kvality vody, v důsledku silné aktivity primárních producentů (zvýšené pH, kyslíkové deficity, vyšší koncentrace toxického amoniaku).

Při hustších populacích střevličky v rybníčních chovech byla zjištěna i značná míra agrese vůči ostatním druhům ryb, v odborné literatuře označována jako fakultativní parasitismus. Střevlička svými zašpičatělými ústy „ozobává“ tělo ryb a poškozuje tak celistvost slizové vrstvy, šupin a na kůži vytváří hluboké a rozsáhlé léze. Tato zranění u ryb způsobují stres a léze se snadno stávají vstupní branou pro nebezpečné patogeny. Míra škod, které tímto působením vznikají, doposud nejsou plně probádány a v budoucnu by se této problematice měla věnovat zvýšená pozornost.

2. LITERÁRNÍ PŘEHLED

2.1. Akvakultura

Akvakultura je dle FAO (2011) interpretována jako chov vodních organismů, ryb, měkkýšů, koryšů a vodních rostlin, jehož součástí jsou jisté formy zásahu, jako například krmení a ochrana před predátory, které jsou realizovány za účelem zvýšení produkce. Dle UN (2019) je i se snižující plodností populace očekáván její růst, ze současných 7,4 miliardy jedinců, na 9,7 miliard k roku 2050. Už současná populace však spotřebovává ohromné množství přírodních produktů, a to často na úkor hroutících se ekosystémů. Mořský rybolov se nalézá na samé hranici vyčerpání, v důsledku čehož bude akvakultura v následujících letech získávat na stále větší důležitosti jako hlavní zdroj ryb a dalších plodů (Boyd a McNevin, 2015). Ve srovnání s ostatními odvětvími zemědělství její produkce stoupá nejrychleji, a to s meziročním růstem 7-10 %. Produkty akvakultury, představují v současnosti 10 % všech živočišných bílkovin, vytvořených za rok. Největší producenty představují asijské velkochovy (Lucas a kol., 2019). Světová produkce akvakultury v roce 2016 přesahovala 200 miliónů tun. Přičemž v Číně bylo vyprodukováno 41 %, zatím co v zemích EU jen 3 % ze světové produkce akvakultury (EUMOFA, 2018).

Nejintenzivněji chovanými rybami jsou kaprovité druhy ryb. Jejich produkce překonává všechny ostatní masivně chované druhy, jakými jsou keříčkovci, tlamouni a lososovité druhy ryb (Lucas a kol., 2019). Tradiční akvakultura je obvykle k přírodě šetrnější, jelikož využívá odpady a vedlejší produkty, kterými jsou především zbytky zemědělských plodin a živočišná hnojiva. Ty jsou v současné době čím dál častěji nahrazovány granulovanými krmivy a umělými hnojivy, tento způsob hospodaření vede ke stále více gradujícím environmentálním problémům. K nejšetrnějším způsobům chovu patří chov měkkýšů a vodních rostlin na otevřených vodách, který je závislý na přirozeně se vyskytujícím organickém detritu, planktonu a rozpuštěných živinách (Edwards, 2015).

2.2. Rybníkářství

Rybníkářství je odvětvím zemědělského hospodaření využívající k chovu povrchové vody akumulované v rybnících, avšak odchov může být realizován i ve zvláštních rybochovných zařízeních, jakými jsou recirkulační-akvakulturní systémy, klecové chovy nebo průtočné systémy pro chov a lov ryb, popřípadě jiných vodních

živočichů (Hartman a Regenda, 2016). Rybníky jsou z hlediska zákonů definovány hned dvěma definicemi. Zákon č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny na rybníky nahlíží jako na důležité krajinnotvorné prvky, které ekologicky, vzhledově a stabilizačně působí na ráz okolní krajiny. Naopak zákon č. 99/2004 Sb. o rybářství rybníky popisuje hlavně z produkčního hlediska, a to jako vodní útvar, sestávající s hráze, akumulací plochy a nezbytného zařízení umožňující manipulaci s výškou vodní hladiny sloužící primárně k chovu ryb. Vedle produkce ryb plní rybníky i mimoprodukční funkce (ekosystémové služby). Mají nemalý vliv na krajinu, organismy, ale i lidskou populaci (Turkowski a Lirski, 2011).

Rybníční hospodaření představuje velkou část světové akvakultury. Využívá povětšinou postupy chovu ryb v rybnících, ve kterých nedochází k obměně vody a kde je ve zvýšené hustotě chována rybí obsádka. Pro dosažení vysoké výtěžnosti obsádka vyžaduje zvýšený přísun krmiv a hnojiv. Vstupy těchto látek vedou k potížím, jakými jsou eutrofizace (přesycení živinami), následné kyslíkové deficity a nestálost pH (Lucas a kol., 2019).

Počátky rybníkářství byly zaznamenány na území dnešní Číny, již 1000 let př. n. l. (Nash, 2011). Prvním chovaným druhem byl kapr obecný *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758) chovaný v monokulturách. Později se přikročilo k chovu kapra v polykulturách s dalšími druhy kaprovitých ryb, pro lepší využití živin, které rybníky nabízejí (Gui a kol., 2018). V Číně byly rovněž nalezeny spisy z roku 475 př. n. l., ve kterých jsou zaznamenány první myšlenky intenzivního obhospodařování. Odtud se získané znalosti šířily do zbytku Asie a následně celého světa. Evropskými průkopníky se staly civilizace starověkého Řecka a Říma. Rozmach Římské říše pravděpodobně zapříčinil i předání těchto poznatků do zbytku Evropy (Nash, 2011). Budování rybníků a chovu ryb se jako první v evropských zemích ujali mniši, pro které ryby představovaly zdroj postního jídla (Pillay a Kutty, 2005). Zatím co přímořské země se spoléhaly na zdroje ryb z moří, vnitrozemské země se počátkem 15. století pustily do výstavby rybníků ve velkém.

Následoval celosvětový, proměnlivý rozvoj rybníkářství, bržděný válečnými konflikty, který dosáhl své vrcholné intenzifikace v 70. letech minulého století (Gómez, 2020). Produkce se tímto postupem mnohonásobně zvýšila, avšak vedla k mnohým potížím. Důkazem toho jsou čínské rybníční chovy v 80. a 90. letech 20. století. Obsádka byla nezřízeně krmena enormními dávkami granulovaných krmiv a nádrže hnojeny velkým množstvím statkových hnojiv na podporu rozvoje planktonu. Všechny

tyto zásahy představovaly nadměrné vstupy dusíku a fosforu (Edwards, 2015). Pro představu, 3,5 t chlévské mrvy, které je možno v ČR za rok aplikovat na 1 ha, obsahuje cca 35 kg fosforu (Duras a Potužák, 2019). Takovýto postup tedy nevyhnutelně vedl k eutrofizaci vod (Edwards, 2015). Značný podíl na této problematice má dodnes politika zemědělského hospodaření zaměřeného na vysoký výnos. Intenzifikace zemědělství vede k erozi půdy a také ke kontaminaci půd pesticidy, hnojivy a těžkými kovy. Tyto elementy jsou srážkami vyplavovány do povrchových vod, kde navyšují úroveň znečištění a eutrofizace (Stoate a kol., 2001).

Na základě množství vstupů živin a velikosti produkce rozeznáváme celkem tři úrovně rybníčního obhospodařování. Jednotlivé úrovně jsou zaváděny v závislosti na lokálních předpokladech (Pillay a Kutty, 2005). Nejvyšší úroveň, představuje již zmíněný intenzivní chov, kde produkce dosahuje 500 až 2000 kg·ha⁻¹. Typickou ukázkou jsou velkochovy krevet, tlamounů a keříčkovců, ve velkých hustotách (Egna a Boyd, 1997). Aby bylo dosaženo cíleného přírůstku, je zapotřebí velkého vnosu živin. Z části je spoléháno na potravu přirozeně se v nádržích vytvářející. Jedná se zejména o zooplanktonní a bentické organismy reprezentující nejdůležitější složku rybí potravy. Přirozená produkce je navíc nepřímo podporována aplikací hnojiv. Vysoké koncentrace živin umožňují silný rozvoj primárních producentů. V tomto případě fytoplanktonu. Ten je využíván konzumenty, představující zooplankton a zoobentos. Obsádka je navíc příkrmována obilovinami nebo krmnými směsmi (Hartman a Regenda, 2016). Předkládaná krmiva jsou však pouze dalším zdrojem fosforu, mající účinek obdobný jako aplikovaná hnojiva (Duras a kol., 2015a). Důležité je zmínit, že obiloviny obsahují velmi malé množství esenciálních mastných kyselin – methionin (0,35 %), lysin (0,1 %), cystein (0,3 %). Právě tyto látky jsou základním předpokladem pro tvorbu bílkovin. Navíc chemické látky, které se v zrnech přirozeně vyskytují, mohou poškodit funkci metabolismu (Przybył a Mazurkiewicz, 2004). Kvůli častým kyslíkovým deficitům jsou obvykle instalovány i aerační aparáty (Egna a Boyd, 1997). Za o něco „mírnější“ způsob považujeme polointenzivní chovy, kde přísun živin zajišťujeme rovněž příkrmováním ryb nejčastěji obilovinami a přidáváním živočišných hnojiv. Rozdíl spočívá v tom, že množství vložených živin by mělo být v rovnováze s množstvím odstraněných živin v podobě biomasy vylovených ryb. Poslední úrovní je extenzivní chov. Při tomto způsobu chovu je velikost rybí obsádky volena tak, aby nebyla překročena přirozená produkce rybníků, na kterou jsou ryby plně odkázány. Aplikace

krmiv a hnojiv s cílem navýšení výtěžnosti se v tomto způsobu odhospodařování neprovádí (Hartman a Regenda, 2016).

2.2.1. Rybníkářství v ČR

Křivánek a kol. (2012) uvádí, že od konce 10. století do poloviny 13. století se u nás rybníky již nacházely. Prvního rozmachu se zasloužil Jan Lucemburský, přivážející nové a pokrokové metody z válečných tažení. Za vlády jeho syna Karla IV. je plocha rybníků v Čechách odhadována na 75 000 ha. Za zlatý věk českého rybníkářství označujeme přelom 15. a 16. století, kdy rozloha rybníků dosahovala 185 000 ha. S tímto obdobím jsou spjaté známé osobnosti jako Jakub Krčín z Jelčan a Sedlčan nebo Štěpánek Netolický. V 19. století jsou rybníky ve velkém odvodňovány a přeměňovány na zemědělsky obdělávané pozemky. K roku 1840 výměra rybníků činí 35 414 ha. Roku 1884 byla v češtině vydána publikace „Výživa kapra a jeho družiny rybníčné“, jíž pokládáme za revoluční. Jejím autorem je Josef Šusta. V knize popisuje pokrokové metody chovu a meliorační opatření, používané dodnes (Šusta, 1997).

V České republice je v současnosti k chovu ryb využíváno na 42 tisíc ha rybníčních ploch. K roku 2019 produkce tržních ryb dosáhla 20 986 tun. V rybnících bylo vyprodukováno 19 894 tun ryb, zatímco ve zvláštních rybochovných zařízeních 1048 tun ryb a zbylých 44 tun bylo odloveno z volných vod. Druhová pestrost chovaných druhů je, de facto, neměnná. Nadále převažuje kapr, tvořící 85,5 % z celkového množství vyprodukovaných ryb za rok. Produkce býložravých ryb dosáhla 5,2 %, lososovitých ryb 4,5 %, lína 0,7 % a dravých ryb 1,2 % (Situační a výhledová zpráva-ryby, 2020). Nebeský a kol. (2016) poukazují na skutečnost, že české rybníkářství je do značné míry závislé na exportu vyprodukovaných ryb do zahraničí. Největší vývozní artikl tvoří kapr, představující 89-91 % z celkového exportu živých ryb.

V českém produkčním rybníkářství se často setkáváme se skutečností, že rybníky jsou mnohdy přesazeny rybami. Silný vyžírací tlak ryb se projevuje na sníženém výskytu hrubého zooplanktonu. Následkem toho není kvantita fytoplanktonu nikým regulována, a proto dochází k jeho silnému přemnožení. Intenzivní fotosyntéza těchto organismů mimo jiného způsobí zvýšení pH až do hodnoty 10 (Pechar, 2015). Hlavním cílem rybníkářství je nadále trvale udržitelná produkce ryb. Nelze však opomenout mimoprodukční funkce rybníků a jejich nedocenitelný celospolečenský užitek (Hartman a Regenda, 2016). Za nejdůležitější lze označit retenční a protipovodňovou funkci. Retence vody zlepšuje hydrologické podmínky oblasti, odrážející se například na

zvýšené výtěžnosti plodin z blízkých polí. Protipovodňovou funkci doceníme při povodňových stavech, kdy rybníky značně zmírňují dopad povodňové vlny. Dalšími důležitými vlastnostmi jsou krajinnotvorné a biodiverzitní funkce. Druhá bohatost jak flóry, tak fauny, je však se vzrůstající eutrofizací do značné míry limitována (Pokorný a kol., 2015). Rovněž příznivě ovlivňují mikroklimatické podmínky (Turkowski a Lirski, 2011). Rekreační funkce je na eutrofizovaných (hypertrofizovaných) produkčních rybnících z důvodu rozvoje bohaté biomasy sinic značně omezena. Pro zlepšení jakosti vody vhodné na koupání se doporučuje propojení biomanipulace, tedy nasazení zvýšeného množství dravých ryb k potlačení populace planktonofágních ryb a aplikace chemikálií, jako například síranu hlinitého s vlastností vázat nadbytečný fosfor (Duras a kol., 2015a). Dost opomíjenou, avšak nedocenitelnou funkcí rybníků je samočisticí schopnost (Duras a kol., 2015b). Této schopnosti je využíváno k chemickému dočištění vod biologickými procesy v tzv. biologických rybnících, situovaných nejčastěji pod čističkami odpadních vod. Analýzou biologických rybníků byla zjištěna velká schopnost rybníků degradovat jisté druhy farmak (Duras a Potužák, 2016). Další vlastností je zadržování živin a jejich opětovné uvádění do oběhu (Potužák a Duras, 2015).

2.2.2. Trendy v produkci

Z pohledu evropské sladkovodní akvakultury v produkci dominuje pstruh duhový *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792) následovaný kaprem obecným (Lane a kol., 2014). V českém rybářství je silně zakořeněna tradice chovu kapra. Za rok 2019 dosáhla produkce kapra téměř 18 tisíc tun, zatímco produkce lososovitých ryb se udržuje na úrovni kolem 1 tisíce tun (MZe, 2019). Rybářství si v průběhu historie prošlo mnoha změnami, které jej dovedly do dnešní podoby. Prvním přelomovým spisem bylo dílo Jana Skály z Doubravky a Hradiště (1486-1553) s názvem „O rybnících“. Zde autor popisuje skutečnosti, v té době mnohdy zcela neznámé. Spisy vysvětlují například způsoby, kterými lze zvýšit úrodnost rybníků, přesněji letnění a zimování rybníků dále co je kaprům potravou nebo popisuje rozmrazovače komorových rybníků, jichž bylo tehdy používáno (Dubravius, 1953). Otcem českého rybářství je však označován Josef Šusta (1835-1914), který je autorem knih „Výživa kapra a jeho družiny rybníčné“ a „Pět století rybníčního hospodaření v Třeboni“, kde autor popisuje zcela nepostradatelnou úlohu přirozené potravy (Šusta, 1995, Šusta, 1997). Až do 2. poloviny 19. století byl chov rybích obsádek značně limitován malým množstvím živin v rybnících (Pechar,

2015). Šusta proto zredukoval množství ryb v rybnících a vysazoval pouze takové množství, které dosahovalo nejvyššího možného váhového přírůstku (Šusta 1995). Budoval rozsáhlé mělké rybníky vyznačující se zvýšenou úživností (Šusta, 1997). Šusta započal první pokusy chovu nepůvodních druhů ryb - např. okounka pstruhového *Micropterus salmoides* (Lacépède, 1802), pstruha duhového *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792) a sumečka amerického *Ameirus nebulosus* (Lesueur, 1819). Zavedl nové meliorační postupy, jako pravidelné hnojení, vápnění, příkrmování, letnění kombinované s osetím a zimování rybníků mající za účel navýšit rybniční produkci (Šusta, 1995). V důsledku hnojení došlo k vytvoření husté potravní základny v podobě planktonních organismů pro rybí obsádku (Pechar a Baxa, 2016).

Válečné útrapy dvou světových válek nepřinesly nikomu nic dobrého a rybníkářství u nás nebylo výjimkou. Po válce došlo k zestátnění rybníků a cílem vlády byla potravinová nezávislost. Cesta k vytouženému cíli vedla přes několik fází eskalujících intenzifikací (Hartman a kol., 2016). Následkem aplikování především anorganických hnojiv (superfosfát, ledek) se brzy dostavil kýžený efekt (Pechar, 2015). Zatím co v roce 1945 byl celostátní výlověk 1,3 tuny, již v roce 1950 to bylo kolem 4,2 tuny (Berka, 2015). S dotací živin se v rybnících rozvíjela velká společenstva hrubého zooplanktonu a společně s příkrmováním (Pechar, 2015) se roční produkce rok od roku konstantně navyšovala (Berka, 2015). Vysoké dávky vstupujících živin, zejména dusíku a fosforu se začínaly rychle projevovat v podobě eutrofizace vod (Pechar, 2015).

Vývoj možno rovněž zpozorovat při pohledu na výši rybniční produkce a charakter nádrží. Zatímco v polovině 19. století měly rybníky spíše mezotrofní, až dystrofní charakter a produkci v průměru 30 kg·ha⁻¹, v současnosti pozorujeme naprosto opačný trend (Šusta, 1995; Pechar a Baxa, 2016). Produkce v průměru dosahuje 500 kg·ha⁻¹ a rybníky jsou eutrofní, až hypertrofní (Hartman a Regenda, 2016).

Rybníkáři dnes povětšinou prosazují zvýšené rybí obsádky (Pecha, 2015). Zavedeny jsou nejčastěji polykultury, které dokáží efektivněji využít živiny, jež rybníky nabízejí. V praxi je nejčastěji používána polykultura kapra s - línem obecným *Tinca tinca* (Linnaeus, 1758), amurem bílým *Ctenopharyngodon idella* (Vallenciennes, 1844), tolstolobikem bílým *Hypophthalmichthys molitrix* (Vallenciennes, 1844), tolstolobikem pestrým *Hypophthalmichthys nobilis* (Vallenciennes, 1844) a dravými rybami, schopnými efektivně eliminovat plevelné a invazivní druhy ryb (Hartman a Regenda, 2016), které by jinak při přemnožení silně omezily potravní nabídku ve formě planktonních organismů, důležitých pro hospodářsky cenné druhy ryb (Musil

a kol., 2014). Ve většině rybářských podniků bývá v současnosti nejčastěji realizován polointenzivní způsob chovu, kombinující využívání přirozené potravy a předkládání rostlinných krmiv v poměru 1:1 (Hartman a Regenda, 2016). Aplikaci krmiv (kde jeho kvantita není nikterak omezena), jakožto i aplikování „závadných látek“ je udělena výjimka ze zákona, ale množství těchto látek je limitováno zákonem č. 254/2001 Sb. Pro představu uvádím roční limity aplikace těchto závadných látek pro polointenzifikační rybník - chlévská mrva 3,5 t·ha⁻¹, kejda 10 t·ha⁻¹. Prioritou chovu českého rybníkářství zůstává produkce kapra, která je za posledních 9 let na úrovni necelých 18 000 tun ročně (Rybářské sdružení, online, 18. 4. 2020). Odchov kapra do tržní velikosti je v našich teplotních podmínkách otázkou 3-4 let (Hartman a Regenda, 2016).

2.3. Hrozby v rybníkářství

České rybníkářství v současnosti čelí nemalým potížím, kterými je nutné se aktivně zabývat. Někdo by mohl namítnout, že hrozbu představují samotní rybáři, avšak bez správně fungujících rybářů nemá rybníkářství budoucnost. Jako každé odvětví zemědělství i rybníkářství má silné a slabé stránky, rovněž i své příležitosti a ohrožení. Přesvědčit se o tom lze v návrhu víceletého národního strategického plánu pro akvakulturu pro léta 2020-2030 zhotoveném Ministerstvem zemědělství ČR (MZe, 2020). Právě zde můžeme nalézt zásadní hrozby, jenž existenčně ohrožují českou rybníční produkci ryb. Mluvíme o dlouhodobé neochotě zákazníků vynaložit finanční prostředky za přidanou hodnotu ryb. Projevuje se i devastace rybníčních ekosystémů zabahňováním a hypertrofizací, ale i nízká kvalifikace pracovníků v důsledku slabého finančního ohodnocení. Na místě je i uvést přetrvávající závislost na exportu vyprodukovaných ryb, vedoucí k nejistotě a nestabilitě českého trhu (Nebeský a kol., 2016). Vzhledem k exportu, ale i importu násadových ryb ze zahraničí, je nutno počítat i se zavlečením bakteriálních a virových patogenů (Palíková a kol., 2019), které mohou způsobit rozšíření ohnisek nemocí do našich podmínek. Z těchto důvodů je kladen důraz na preventivní opatření, z nichž se velké podpoře těší šlechtění nových plemen, které jsou vůči chorobám více rezistentní (Hartman a kol., 2012). Příkladem uvádím vyšlechtěnou linii amurského lysce, vykazující zvýšený potenciál na odolnost vůči koiherpes viróze (Piačková a kol., 2013).

Hartman a kol. (2012) také uvádí, že ohrožením je i způsob hospodaření v oblasti povodí mající často za následek půdní erozi vedoucí k zanášení rybníků. Půda společně s látkami, které jsou z ní vyplavovány, silně ohrožují biodiverzitu, představující základní stavební kámen ekologické rovnováhy. Příčinou jsou často intenzivní a nesprávné způsoby zemědělského obhospodařování pozemků v přilehlém povodí. Co by se dalo označit za nejzávažnější, je vliv klimatických změn. To, že bez dostatku vody nemůže rybníční akvakultura existovat je bez debat, ale dlouhá doba bez srážek, zásadně ohrožuje hospodářský výsledek a zdravotní stav ryb. Naopak druhý extrém, tedy povodně, mohou v nejhorším případě vést, až ke zničení celé vodní stavby.

V posledních několika letech byly zaznamenány gradující ztráty ryb vlivem rybožravých predátorů - zvláště pak kormorána velkého *Phalacrocorax carbo* (Linnaeus, 1758), vydry říční *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758), volavky popelavé *Ardea cinerea* (Linnaeus, 1758) a dalších. Jejich potravní aktivita celkově narušuje celý hospodářský cyklus (Adámek a kol., 1999). Další významné škody způsobuje bobr evropský *Castor fiber* (Linnaeus, 1758), který svou činností ohrožuje stabilitu rybníčních hrází (Adámek a kol., 2003). Na škody způsobené těmito živočichy se vztahuje zákon č.115/2000 Sb. o poskytování náhrad škod způsobených vybranými zvláště chráněnými živočichy (Adámek a kol., 2003).

Za vůbec největší hrozbu pro vodní ekosystémy považuje Cambrey (2003) invazivní druhy ryb. S invazivními druhy se potýká, ale i komerční chov ryb. Nepůvodní druhy ohrožují produkci, zvyšují celkové náklady na chov a v konečném důsledku snižují výnosy hospodářům (Lee a Gordon, 2006). Invazivní druhy jsou svojí činností schopny silně ovlivnit přirozenou biodiverzitu napadené lokality. Ovlivňují jí svou predací, ale i vzájemnou konkurencí s ostatními druhy ryb, hybridizací, přenosem různých onemocnění a změnami funkčnosti celého ekosystému (Veer a Nentwig, 2014).

2.3.1. Klimatické změny

Mnohé studie již prokázaly, že v několika posledních desetiletích dochází k prudkému navyšování globální teploty, jehož důsledkem je zvýšená intenzita evaporace a evapotranspirace. Tím je změněna proměnlivost srážek a častěji dochází k jejich přívalům. Výsledkem těchto procesů jsou rychlé změny klimatu, střídání se období sucha a nepredikovaných bleskových srážek vedoucích k povodním a následně k masivní erozi půdy i v našich klimatických podmínkách (Kvítek, 2020). Jedním z nejvíce zasažených oborů je zemědělství, jejíž součástí je rybníční hospodaření.

Disbalance je způsobena antropogenní činností. Hlavní příčinou je zvýšené množství skleníkových plynů a aerosolů v atmosféře, změny krajinného pokryvu a intenzita slunečního záření. Právě zmíněné faktory ovlivňují celkovou energetickou bilanci klimatického systému (Novický a kol., 2008).

Povodně pro své devastační účinky patří mezi nejničivější přírodní jevy (Rutkayová a kol., 2015). Přímý a ničivý vliv mají především na celou oblast agrikultury (Perry a kol., 2009). Zcela nejcitlivější k těmto pohromám jsou rybníční chovy (Molle a kol., 2010). Rybníky se sice vyznačují svou schopností eliminovat lokální povodně, jako například v roce 2002, kdy rybníky pojaly více jak 600 milionů m³ vody (Pokorný a Zykmond, 2013), ale extrémní povodňové stavy mohou způsobit markantní ztráty na rybích obsádkách. Nejvyšší ztráty na obsádkách se dají očekávat především při vydatných a přivalových deštích (Rutkayová a kol., 2015) Povodně také řídí přemísťování rybích obsádek, tzv. drift, mezi rybníčními soustavami a jinými vodními útvary a toky (Seymour a kol., 2013). Rutkayová a kol. (2015) zjistili, že nejvíce náchylným druhem k úniku během povodní je amur bílý (63 %) a naopak nejméně kapr obecný (49 %).

Povodňový stav a s ním spojená ohrožená stabilita hrázového tělesa představují mnohem větší riziko, s ohledem na ohrožení lidských životů. S tímto rizikem je spojeno několik opatření. Všechny vodní nádrže musí mít dle vyhlášky č. 590/2002 Sb. o technických požadavcích pro vodní díla vybudovaný bezpečnostní přeliv, který v případě hladinového nadstavu odvede nadbytečnou vodu pod rybník. Po všech vlastních vodního díla je podle vodního zákona č. 254/2001 Sb. vyžadováno vedení evidence technicko-bezpečnostního dohledu, ve kterém je dlouhodobě sledován stav hráze a v případě potřeby přijímána nápravná opatření. Červencové povodně v roce 2013 ukázaly, že mnohé z havarovaných rybníků, neměly bezpečnostní přelivy ve vyhovujícím stavu, následkem čehož byla jejich odvodňovací kapacita značně omezena a došlo k přelití vody přes korunu hráze. To způsobilo rozsáhlou erozi vzdušné strany hráze a její následné protržení (Švarc, 2015).

Opačný extrém, se kterým jsme se v posledních několika letech měli možnost setkat, je sucho. Pro rybníční hospodaření představuje, v mnoha případech, ničivou pohromu. Sucho je z velké části dáno způsobem hospodaření v krajině. Už od roku 1920 se u nás nahrazovaly pastviny ornou půdou. Ta, jak je známo má vyšší tendenci k erozi, zhoršuje jakost vod a urychluje odtok vody, jelikož s erozí klesá schopnost půdy zadržovat vlhkost. O velký krok dále jsme se dostali za socialismu, kdy krajina

prošla masivními úpravami pro rychlé odvodnění (Kvítek, 2020). Ve střední Evropě jsou po mnoho desetiletí pěstovány plodiny, jejichž růstu nesvědčí podmáčená půda. Z toho důvodu bylo nezbytné přijmout opatření pro odvádění nadbytečné vlhkosti. K realizaci se přistoupilo v 50. letech minulého století, kdy byly na více než 1 miliónu hektarů polí instalovány odvodňovací trubkové drenáže. Tento neutěšený stav zůstal až dodnes. Krajinné úpravy a stav globálního klimatu, tak představují hrozbu častých období sucha (Pokorný a kol., 2015).

Jak publikuje Burtle (2007), kombinace sucha a vysokých teplot, jsou pro obsádku rybníků životu nebezpečné. Se vzrůstající teplotou klesá rozpustnost kyslíku a dochází ke kyslíkovým deficitům. Vyšší teploty navíc svědčí rozvoji fytoplanktonu a makrofyt, které v temnostní fázi fotosyntézy spotřebovávají kyslík a rozklad jejich odumřelých částí rovněž. Se snižující hladinou vody je nutné i radikálně snížit množství aplikovaných krmiv, které by jen podpořilo odčerpání, tak důležitého kyslíku. Snížením krmných dávek se však rybáři dostávají do ekonomických ztrát. Rybníky v době sucha jsou bez jakékoli dotace vody a dochází tedy jen k její ztrátě v podobě výparu. Tím se snižuje životní prostor pro všechny vodní organismy. Čím nižší je hladina, tím více se voda prohřívá. Pokud se teplota zvýší nad hodnoty, které je daný druh schopný tolerovat, vede to nezadržitelně k jeho úhynu. Zmíněné faktory, přesněji kyslíkové deficity, nahloučení a s ním spojený stres plus vyšší teplota vody, jsou dobrými předpoklady pro rozvoj chorob a přenos parazitů (Palíková a kol., 2019).

2.3.2. Zemědělská činnost

Problém dnešní zemědělské činnosti tkví v často nesprávných agrotechnických postupech a prosazování pěstování rostlinných plodin, které nejsou schopny poskytnout dostatečnou ochranu půdě před erozí. Následkem toho půda snadno podléhá vodní a větrné erozi (Duras a Potužák, 2019). Půda se tak snadno dostává do vodních útvarů. Společně s ní je voda kontaminována i látkami, jež jsou v ní obsaženy. Jedná se nejčastěji o hnojiva, těžké kovy, pesticidy a těžko rozložitelné organické sloučeniny, přetrvávající v půdách po desítky let. Tyto látky se snadno akumulují v tělech živočichů, čímž se stávají součástí potravního řetězce. To potvrzuje i studie Scharenberga (1991), který zkoumal množství kongenerů polychlorovaných bifenyly, v tkáních kormorána velkého, jenž se živý výlučně rybami, a proto představuje ideální bioindikátor přítomnosti těchto látek v rybím těle. Konzumací kontaminovaných organismů může být nakonec silně ohroženo i lidské zdraví (National Reseach Council,

2003). Celosvětově intenzivně aplikované pesticidy jsou pro vodní ekosystémy nemalé riziko. Jedním z účinků je eliminace vodní flóry. Bez vegetace je silně ohrožena populace bezobratlých, kterým poskytuje důležitý úkryt. Jiné pesticidy svým toxickým účinkem hubí zooplankton a zoobentos, tedy hlavní potravní základnu ryb. Některé jsou obzvláště toxické přímo pro ryby. Účinkem je lze rozdělit na letální, subletální, ovlivňující růst a chování nebo působící na přežití potomstva (Holden, 1972).

V důsledku postupující eroze se v polním zemědělství vytváří škoda, jelikož společně s půdou jsou vyplavovány i půdní živiny. Konečným výsledkem je tedy na živiny chudá a méně úrodná půda, a naopak živinami přesycené (eutrofizované) a zanesené vodní toky a nádrže (Duras a Potužák, 2019). Zazemňování jako takové, je běžný a nezadržitelný proces každého vodní útvaru (včetně rybníků) ovlivňovaný přírodními pochody, jenž se v jeho blízkosti odehrávají. Tento proces se nazývá jednoduše stárnutí nádrží. Přirozeným zdrojem sedimentu jsou nejčastěji náhony a potoky, které nádrží protékají. Ty svým tokem narušují dno a břehové partie a unášejí s sebou jemné částice, zeminu ale i štěrk. Antropogenní činnost však celý tento proces zásadně urychluje. V některých případech bylo zaznamenáno navýšení sedimentu až o 35 cm za jednu vegetační etapu (Čašek, 2016).

Splachy z erodovaných zemědělských půd představují jeden z nejvydatnějších zdrojů celkového fosforu pro vodní útvary. V půdě se fosfor nejvíce váže na jemné částice koloidního charakteru, kterou jsou srážkami snadno odnášeny. Eutrofizačně fosfor nejvíce působí ve formě orthofosforečnanů. V této podobě jej všichni producenti ochotně přijímají a využívají (Krása a kol., 2013). Rozkladem jejich vytvořené biomasy vzniká organická hmota zvaná sapropel. Sapropel ročně vytvoří až 2 cm vrstvu sedimentu (Rothwell, 2006). Naskytuje se zde logické řešení, kterým je vytěžení těchto živin společně se sedimentem z nádrží (Duras a kol., 2015b). Ostatně jak dokazuje Šusta (1997) v dřívějších časech bylo skutečně běžnou praxí, že zemědělci vyváželi rybníční bahno plné živin zpět na svá pole. Z této činnosti nakonec měly prospěch oba zemědělské sektory, jelikož docházelo k recyklaci makro živin, které se v rybnících hromadily a naopak na polích scházely. Dnes se tak téměř neděje, a to především kvůli časté kontaminaci rybníčních sedimentů nadměrnými koncentracemi závadných látek. Potíž představují rovněž nemalé finanční nároky na odbahnění a chemický rozbor rybníčního sedimentu společně s administrativními komplikacemi (Potužák a kol., 2015).

2.3.3. Rybožraví predátoři

S ohledem na výši ekonomických ztrát způsobovaných na rybách v podmínkách českého rybářství, rozeznáváme několik typů rybožravých predátorů. Mezi nejproblematictější řadíme kormorána velkého, vydru říční, volavku popelavou a norka amerického *Neovison vison* (Schreber, 1777). Následkem zařazení kormorána a vydry mezi zákonem chráněné druhy a zlepšením kvality jejich habitatů, došlo k rychlému početnímu nárůstu obou druhů. Zároveň s jejich počtem se přirozeně zvýšily i ztráty jimi způsobované (Adámek a kol., 2008). Tyto ztráty každoročně dosahují nemalé výše. Za rok 2008 bylo za škody způsobené vydrou říční vyplaceno 8,35 miliónu korun a za ztráty zapříčiněné kormoránem velkým 35,96 miliónu korun (Tomášková, 2009).

Predace kormoránů se dramaticky zvyšuje v zimních měsících, jelikož ke stabilně žijící populaci v České republice se připojují i migrující hejna kormoránů z ostatních evropských zemí (Musil a Musilová, 2013). Kormorán je výborný lovec, loví v hejnech nebo osamoceně (Kortan a Adámek, 2002). Denně v průměru přijme mezi 340-520 g ryb (Marquiss a Carss, 1994). Kromě přímých škod způsobovaných konzumací rybích obsádek vyvolávají i ztráty nepřímé. Nepřímé ztráty jsou vytvářeny predací činností, která uniklým rybám zapříčiňuje poranění a uvádí je do stresujících situací (Adámek a kol., 2007). Na napadených rybách je často dobře rozpoznatelné zranění, způsobené uchycením hákovitým zobákem (Carss a kol., 2012). Následkem těchto zranění jsou ryby značně náchylnější na invazi parazitů a mikroorganismů. Jejich přežití závisí na tělesném stavu, rozsahu poranění a podmínkách okolního prostředí. Se zraněními se nejčastěji setkáváme u hojně chovaného kapra obecného, a to zejména u lehkých dvouletých násad, které jsou snadno dostupným zdrojem potravy (Kortan a Adámek, 2010). Dle výsledků Kortana a kol. (2008) se v podmínkách českého rybníkářství na jednotlivých rybnících množství poškozených ryb pohybuje mezi 1-47 %. Vlivem stresu obsádka špatně přijímá předkládaná krmiva, což snižuje její přírůstek (Marquiss a Carss, 1994).

Z celorepublikového pozorování výskytu vyder, z roku 2007, které prováděl Poledník a kol. (2007), bylo zjištěno, že na 15 % plochy České republiky je výskyt hodnocen jako přechodný, zatím co na 60 % plochy jako stálý. Denně vydry zkonzumují až 1 kg potravy a spotřeba v zimním období dosahuje více než 1,3 kg. Vydry jsou schopny ulovit ryby vážící až 6 kg (Marquiss a Carss, 1994). Studie Lanszki a kol. (2001), ale svým výzkumem potvrdila, že vydry preferují ryby do 1 kg, jelikož představují snadnější kořist. Byla zjištěna i konzumace drobných ryb jako slunečnice

pestré *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758) nebo střevličky východní. Jako druhý nejhojnější rybí druh ve vydří potravě s podílem 21,3 % střevličku vyhodnotili Kortan a kol., (2007). Adámek a kol. (2003) zaznamenali případy, kdy vydra zkonsumovala pouze vnitřní orgány a malé množství okolních tkání. Nezkonzumovaný zbytek představoval $73,0 \pm 24,6$ % z původní hmotnosti rybího těla. Z tohoto výsledku lze usuzovat, že vydry zabíjí daleko více ryb, než jsou sami schopny zkonsumovat. Bylo zpozorováno, že vydry loví ryby nejintenzivněji v zimních měsících, na jaře a v létě pak dominuje lov raků. Pravděpodobně je tato změna zapříčiněna silným jarním predáčním tlakem kormoránů, který snižuje dostupnost ryb pro vydry (Martínez-Abraín a kol., 2020). Naopak v zimě ryby představují jednoduchou a lehce dostupnou kořist (Kranz, 2000).

Kromě přímé konzumace a nadbytečného zabíjení, vydry vytváří škody i stresováním ryb. Důsledkem stresu dochází k druhotným ztrátám. Právě ty jsou považovány za nejvýznamnější. Vlivem stresu, se zhoršuje tělesná kondice, čímž je obsádka celkově náchylnější k napadení parazity a citlivější k působení patogenů (Kranz, 2000).

2.3.4. Nežádoucí druhy ryb

Pro rybniční hospodáře je z hlediska rentability chovu zcela nežádoucí přítomnost invazivních druhů ryb (Lee a Gordon, 2006). Jedná se zpravidla o u nás nepůvodní druhy, které svým chováním poškozují celkovou biodiverzitu a projevují konkurenční chování vůči původním a chovaným druhům ryb (Hanel a Lusk, 2005). Hrozbu představují hlavně proto, že tyto druhy jsou v našem podnebí schopny se přirozeně reprodukovat (Jurajda a Adámek, 2016). Nepříznivý vliv na rybniční ekosystémy však není záležitostí pouze invazivních ryb. Stejně tak mohou křehkou rovnováhu narušit přemnožené původní druhy, které v praxi označujeme pojmem „plevelné ryby“ (Vrba a kol., 2018).

Z nepůvodních druhů je za největší riziko považován karas stříbřitý *Carassius gibelio* (Halačka a kol., 2003) a střevlička východní (Musil a kol., 2014). V roce 2000 byl na řece Chrudimce zaznamenán blízký příbuzný karase stříbřitého, karas ginbuna *Carassius langsdorfii* (Temminck a Schlegel, 1846). Má se za to, že chování i způsob rozmnožování je obdobný jako u karase stříbřitého a rovněž je tedy nežádoucím (Mlíkovský a Stýblo, 2006). Ohrožení biodiverzity a potravní konkurence lze očekávat

i v přítomnosti sumečka amerického a sumečka černého *Ameiurus melas* (Rafinesque, 1820). Oba druhy se vyznačují silnou predací žabích pulců a larev čolků, které jsou schopny v daném objektu, popř. toku, zcela vyhubit. Byla zjištěna predace a rovněž konkurence vůči piskoři pruhovanému *Misgurnus fossilis* (Linnaeus, 1758) (Pergl a kol., 2016).

Mimo přímého ohrožení biodiverzity a ztrát na přírůstcích, můžeme zejména při přemnožení nechtěných, především planktonofágních ryb, očekávat i prudké zhoršení kvality vody, zapříčiněné zkonzumováním zooplanktonu (Hanel a Lusk, 2005). Kromě invazní střevličky východní je v tomto ohledu nežádoucí silný rozvoj i našich původních druhů, jako plotice obecné *Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758), perlína ostrobřichého *Scardinius erythrophthalmus* (Linnaeus, 1758), ježdíka obecného *Gymnocephalus cernuus* (Linnaeus, 1758) a okouna říčního *Perca fluviatilis* (Linnaeus, 1758) (Šorf a kol., 2020).

Počátek vegetační sezóny dává šanci rozvoji větším druhům zooplanktonu, např. rod *Daphnia* (Adámek a kol., 2010), který se vyznačuje vysoce účinnou filtrační schopností (Brooks a Dodson, 1965). Koncem května a začátkem června se můžeme v důsledku spotřebování fytoplanktonu setkat i se stavem tzv. čisté vody, jenž je charakteristický velkou průhledností vodního sloupce. S vyššími teplotami roste i apetit chtěné rybí obsádky, odrážející se v řídnoucích populacích zooplanktonu. Tento efekt však bývá umocněn často masovým výskytem drobných planktonofágních ryb. Eliminace velkého zooplanktonu, vyšší teplota a intenzivní sluneční záření dávají příležitost vzniku mas fytoplanktonu, projevující se snižující se průhledností. Jeho přemnožením vzniká tzv. vegetační zákal, popřípadě vodní květ. Zhoršující průhlednost navíc velmi ovlivňuje i chtěná rybí obsádka (zejména kapři). Ta se v důsledku absence zooplanktonu musí potravně přeorientovat na bentickou potravu, při jejímž hledání silně kalí vodu (Adámek a kol., 2010). Nízkou průhledností následně trpí jak vodní, tak i okolní biodiverzita. Špatná kvalita vody omezuje i další mimoprodukční funkce, jako například rekreační (Duras a kol., 2015a). Z chovatelského hlediska jsou problémem vznikající kyslíkové deficity a zvyšující se koncentrace pro ryby toxických amonných iontů. Množství množství iontů je určováno výší pH, které vlivem intenzivní fotosyntézy roste a s ním paralelně i amonné ionty. V takovýchto podmínkách lze očekávat přímé škody v podobě úhynů rybí obsádky (Hanel a Lusk, 2005). Naopak nepřímé škody, jak již bylo zmíněno, vznikají nižšími přírůstky, kvůli potlačení přirozené potravy plevelnými rybami. Kvůli absenci zooplanktonu v rybníčním

ekosystému nedochází k přenosu živin mezi nižšími a vyššími úrovněmi trofie. Biomasa fytoplanktonu je, až na býložravé ryby (a to ještě jen v omezené míře), pro ostatní druhy nevyužitelná. Přítomnost hrubého zooplanktonu je existenčně důležitá, pro správně fungování vodních ekosystémů a potravních vztahů v něm probíhajících (Hartman a Regenda, 2016).

2.4. Introdukce rybích druhů

Pojem introdukce znamená cílené nebo náhodné rozšiřování nepůvodních druhů z jejich přirozených geografických stanovišť do nových oblastí. Introdukce je případně následována aklimatizací, tedy procesem, kdy se nový druh přizpůsobuje novému prostředí. Pokud je schopen se nepůvodní druh v nových podmínkách rozmnožovat, jedná se o druh naturalizovaný (Hanel a Lusk, 2005). Ze všech introdukovaných rybích druhů v ČR, lze pouze 10 % označit za naturalizované (Jurajda, 2018). Introdukce nepůvodních ryb má obvykle nevídaný vliv na celkovou skladbu ichtyofauny (Hanel a Lusk, 2005), ale i na celou ekosystémovou funkčnost (Veer a Nentwig, 2014). Hrozí i nebezpečí přenosu nemocí a parazitárních organismů (Jurajda a Adámek, 2016). Druhy, které ohrožují biologickou variabilitu, označujeme pojmem invazivní (Hanel a Lusk, 2005). Pokud jsou tyto druhy přítomny v rybnících se sníženou rybí obsádkou, brzy zabírají neobsazený prostor v nádrži a díky své vysoké reprodukci, mohou v rybníčních chovech dominovat a utlačovat ostatní druhy (Musil a kol., 2014). Obdobně jako nepůvodní druhy raků (Kozák a kol., 2013) k nám byly dováženy i druhy ryb s hlavním cílem, který představoval jejich produkční chov. Další využití introdukované druhy ryb našly v gastronomii, akvaristice, sportovním rybaření nebo sloužily k obohacení ichtyofauny některých lokalit a v neposlední řadě pak byly využity pro biomanipulaci (Hanel a Lusk, 2005). Taktéž bylo prováděno jejich rozšíření jakožto náhrada za vytrácející se původní druhy ryb. Proto k nám byly nejdříve dopravovány příbuzné druhy z Evropy, Severní Ameriky a nakonec z východní Asie (Baruš a Oliva, 1995a). Jurajda (2018) nepůvodní druhy rozděluje na hospodářsky důležité, závislé na umělém rozmnožování s omezeným výskytem, naturalizované bez hospodářského využití s omezeným výskytem a necíleně introdukované s celorepublikovým rozšířením. V uplynulých 150 letech bylo do vod v ČR oficiálně vysazeno 37 nepůvodních druhů. Z toho se podařilo aklimatizovat 11 druhům a 6 z nich se přirozeně rozmnožuje (Hanel a Lusk, 2005).

2.4.1. Cíleně introdukované druhy

Úmyslně byly do ČR dováženy nepůvodní rybí druhy především za účelem jejich produkčního chovu v našich podmínkách (Hanel a Lusk, 2005). Dnes se tyto druhy podílí na celostátní produkci ve výši až 2 tun (Jurajda a Adámek, 2016). První velká vlna zavádění nových druhů do rybničního chovu se odehrávala v 2. polovině 19. století (Baruš a Oliva, 1995a). Konkrétně se jednalo o sumečka amerického, síha marénu, okounka černého *Micropterus dolomieu* (Lacépède, 1802), okounka pstruhového, pstruha duhového a sivena amerického *Salvelinus fontinalis* (Mitchill, 1814). Některé z dovezených druhů se ukázaly jako vysoce lukrativní a staly se pravidelnou součástí rybničních obsádek a sportovních revírů (Jurajda a Adámek, 2016). Chovu několika druhů se však brzy ukázal jako nerentabilní. Pokud se už podařilo vyprodukovat ryby do tržní velikosti, rybníkáři se potýkali s nízkým odbytem (Šusta, 1995). Jedním z těchto druhů je sumeček americký, jenž byl poprvé vysazován v oblasti Třeboňska. Jeho počty v rybnících byly do značné míry redukovány. Avšak ve vyšších koncentracích je sumeček americký schopen vypudit ostatní druhy z litorálních partií rybníka (Hanel a Lusk, 2005), předpokládána je i jeho predace vůči plůdku jiných ryb (Lusk a kol., 2011).

Druhá vlna introdukcí se odehrála v 2. polovině 20. století. Zdrojem byly nejčastěji ryby původem z východní Asie (Baruš a Oliva, 1995a). Rokem 1961 byly do tehdejší ČSSR dopraveny dva druhy amurů pocházející z povodí Amur. Jednalo se o amura bílého a amura černého *Mylopharyngodon piceus* (Richardson, 1846). Zatímco amur bílý je fytofágně (rostlinožravě) zaměřen, amur černý je moluskofágním (měkkýšožravým) specialistou. Obou těchto vlastností je využíváno pro biomanipulace (Mlíkovský a Stýblo, 2006). K potlačení vodních rostlin se doporučuje nasazení 200-300 kusů tříletých amurů na 1 hektar (Hartman a Regenda, 2016). Bylo však zjištěno, že amur bílý silně konkuruje upřednostňovanému kaprovi, jelikož dává přednost aplikovaným krmivům (Hartvich a kol., 2010). Bez přídatku krmiv je amur schopen kompletně zlikvidovat veškeré dosažitelné vodní rostliny. Tím dojde k uvolnění velké části živin, které rostliny zachytily a dá se tedy očekávat intenzivnější růst fytoplanktonu (Jurajda a Adámek, 2016). Tři až pětiletí jedinci amura černého se zase osvědčili při potlačování vodních plžů. Plži jsou důležitým mezihostitelem pro některé druhy motolic, které v konečném důsledku mohou způsobit oslabení rybí obsádky, ale i její úhyn (Palíková a kol., 2019). V roce 1964 a 1965 k nám byl přepraven tolstolobik pestrý a tolstolobik bílý. Oba druhy si rychle našly své místo v polykultuře s kaprem

(Hanel a Lusk, 2005). Tolstolobik pestrý, jakožto planktonofág může při vyšších obsádkách ($300\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) potravně konkurovat kaprovi a snižovat tak jeho přírůstek (Jurajda a Adámek, 2016). S velikostí štěrbin ve filtračním aparátu ($80\text{-}100\ \mu\text{m}$) je schopný zachytit jemný a střední zooplankton a kolonie sinic. Tolstolobik bílý má filtrační aparát jemnější ($20\text{-}25\ \mu\text{m}$) a zachycuje tak pouze drobný plankton, planktonní řasy a sinice (Hartman a Regenda, 2016). Tolstolobici bílí mohou v hustších obsádkách obdobně jako amuři bílí, přispívat k navyšování koncentrace živin, v procesu zvaném „ichtyoeutrofizace“. Ukázalo se, že schopnost stravení zkonzumovaného fytoplanktonu je velmi omezená a podstatná většina vychází z trávicího traktu neporušena. Tento proces v konečném důsledku podporuje kultivaci, některých druhů řas (Jurajda a Adámek, 2016). Možný je i nepřímý vliv na skladbu ichtyofauny. Tolstolobici jakožto filtrátoři, vyvazují fosfor, který je obsažen v zooplanktonních organismech. Fosfor, jak je známo, podporuje rozvoj primárních producentů (rostliny, fytoplankton). Na přísun fytoplanktonu zase reaguje populace zooplanktonu svou reprodukcí. Dostupnost zooplanktonu má nakonec za následek rozvoj plevelných druhů ryb (Hanel a Lusk, 2005).

V průběhu následujících let byl k nám dopraven a aklimatizován síh peled' *Coregonus peled* (Gmelin, 1789) a kaprovec velkoústý *Ictiobus cyprinellus* (Valenciennes, 1844) (Mlíkovský a Stýblo, 2006). S myšlenkou výzkumu a následných experimentů bylo přivezeno i široké druhové spektrum jeseterovitých ryb. Jsou komerčně chovány především za účelem prodeje do zahradních jezírek obdobně jako okrasné druhy ryb (Hanel a Lusk, 2005).

2.4.2. Nechtěně introdukované druhy

Některé nepůvodní druhy, které se u nás dnes vyskytují, se do našich vod dostaly necíleným zavlečením aktivitou člověka, jelikož byly nevědomky dopraveny společně s hospodářsky ceněnými druhy ryb ze zahraničních chovů, kde se tyto ryby vyskytovaly. Jiné se rozšířily vlastním zapříčiněním, a to přirozenou migrací ze svých původních lokalit výskytu (Mlíkovský a Stýblo, 2006).

Karas stříbřitý patří právě k rybám, které se na naše území dostaly svou vlastní migrací. V zemích východní Evropy je karas oblíbenou rybou chovanou pro konzumní účely. Ze stejného důvodu byl v 2. polovině 20. století dovážen do částí Evropy (Jurajda a Adámek, 2016). Poprvé byl zaznamenán v roce 1976 na řece Moravě a dolním toku Dyje (Hanel a Lusk, 2005), kam se dostal migrací z povodí Dunaje. Do Dunaje byl

záměrně vysazen na území Maďarska. Do zbylých oblastí ČR se dostal již s pomocí člověka (Jurajda a Adámek, 2016). Dnes je karas stříbřitý rozšířen po celé ČR (Mlíkovský a Stýblo, 2006). Karasi stříbřití vyskytující se v našich vodách se vyznačují speciálním způsobem rozmnožování. Jejich populace je u nás téměř výhradně tvořena triploidními jikernačkami a způsob reprodukce je unisexuální, přesněji gynogenetický. Samice se rozmnožují za pomoci tzv. sexuálního parazitismu, kdy se vytírají se samci ostatních druhů kaprovitých ryb, díky čemuž docílí oplození svých jiker. Nejčastěji se jedná o samce kapra, karase obecného *Carassius carassius* (Linnaeus, 1758), cejna velkého *Abramis brama* (Linnaeus, 1758) a plotici obecnou (Smartt, 2007). Genetická informace spermií je však potlačena a vývoj embrya tak nikterak neovlivňuje. Projeví se pouze geny samice a z jikry tak znovu vznikne samice karase stříbřitého se třemi sadami chromozomů (Flajšhans a kol., 2010). Absolutní plodnost jedné jikernačky se pohybuje mezi 10 000-150 000 jiker (Pergl a kol., 2016). Při vyšších počtech je schopen efektivně potravně konkurovat ušlechtilým rybám a způsobovat tak ztráty v podobě sníženého přírůstku (Hanel a Lusk, 2005). Pro svou odolnost a nenáročnost vůči podmínkám okolního prostředí, rovněž díky své vysoké reprodukční schopnosti, je po právu nositelem označení, invazní druh (Lusk a kol., 2011). Je schopen zdárně odolávat extrémně vysokým koncentracím toxických amonných iontů, jako i teplotám vody u bodu mrazu, tak i nad 30 °C (Perdikaris, 2012). S takto velkou tolerancí vůči nepříznivým životním podmínkám je schopný obsazovat i malé vodní útvary, kde ostatní druhy nemají šanci na přežití a úspěšně tak vytváří i velmi početné populace (Richardson a kol., 1995). Velmi negativně se projevuje přítomnost karase stříbřitého v rybníčních chovech (Halačka a kol., 2003), především pak snížením přírůstku chovaných ryb (Hanel a Lusk, 2005). Primárním zdrojem potravy jsou karasovi stříbřitému zejména bentické a planktonní organismy. Perloočky rodu *Daphnia*, představovaly u odlovených karasů stříbřitých v jedné z mnoha studií podíl 42,6 % z přijaté potravy (Balík a kol., 2003). Ve volných vodách je velkým problémem sexuální parazitismus potlačující rozmnožovací schopnost široké škály kaprovitých ryb (Smartt, 2007). Svou činností je schopen silně potlačit až zdecimovat populace karase obecného *Carassius carassius* (Linnaeus, 1758) a lína obecného *Tinca tinca* (Linnaeus, 1758) (Halačka a kol., 2003). Při pátrání po potravě karas stříbřitý (podobně jako kapr) vytváří v rybnících silný sedimentační zákal bránící průniku světla do vodního sloupce, čímž je blokována činnost fotosyntetizujících organismů, případně se sediment usazuje na listech podvodních makrofyt, což má podobný efekt. Zákal však neovlivňuje pouze

biodiverzitu uvnitř rybníků, ale i v jeho okolí. Příkladem lze uvést přítomnost vodního ptactva, kterému zákal může velmi znesnadňovat zisk potravy, a tím omezovat jeho výskyt (Richardson, 1995).

Poměrně častý, zejména v jižních Čechách, je sumeček černý. Do České republiky se dostal v roce 2003, opět nezáměrně a to z Chorvatska společně s dovezenými kapry. V menším množství je odchováván v recirkulačních systémech a prodáván do zahraničí (Jurajda a Adámek, 2016). Nechtěné zavlečení s hospodářsky užitkovými druhy proběhlo i v případě slunečnice pestré *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758). Ta byla nejspíše poprvé dovezena v roce 1929 společně s plůdkem kapra z tehdejší Jugoslávie. Potravou jí jsou hmyzí larvy, vodní měkkýši, ale i jikry jiných ryb. Pro svou potravní konkurenci a útočnost vůči cíleně chovaným druhům je hodnocena jako nežádoucí (Hanel a Lusk, 2005).

K neúmyslné introdukci došlo i v případě střevličky východní. Baruš a Oliva (1995b) uvádí, že první introdukce proběhla s importem býložravých ryb. Tato drobná rybička pocházející z východní Asie se díky své ekologické nenáročnosti a vysoké schopnosti reprodukce rychle rozšířila po celé České republice (Jurajda a Adámek, 2016). Její úspěšnost tkví v silné reprodukční schopnosti a tendenci vytvářet početné populace. Tím se následně stává velkým konkurentem především pro plůdek ostatních druhů ryb (Welcomme, 1988). Plůdek střevličky se specializuje na lov zooplanktonu a dospělci následně přecházejí na bentickou potravu (Hanel a Lusk, 2005). Zpozorována byla u ní i jistá forma fakultativního parazitismu, kdy střevličky napadají jiné druhy ryb a svými vysunovatelnými ústy poškozují jejich kožní epitel (Jurajda a Adámek, 2016). Mnozí autoři (např. Musil a kol., 2014) doporučují vynaložit nejvyšší možné úsilí na potlačení střevličky, neboť díky její přítomnosti v rybnících a v důsledku potravní eliminace přirozené potravy je nutno počítat s markantními ekonomickými ztrátami. Vzniklé váhové ztráty, které tím vznikají na hospodářsky cenných rybách je potřeba kompenzovat příkrmováním (pro zachování welfare ryb), což zvyšuje náklady na chov. Gozlan a kol. (2005) potvrdili, že střevlička je důležitým přenašečem *Sphaerothecum destruens*, na kterého je vysoce citlivá především slunka obecná *Leucaspis delineatus* (Heckel, 1843). Tento parazit u slunky potlačuje schopnost výtěru a může způsobit i její mortalitu.

2.5. Biologie střevličky východní

2.5.1. Úvod

Střevlička východní je sladkovodní ryba z řádu máloostní (Cypriniformes) a čeledi kaprovití (Cyprinidae) (Baruš a Oliva, 1995a). Tato drobná rybka přirozeně se vyskytující v Japonsku, Číně, Koreji a povodí řeky Amur (Pinder a kol., 2005) byla v Evropě nechtěně introdukována v 60. letech 20. století, kdy byla omylem dovezena s importem býložravých ryb (Adámek a kol., 1996) vypravených ze střední Číny, konkrétně z města Wu-chan (Hanel a Lusk, 2005). Do České republiky byla střevlička neúmyslně přepravena roku 1981-1982 společně s rychlým plůdkem amura bílého a tolstolobika bílého původem z Maďarska (Baruš a Oliva, 1995b). Jejím rychlému rozšíření po ČR napomohly převozy ryb mezi jednotlivými výrobními družstvy tehdejšího Státního rybářství. Následovala rozsáhlá expanze, která se do dnešních dnů ustálila. Svůj podíl na tom nesou i některé dravé druhy ryb, které střevličky aktivně loví. V praxi se můžeme setkat s jejím cíleným vysazováním do rybníků jakožto potravní rybky pro dravé ryby. Toto jednání bohužel často vede k jejímu dalšímu šíření mezi rybníčními soustavami (Adámek a kol., 1996). Na její potlačení je mnohými autory doporučován okounek pstruhový. K podobnému závěru došli i Adámek a Siddiqui (1996), kteří skutečně pozorovali, že okounek upřednostňoval střevličku před zbylými testovanými druhy, ale jen do té doby, než kleslo její množství v testovacích nádržích. Jakožto ryba bez přímého hospodářského využití je střevlička v rybníčních chovech nežádoucím druhem, jelikož dokáže účinně potravně konkurovat ostatním nedravým rybám. Její úspěšnost je spatřována hlavně v odolnosti vůči nepříznivým podmínkám, a to jak v letních, tak i zimních měsících. Odolává i hypoxickému prostředí o hodnotách $0,5-1,5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1} \text{ O}_2$ (Adámek a kol., 1996). Dále střevlička vytváří husté populace, rychle pohlavně dospívá, má několikanásobný výtěr během sezóny, střeží nakladené jikry a má delší inkubační dobu, která zajišťuje, že vykulený plůdek bude velice rychle rozplavaný a schopný aktivně unikat predátorům (Baruš a Oliva, 1995b). Evoluční strategie střevličky je tak úspěšná i proto, že se zaměřuje na celkové přežití populace a nikoliv na individuální zdatnost jedinců. Střevličky pohlavně dospívají v nízkém věku a zvládají produkovat velké množství jiker (Záhorská a kol., 2014). Nejpočetnější populace lze očekávat v rybnících a rybníčních stokách, ze kterých se šíří do dalších rybníků (Adámek a kol., 1996). Naopak v tekoucích vodách je její výskyt redukován rychlostí proudu (max. rychlost do $0,14 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$). Střevlička vyniká

fakultativním parasitismem, kdy napadá jiné ryby a poškozují jejich kůži a ploutve (Jurajda a Adámek, 2016).

2.5.2. Popis a morfologie

Podle Mlíkovského a Stýbla (2006) střevlička běžně dorůstá až 8 cm, ale Movčan a Kozlov (1978) zaznamenali jedince o velikosti 12 cm a váze 17 g. Tělo je protáhlé, ploutve zaobleny a ocasní ploutev do poloviny své délky vykrojena. Ústa má střevlička malá, horního postavení a vysunovatelná. Spodní čelist lehce přesahuje nad horní a její konec je zašpičatělý (Hanel a Lusk, 2005). Zbarvení těla je nejčastěji žlutozelené, popřípadě nahnědlé. I u tohoto druhu je viditelné typické ochranné zbarvení některých sladkovodních ryb, kdy hřbet je zbarven tmavě, zatím co břicho a přilehlé boky jsou světlé se stříbrným leskem. U mladších jedinců (do 1 roka) je po obou bocích dobře viditelný tmavý pruh, táhnoucí se v blízkosti postranní čáry. Šupiny jsou poměrně velké s tmavě lemovanými okraji. V postranní čáře nalezneme 34-38 šupin. Požerákové zuby mají jednořadé se vzorcem 5-5 (Baruš a Oliva, 1995b). Množství obratlů je 31-34, žaberních tyčinek 8-18. Tělo je pokryto 31-39 řadami šupin, přičemž nad postranní čárou je 5-6 řad šupin a pod 3-4 řady (Movčan a Kozlov, 1978). Ploutevní vzorec je následovný H II-III, 7-9, P I, 11-14, B I-II, 7, Ř II-III, 6-7, O 18 (Adámek a kol., 2013).

Pohlavní dimorfismus je zřetelný obzvláště v období výtěru. Mlíčákům se na hlavě vytváří, dobře viditelná třecí vyrážka. Projevují se i drobné změny zbarvení, kdy u samců je podoční část žaberního víčka zbarvena fialově a u samic žlutě (Baruš a Oliva, 1995b). Samci obecně dosahují větších rozměrů, mají delší hřbetní ploutev a v postranní čáře je zpravidla více šupin (Gozlan a kol., 2010). K obdobnému závěru týkající se délky těla došli i Adámek a kol. (1996) kdy samice dosahovaly 48 ± 10 mm a samci 54 ± 10 mm. Větší velikost samců je dána strategií druhu, kdy samci investují energii do své růstu jako efekt vnitrodruhové dominance, v boji o samice, zatímco samice ze získané energie vytváří velké množství živinově bohatých pohlavních produktů (Maekawa a kol., 1996).

2.5.3. Rozmnožování

Populace střevličky dlouhodobě využívají své vrozené biologické flexibility a fenotypové plasticity (Záhorská a kol., 2010). Díky tomu tyto drobné rybky zvládly vytvořit plně naturalizované populace v západní Asii, Evropě, ale i v Africe (Gozlan

a kol., 2010). Britton a kol. (2007) prezentují, že právě reprodukční schopnost tohoto druhu je jedním z důležitých aspektů, který jej předurčuje být vysoce úspěšným invazním druhem. Gozlan a kol. (2010) uvádí, že poměr mezi pohlavími je nejčastěji 1:1, avšak Adámek a kol. (1996), kteří prováděli výzkum v oblasti Pohořelic, zjistili poměr 1:2 ve prospěch samců.

Jedinci střevličky východní pohlavně dospívají v druhém roce života (Pinder a kol., 2005). Pohlavní dozrání před dosažením věku jednoho roku se vyskytuje pouze u populací o nízké hustotě (Gozlan a kol., 2010). K výtěru jsou pohlavně dospělí jedinci stimulováni, když teplota vody dosahuje 16-18 °C (Baruš a Oliva, 1995b). V místech svého přirozeného výskytu výtěr probíhá od dubna do srpna (Gozlan a kol., 2005). V našich podmínkách se výtěr odehrává během května a července. Setkat se můžeme i s ranějšími výtěry během března či s opožděnými během září (Adámek a kol., 1996). Výtěr probíhá v litorálních částech rybníků, kde se mlíčáci trou hned s několika jikernačkami. Samec nejdříve očistí vhodný substrát na kladení lepkavých jiker, kdy se nejčastěji jedná o kameny, dřevo nebo schránky vodních měkkýšů. Na čistý substrát klade jikernačka své jikry v malých pruzích, které mlíčák okamžitě oplodňuje (Hanel a Lusk, 2005). Samice klade jikry v několika dávkách, probíhá tzv. porcový výtěr (Baruš a Oliva, 1995b). Šebela a Wohlgemuth (1984) vyzorovali, že v jedné snůšce od jedné jikernačky je mezi 20-340 kusů jiker. Jikry jsou narůžovělé, popřípadě nažloutlé (Hanel a Lusk, 2005). Adámek a kol. (1996) vyhodnotili plodnost na jednu jikernačku. Počet jiker se v závislosti na věku a velikosti jedince pohyboval mezi 184-2141 ks a celková váha jiker byla 0,8-5,2 g. Nejvyšší hmotnosti gonád udávané v procentech ku celkové hmotnosti těla, byly zaznamenány v květnu. Mlíčí tvořilo 0,92-1,55 % a jikry 8,95-10,96 % (Adámek a kol., 1996). Samec u nakladených jiker zůstává a po celou dobu jejich inkubace je houževnatě chrání, přičemž se nebojí napadat i daleko větší druhy ryb (Hanel a Lusk, 2005). Doba inkubace je při teplotě vody 20 °C zhruba 10 dní (Maekawa a kol., 1996). Plůdek střevličky je po vykulení okamžitě schopný plavat, není světloplachý a kůže je pigmentována (Baruš a Oliva, 1995b).

2.5.4. Věk a rychlost růstu

Obvyklá délka života v přírodě je 3 až 4 roky (Baruš a Oliva, 1995b). Záhorská a kol., (2010) identifikovali v jednom z běžných slovenských rybníčních chovů celkem pět věkových generací (od 0⁺ až 4⁺). Zrychlený růst byl pozorován pouze u populací s menší hustotou (Gozlan a kol., 2010). Naopak snížená intenzita růstu je častou reakcí

na přítomnost predátorů (Sunardi a kol., 2007). Růst bývá z pravidla rychlejší u samců, aby svou velikostní dominancí předčili ostatní samce (Britton a Davies, 2007). Průběh růstu v prvních dnech života a v jednotlivých letech je zachycen v Tab. č.1 a Tab. č. 2.

Tab. č. 1: Celková délka těla střevličky východní během rané ontogeneze dle Šebely a Wohlgemutha (1984)

Věk (dny)	Celková délka těla [mm]
1	7
5	8
25	13
34	17
83	40

Tab. č. 2: Celková délka těla střevličky východní v jednotlivých letech dle Baruše a kol. (1984) ex Baruš a Oliva (1995b)

Stáří (rok)	0+	1+	2+
Celková délka těla [mm]	37-42	52-63	79-90

2.5.5. Chování

Střevlička východní se zdržuje v drobných hejnech. Nejvíce se tato hejna pohybují u dna, kde vyhledávají zoobentos, nebo v litorálních částech rybníků, kde se ukrývají mezi vodní vegetací. Jen výjimečně je možné střevličku zachytit v pelagiálu či u hladiny (Hanel a Lusk, 2005). Často je střevlička hojně k nalezení v rybníčních stokách odkud se lehce šíří do dalších rybníků (Musil a Adámek, 2007). Bylo prokázáno, že větší počty těchto ryb mají negativní vliv díky potravní konkurenci na ostatní druhy ryb a rovněž ovlivňují kvalitu životního prostředí. Má se za to, že za úbytkem dříve tolik hojně slunky obecné stojí právě střevlička, která je mimo jiného přenašečem pro slunku nebezpečného parazita *Sphaerothecum destruens* (Lusk a kol., 2010). Podrobněji se tomuto parazitu věnují Gozlan a kol. (2015).

Doposud nepřilíš studované agresí střevličky vůči jiným druhům ryb se věnovali Oberle a kol. (2019). Pokus probíhal od října 2005 do dubna 2006 v malých zemních rybníčkách (200-250 m²) osazených tříletým línem, jednoletým a dvouletým kaprem.

Pro účely pokusu byly dva rybníky (skupina A) osazeny váhově menší střevličkou ($1,1 \pm 1,0$ g) o množství $0,15 \text{ kg} \cdot \text{m}^2$ a další dva rybníky (skupina B) střevličkou o váze $4,4 \pm 2,2$ g a stejném celkové biomaseb. Zbylé dva rybníky bez střevličky měly účel kontroly. První známky poškození povrchu těla, byly zaznamenány v rybníčcích skupiny A, kde počet jedinců byl pětkrát až sedmkrát větší ve srovnání se skupinou B. Nejvyšší intenzita výskytu lézí byla rovněž zpozorována na obsádce skupiny A - lín 81,1 %, jednoletý kapr 34,4 %, dvouletý kapr 73,3 %. V testovaných rybníčcích skupiny B byla míra lézí nižší - lín 54,4 %, jednoletý kapr 17,8 %, dvouletý kapr 54,4 %. Velmi nízká úroveň poškození u kontrolní skupiny potvrdila, že za poškozením kůže nestojí jiné příčiny např. bakteriální onemocnění. Některých poranění nesla znaky sekundární plísňové infekce. Poraněné ryby byly celkově tělesně oslabeny, a tím náchylnější k vnímavosti patogenů. Má se za to, že tato forma parazitismu je způsobena kombinací hustoty obsádky a nedostatkem potravních zdrojů. Chování tohoto druhu může mít negativní vliv na původní ichtyofaunu, ale i rentabilitu rybníčních chovů.

2.5.6. Potrava

Plůdek střevličky se specializuje na lov zooplanktonu (dominují perloočky), dospělci pak následně přecházejí na benthickou potravu, přičemž nejzastoupenější jsou larvy pakomárů, pošvatek, chrostíků a druhy vodních měkkýšů (Hanel a Lusk, 2005). Movčan a Kozlov (1978) upozorňují, že střevlička má obdobné potravní preference jako plůdek cenných chovaných ryb (např. kapr obecný, amur bílý, tolstolobik bílý). Především střevlička ve věku 0^+ má silný dopad na komunitu zooplanktonu (Nagata a kol., 2005). V původním místě výskytu střevličky (povodí Amur) byly provedeny potravní analýzy. Bylo zjištěno, že v potravě plůdku převažoval zooplankton (nejvíce z čeledi Bosminidae). Potrava dospělců se nejčastěji skládala ze zooplanktonu čeledi Chydoridae, Leptodoridae, Bosminidae a larev pakomárů. Zaznamenány byli i jedinci dvoukřídlého hmyzu (Muchačeva, 1950 ex Baruš a Oliva, 1995b)

Tab. č. 3: Druh přijímané potravy podle velikosti těla střevličky východní dle Declerck a kol. (2002)

Celková délka těla [mm]	Potrava
20-25	<i>Bosmina</i> , Chydoridae
25-35	Cladocera, larvy pakomárů
35-60	Larvy pakomárů (>90 %)

Preferování pakomárů jedinci ve věku kolem jednoho roku potvrdila i studie Wolfram-Wais a kol. (1999). Nejvyšší zastoupení v potravě představovaly epifytické druhy pakomárů jako *Paratanytarsus spp.*, *Cricotopus spp.*, *Glyptotendipes spp.* a *Dicrotendipes nervosus*. Z bentických pakomárů byl nejčastější *Chironomus spp.* Naopak v podmínkách studie Adámka a kol. (1996) byla zjištěna převaha detritu a nárostů, které byly přijímány jakožto nouzový zdroj potravy. Nejčastěji se jednalo o heterotrofní (bakterie a houby) a autotrofní organismy (sinice, rozsivky, zelené řasy). Mimo nouzových zdrojů potravy byla zjištěna i vysoká frekvence výskytu zooplanktonu (64 %), která jasně ukázala planktonofágní potravní preferenci střevličky východní. Kromě obvyklých druhů buchaneček a perlooček byli nalezeni i drobní vířníci (např. *Brachionus*). Vířníci se pravidelně objevovali v trávicím ústrojí i poměrně velkých jedinců (TL = 81 mm, W = 6 g). Z bentických živočichů taktéž převažovaly larvy pakomárů. Složení potravy střevličky ze studie Xie a kol. (2000), kdy byly na území střední Číny (původní místo výskytu) zkoumány jedinci o celkové délce těla v průměru $48,6 \pm 1,6$ mm, zachycuje Tab. č. 4.

Tab. č. 4: Procentuální zastoupení jednotlivých druhů potravy u střevličky východní (Xie a kol., 2000)

Zoopankton	Cladocera	26,2 %
	Copepoda	1,6 %
	Rotifera	1,0 %
Lasturnatky Ostracoda		1,7 %
Hmyz Insects	Chironomidae larvy	23,4 %
	Ostatní larvy	9,8 %
	Dospělý hmyz	0,7 %
Mži Mollusca	Hippeutis	10,7 %
	Radix	2,8 %
	Corbicula	0,6 %
Neživočišná potrava	Části rostlin	3,4 %
	Algae	6,0 %
	Dobris	5,7 %
Rybí larvy		1,6 %
Neidentifikovatelné		5,0 %

Úbytek přirozené potravy vlivem přítomnosti střevličky východní se velmi negativně odráží na výši rybníční produkce. Důkazem toho je studie Musila a kol. (2014). Studie probíhala v průběhu dvou let na čtyřech rybnících o celkové ploše 9,4 ha. V roce 2003 byly v rybnících ponechány husté populace střevličky společně s tříletým kaprem. Rybníční produkce toho roku dosahovala pouhých 283 kg·ha⁻¹. V následujícím roce byla přijata opatření k eliminaci střevličky východní v experimentálních rybnících, což se projevilo zvýšením rybníční produkce o 351 kg·ha⁻¹. Je tedy evidentní, že střevlička východní dovede být významnou příčinou vedoucí k markantnímu poklesu rybníční produkce. Proto je vskutku velice důležité se touto problematikou dále a podrobněji zabývat.

3. CÍLE PRÁCE

Cílem bakalářské práce bylo posoudit vliv střevličky východní na produkci ryb a kvalitu vody v rybníčních podmínkách firmy Blatenská ryba. V teoretické části bylo úkolem shrnout dosavadní vědomosti týkající se problematiky českého rybníkářství, se zvláštním zřetelem na současné hrozby rybníční produkce včetně problematiky nepůvodních druhů ryb. Experimentální část byla realizována v průběhu vegetační sezóny roku 2020. Byl zkoumán vliv přítomnosti či absence střevličky na šesti experimentálních rybnících (3 rybníky bez střevličky, 3 se střevličkou) na produkci ryb, jejich zdravotní stav, kvalitu vody a zooplanktonu a zoobentosu. Důraz byl kladen především na ekonomiku chovu (přežití, zdravotní stav, biomasa, váhový přírůstek).

4. MATERIÁL A METODIKA

4.1. Výběr vhodných rybníků a plánování pokusu

Tato bakalářská práce byla vypracována v rámci inovativního projektu OP Rybářství č. CZ.10.2.101/2.1/0.0/18_013/0000787 s názvem: Optimalizace managementu rybníční akvakultury-potlačení negativního vlivu střevličky východní (vedoucí projektu: RNDr. Bořek Drozd, Ph.D.). Za účelem realizace projektu byla oslovena firma Blatenská ryba spol. s.r.o. Firma dala k možnosti provedení studie k dispozici celkově 24 rybníků. Následně prostřednictvím konzultací s vedením firmy byly zjišťovány podrobné informace o vybraných lokalitách. Jednalo se o druhu intenzity rybníčního hospodaření a složení rybí obsádky v předchozích letech, praktikovaná meliorační opatření, výskytu plevelných popř. invazních druhů, aktivitě rybožravých predátorů, riziku pytláctví, o způsobu zemědělského hospodaření v přilehlých pozemcích a technickém stavu vodního díla. Ze zjištěných skutečností odpovídalo potřebám pokusu 16 objektů. Tyto rybníky byly mezi měsíci červen až začátek září roku 2019 pracovníky FROV JU podrobeny detailnější analýze. Hodnotilo se široké spektrum vlastností i za pomoci technického vybavení. Zkoumala se kvalita vody (terénním multimetrem Hach Lasnge HQ40d), intenzita zabahnění, situace pelagických a litorálních makrofyt, teplotní stratifikace (pomocí automatického záznamového zařízení-datalogger Minikin T, EMS Brno) a nakonec výskyt střevličky. Ten byl zjišťován za pomoci vrhací sítě (plocha 1,6 m, velikost ok 4 mm) a elektrolovu pomocí motorového zádového agregátu typu FEG 1500 značky EFKO (Německo).

Cílem bylo vybrat rybníky, s co nejpodobnějšími vlastnostmi a s co nejnižším rizikem, které by mohlo výsledky celého pilotního projektu a mé bakalářské práce ohrozit. Nakonec bylo k realizaci studie vybráno celkem šest rybníků (Tab. č. 5). Fotografie jednotlivých rybníků viz. příloha - Obr. č. 1-6. Tři rybníky byly bez střevličky a tři rybníky se střevličkou.

Tab. č. 5: Rybníky, na nichž probíhala experimentální část bakalářské práce

Režim	Název rybníka	Katastrální výměra (ha)	Vodní plocha (ha)	Průměrná hloubka (m)	Poloha dle GPS
Bez střevličky	Buchhamer	0,78	0,66	1,1	N 49°26.75232', E 13°55.38835'
	Prostřední Koupě	0,62	0,48	0,9	N 49°26.75232', E 13°55.38835'
	Dolní Šamonický	1,2	1,01	0,9	N 49°21.64432', E 14°1.35765'
Se střevličkou	Horní Siroťčí	0,91	0,45	0,9	N 49°18.76135', E 14°6.38133'
	Dolní Siroťčí	0,63	0,33	0,9	N 49°18.77102', E 14°6.45987'
	Lusk	1,5	0,8	1,3	N 49°18.84697', E 14°5.64425'

4.2. Příprava rybníků

Před započítím experimentu probíhala příprava vybraných objektů. Bylo nutné přijmout účinná opatření, která měla zajistit nepřítomnost střevličky a dalších ryb v rybnících. Opatření byla prováděna co nejjednodušeji, nejefektivněji s co nejnižšími náklady a za podmínek co nejbližší samotné rybníkářské praxi tak, aby je bylo možné v podmínkách rybníkářství běžně realizovat. Prvním krokem byly kompletní výlovy rybích obsádek, které probíhaly od podzimu roku 2019 do jara roku 2020. Důkladně se včetně loviště slovíly i všechny rybníční stoky, které se posléze nechaly řádně protéct vodou. Rybník byl ponechán týden s otevřeným požerákem, aby nedocházelo k akumulaci vody. Po lehkém proschnutí rybníčního dna se přikročilo k dalšímu opatření v podobě aplikace chlorového vápna. Intenzivně byly vápněny nejrizikovější oblasti rybníka, ve kterých by některé odolné druhy ryb mohly dosud přetrvat (loviště, rybníční stoky a jejich okolí, přítok). Vápnění proběhlo v množství $1000 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$. Poté se opětovně nechal rybník týden zcela bez vody. Po uplynutém týdnu byly do „U“ profilů v požeráku umístěny dluže, avšak klasická spodní kovová mříž byla nahrazena speciálně zhotovenou mříží s 5 mm mezerami, snižující riziko migrace zejména

drobného plůdku ryb. S dlužemi v požeráku se rybníky napustily na plný stav, ve kterých započala tvorba přirozené potravy (zooplanktonu, zoobentosu).

4.3. Samotný experiment

Experiment proběhl v rámci jedné vegetační sezóny. Proces pokusu započal nasazením kapřích obsádek, jenž proběhlo v březnu roku 2020 a byl ukončen výlovem jednotlivých rybníků v průběhu září až října téhož roku.

4.3.1. Vysazení ryb

K nasazení byla vybrána obsádka kapra obecného vylovená z jednoho komorového rybníka firmy Blatenská ryba. Jednalo se o šupinatou formu zadržené násady kapra (K_z). Průměrné rozměry a váhy, společně se směrodatnými odchylkami vysazovaných kaprů byly následovné – celková délka těla (TL) = $196,2 \pm 9,39$ mm, délka těla (SL) = $161,02 \pm 8,26$ mm, váha (W) = $122,06 \pm 15,38$ g. Jelikož zadržená násada byla sádkována společně s nežádoucí střevličkou, bylo nutné přistoupit k důkladnému pětistupňovému třídění. Po spuštění vody v sádce byl proveden zátah pomocí vatky s oky 30 mm. Z vatky byli kapři vydáváni keserem (oka 25 mm) na brakovnici. Velikost ok v keseru byla dostačující k tomu, aby jimi střevličky lehce propadly. Při brakování došlo k oddělení střevličky, ale i větších a menších jedinců kapra než byla požadovaná velikost, aby v experimentu nevznikaly zkreslené výsledky. Jelikož drobné střevličky snadno ulpívají na povrchu těla nebo zůstávají ukryty popřípadě v ústní dutině, bylo nutné přistoupit k dalšímu kroku. Přetřídění kapři byli přemístěni do kádí s čistou vodou, odkud byli posléze opětovně keserem s oky 25 mm, přeloveni na váhu, kde bylo naváženo potřebné množství. K nasazení bylo zvoleno množství 1000 ks K_z na hektar vodní plochy ($122 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$). Z váhy došlo k okamžitému nakládání na přepravní bedny umístěné na nákladním voze. Bedny se předem napustily vodou protékající přes síto, aby se zabránilo nechtěné kontaminaci nežádoucími rybami. Pro jednotlivé obsádky každého z rybníků byly vyhrazeny samostatné přepravní bedny. Před cestou na jednotlivé rybníky se z každé navážené obsádky vyloвило 100 ks kapra, u kterých byly zaznamenány parametry TL, SL, W. Ze sádek, kde proběhly úspěšně čtyři stupně třídění a oddělení kaprů od střevličky, byli navážení kapři převezeni k jednotlivým rybníkům. Nasazení neproběhlo běžným způsobem jako skluz, popř. rukáv, ale za pomoci keserů (oka 25 mm), přičemž tento krok představoval poslední stupeň třídění kapra od

střevličky. I přes veškerou obezřetnost byla brána v potaz i možnost vniknutí nechtěných druhů ryb, popř. samotné střevličky schopných ve větším počtu znehodnotit výsledky experimentu. Pro případné potlačení těchto ryb, došlo k prisazení dvouletého candáta obecného *Sander lucioperca* (Linnaeus, 1758) v hustotě 50 ks·ha⁻¹ do rybníků s bezstřevličkovým managementem. Množství vysazených ryb je zaznamenáno v Tab. č. 6. Nasazení všech rybníků proběhlo dne 26. 3. 2020.

Zbývalo dosazení střevličky východní. Byla nasazena směs střevliček různých velikostí a věku. Zvolena byla biomasa střevličky 50 kg·ha⁻¹. Před jejich nasazením byl ze směsi násady fixován vzorek do 4 % formaldehydu, předurčený k laboratorní analýze morfologicko-gravimetrické parametrů a váhy všech jedinců. Opět bylo naváženo předem vypočítané množství střevliček podle vodní plochy jednotlivých nasazovaných rybníků (Horní Sirotčí, Dolní Sirotčí, Lusk) a pro každý rybník v samostatných přepravních bednách bylo dopraveno a vysazeno do rybníků. Množství vysazené střevličky na určené rybníky je popsáno v Tab. č. 6.

Tab. č. 6: Množství vysazených ryb na jednotlivých rybnících.

Název rybníka	kapr obecný		střevlička východní		candát obecný	
	ks/rybník	kg/rybník	ks/rybník	kg/rybník	ks/rybník	kg/rybník
Buchamer	660	80,56	-	-	35	4,15
Prostřední Koupě	480	58,59	-	-	25	2,97
Dolní Šamonický	1010	123,28	-	-	65	7,71
Horní Sirotčí	450	54,93	23 867	22,5	-	-
Dolní Sirotčí	330	40,28	16 441	15,5	-	-
Lusk	800	97,65	42 430	40	-	-

4.3.2. Provozní režim rybníků

Oproti předchozím rokům došlo na rybnících k omezení některých melioračních opatření, jako je např. aplikace hnojiv a vápnění na hladinu. Neomezeno naopak zůstalo dodávání krmiv, přičemž došlo pouze ke korelaci dávky krmiv k hustotě obsádky. Zaběhlý provozní režim hospodaření a kontrol prováděli pravidelně pracovníci firmy Blatenská ryba. Kromě péče o rybníky a jejich kontroly, byli pracovníci nápomocni i při zaznamenávání úhynů, hospodářských zásahů a měření fyzikálně-chemických vlastností vody (O₂, teplota - vždy dno a hladina) pomocí oxymetru. Zpozorované úhyny

kapra za dobu experimentu – Buchhamer 2 ks, Prostřední Koupě 2 ks, Horní Sirotčí 3 ks. Hospodářské zásahy po dobu experimentu - rybník Prostřední Koupě: 24. 4. aplikace herbicidu na orobinec, 18. 8. sečení orobince. S příkrmováním se započalo v půlce května, kdy se na rybních často vytvářel silný zákal zapříčiněný potravní aktivitou kapra, pátrajícího v rybničním dně po potravě. Zprvu bylo aplikováno krmivo pod označením KP2. Doba podávání krmiva KP2 na jednotlivých rybnících – Buchhamer, Prostřední Koupě: 22. 5. - 7. 7., Horní Sirotčí, Dolní Sirotčí: 19. 5. - 30. 5., Dolní Šamonický: 21. 5. - 30. 5., Lusk: 19. 5. - 25. 5. Po zbytek vegetační sezóny pak bylo podáváno pouze triticales.

4.3.3. Sledování kvality vody

Sledovanými parametry vody byla teplota, pH, konduktivita, ORP (oxidačně redoxní potenciál a množství rozpuštěného kyslíku ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, %)). Zmíněné parametry byly měřeny ze strany rybniční hráze, a to vždy ve dvou hloubkách (u hladiny, u dna). Měření probíhalo za pomoci terénního multimetru Hach – HQ40d, HachLange GmbH. Kromě měření multimetrem, byly hodnoty teploty po celou dobu experimentu automaticky zaznamenávány v nastavených hodinových frekvencích automatickým záznamovým zařízením Minikin-T, který byl v rybnících instalován ve dvou hloubkách (hladina, dno). Probíhalo i sledování průhlednosti pomocí Seccioho desky. Měření parametrů multimetrem a Seccioho deskou se uskutečňovalo v pravidelných měsíčních intervalech od března do září roku 2020.

K podrobnému monitoringu kvality vody bylo potřeba rovněž pravidelně odebírat vzorky vody a sestonu. Byly odebírány směsné vzorky z hloubky 0-50 cm v pásmu od břehu po střed rybníka. Sběr probíhal z člunu pomocí van Dornova sběrače o délce 50 cm a objemu 3,2 l. Získaný směsný vzorek byl následně segmentován do menších vzorkovnic. Následně se vzorky určené k analýze chemických parametrů a analýze nerozpuštěných anorganických a organických látek filtrovaly přes 200 μm síto. V případě vzorků předurčených k analýze rozpuštěných látek byla provedena filtrace přes 450 μm filtr. Odebrané vzorky byly téhož dne dopraveny do hydrobiologické laboratoře podniku Povodí Vltavy se sídlem v Českých Budějovicích. V této laboratoři probíhaly následující stanovení – BSK₅ (biologická spotřeba kyslíku), CHSK_{Mn}, CHSK_{Cr} (chemická spotřeba kyslíku), NL 105 °C, NL 550 °C (množství nerozpuštěných látek), KNK 4,5; KNK 8,3 (neutralizační kapacita – alkalita), N-NO₃ (dusičnanový dusík), N-NO₂ (dusitanový dusík), NO₃⁻ (dusičnany), N-NH₄ (amonný dusík), TN (celkový dusík),

P-PO₄ (orthofosforečnany), TDP (orthofosfáty/reaktivní fosfor), TP (celkový fosfor), DOC (rozpuštěný organický uhlík), TOC (celkový organický uhlík), TIC (celkový neorganický uhlík), TC (celkový uhlík), Chl-a (chlorofyl a).

4.3.4 Sledování zooplanktonu a zoobentosu

Vzorkování s cílem kontroly kvality a kvantity zooplanktonu probíhalo vždy v pravidelných měsíčních intervalech od března do září. Vzorky zooplanktonu byly odebrány vždy na všech šesti rybnících ve stejný den. Směsný vzorek zooplanktonu byl odebírán van Dornovým sběračem o velikosti 50 cm a objemu 3,2 l. Odebírání probíhalo z člunu v hloubce 0-50 cm vodního sloupce v pásu od tělesa hráze po středovou část rybníka. Směsný vzorek o objemu 30 l byl proceděn přes 40 µm planktonní síť a zachycený plankton posléze fixován do vzorkovnic. Laboratorní zpracování vzorků proběhlo pomocí stereomikroskopu.

Bentos byl odebírán na všech rybnících celkem třikrát, za průběh celého experimentu ve dnech - 23. 4., 24. 6., 26. 8. 2020. Využilo se Ekmanova drapáku s plošným obsahem 225 cm². Ve všech rybnících byl vzorek odebírán na celkem pěti, polohově podobných bodech. Získaný vzorek se vložil do 500 µm hydrobiologického síta a důkladně promyl. Z takového vzorku se odebraly přítomné bentické organismy a konzervovaly se do ethanolu. Zpracování (determinace druhů) proběhlo opět pomocí stereomikroskopu v laboratoři státního podniku Povodí Vltavy. Poté byly vzorky vysušeny za teploty 105 °C po dobu 12 hodin. Následovalo zvážení takto upraveného vzorku na analytické váze. Tímto postupem se stanovila biomasa bentosu na rybníční plochu.

4.3.5. Sledování růstu kapra

Obdobně jako měření fyzikálně-chemických vlastností vody i monitoring nasazených kaprů probíhal v pravidelných měsíčních intervalech, avšak až od května do září 2020. Před lovem kaprů, bylo na určené místo baštýři v předstihu (cca 30 min.) zakrmeno, buď KP2 nebo triticales. Následně probíhal samotný odlov, a to za pomoci vrhací sítě o průměru 2 m a s oky 25 mm (viz. Obr. č. 7). Důležité je zmínit, že se lovalo dvěma sítěmi vrhanými, v ten samý moment, s tím že jedna mířila přímo do místa zakrmení a druhá těsně vedle něj. Po zhruba hodinovém klidu byly hody vrhací sítě zopakovány. U ulovených kusů byly zaznamenány hodnoty parametrů TL [mm],

SL [mm], W [g] (Obr. č. 8). Po změření a zvažení došlo k neprodlenému vypuštění kaprů zpět do rybníka.

4.3.6. Sledování abundance střevličky

Odlov střevliček byl realizován opět vrhací sítí tentokrát o průměru 1,6 m a s oky o velikosti 4 mm, schopnou zachytit i drobný plůdek střevličky. Na všech rybnících se střevličkou bylo vždy provedeno 10 hodů vrhací sítí po obvodu celého rybníka a chycené střevličky byly fixovány v 4 % formaldehydu k pozdějšímu laboratornímu zpracování. Celkem 10 hodů vrhací sítí po obvodu každého rybníka se provádělo i na rybnících, do kterých střevlička nasazena nebyla. Tyto hody představovaly formu kontroly nechtěné přítomnosti plevelných ryb. Z počátku bylo používáno lovu pomocí elektrického agregátu, avšak pro jeho v tomto případě nízkou efektivitu a možnost negativně ovlivnit obsádku byly zvoleny šetrnější a v konečném důsledku účinnější metody.

4.3.7. Výlov

Výlovy všech šesti rybníků probíhaly od 21. 9. do 6. 10. 2020. Ještě před samotným výlovem bylo potřeba na většině rybníků kvůli zanešení vyčistit vypustní stoku, popř. prořezat návětrnou stranu hráze od náletových dřevin. Rekonstrukce odpadních stok probíhala pomocí bagru s dopomocí ručních nástrojů. Ještě před spouštěním rybníční hladiny byla pod všechny rybníky (i pod bezstřevličkové) do odpadní stoky instalována plůdková podložní síť o rozměrech 5 x 7 m a s oky 3 mm (viz. Obr. č. 9). Síť byla do stoky umístěna tak, aby pokryla celý profil stoky a byly tak zachyceny veškeré ryby odcházejí s vodou. Toho bylo docíleno pečlivým upevněním sítě za pomoci železných roxorů. Žíh sítě a přilehlé kraje byly obloženy betonovými obrubníky, dlaždicemi a ztraceným bedněním. Doplňkově se použilo přilehlého kamení. Druhá strana žíně byla upevněna k dřevěným ráům, položených napříč odpadní stoky. Vzhledem k síle vypouštěné vody, musely být trámy zezadu upevněny železnými roxory. Na dřevěné trámy byl navíc upevněn provaz, na který bylo upevněno ztracené bednění, jistící stabilitu napnutého jádra sítě. Po úspěšné instalaci mohlo započít plynulé spouštění vody. Síť byla v průběhu vypouštění rybníka dvakrát denně kontrolována. Den před samotným výlovem bylo nutné u rybníků přečkat noc a v pravidelných intervalech odlovovat sakem ze sítě unikající střevličku a umísťovat ji do předem připravených

kádí. Po odlovení střevličky došlo k vyčištění sítě od zanesených nečistot, pro lepší průtok vody. Kvůli nízké hladině vody v rybníce byla nutná i kontrola před případnými pytláky.

Výlov započal vždy v ranních hodinách (cca 6 h). V případě výlovu rybníku bez střevličky bylo svoleno mezi 10-11 hodinou. U střevličkových rybníků výlov končil až kolem 15 hodiny. Zatímco několik lovicích obstarávalo odebírání unikající střevličky pomocí sáků s drobnou síťovinou, popř. akvarijními sítěkami a čištění sítě, v rybničním lovišti se „na kesery“ vylovovali kapři a candáti, kteří se umísťovali na brakovnice, kde došlo k roztrídění podle druhu (a oddělení střevličky) a uložení do připravených kádí. Po kompletním slovení se všichni kapři spočítali a hromadně ve vaničkách na váze zvážili. Odtud se všichni kapři přemístili do jedné přepravní bedny. Když v bedně byli všichni kapři z rybníka, náhodně se odlovilo 100 ks, u nichž se zjistily hodnoty TL [mm], SL [mm], W [g]. Obdobný postup byl praktikován i v případě vyloveného candáta. Pozorována a zaznamenávána byla i případná poranění na kůži kaprů, indikující možný fakultativní parasitismus střevličky. Poté, co se všechny požadované parametry kaprů a candátů zaznamenaly, všechny ryby se navrátily do přepravních beden a podle dohody došlo k jejich opětovnému vysazení dle uvážení podniku Blatenská ryba. Část střevličky, která nesešla s vodou a zůstala v lovišti, se lovila saky s jemnou síťovinou (s oky 3 mm). Slované střevličky se posléze v jemných sacích propraly v prázdných kádích, které zbyly po kaprech a candátech. Propráním se odstranily přebytečné nečistoty, jež by mohly zkreslit konečné výsledky celkové biomasy střevličky. V případě hrubších nečistot probíhala separace střevličky na brakovnicích (Obr. č. 10). Poté, co byla všechna vylovená střevlička v kádi, se akvarijní sítíkou několikrát z vícero míst v kádi odebral směsný vzorek. Takto odebraný vzorek se zvážil, usmrtil a zafixoval do 4 % formaldehydu. Poté se vyčištěná střevlička z kádě zvážila, přičetla se hmotnost odebraného vzorku, čímž se získala hodnota celkové biomasy vylovené střevličky.

Všechny vzorky fixované střevličky (průběžné a vzorky z výlovů) se v laboratorních podmínkách zpracovaly (viz. Obr. č. 12). Ze vzorku se nejdříve v digestoři slil formaldehyd a střevličky se několikrát propláchly vodou. Následně se vzorek rozprostřel v lavoru s vodou a rozdělil podle velikostních kohort. Z každé kohorty se vždy spočítal celkový počet kusů. Po rozdělení se jednotlivé velikostní skupiny z lavoru vyjmuly, osušily a nechaly odkapat (Obr. č. 13). Dále se celá skupina

zvážila dohromady a až u 100 ks na velkostrní kohortu se opět zjistily hodnoty parametrů TL [mm], SL [mm], W [g] (viz. Obr. č. 14).

Ze zjištěných hodnot TL, SL a W pro kapra po výlovu, údajů o celkové abundanci a biomase při nasazení a po výlovu (kapr, střevlička), hodnot o spotřebě doplňkového krmiva a počtu přežívajících ryb (kapr) byly pro každý rybník v závislosti na jeho managementu vypočítány následující ukazatele:

Přežití [%] = $(S_{\text{výlov}}/S_{\text{nasazení}}) \cdot 100$, kde $S_{\text{výlov}}$ je počet slovených ryb (ks) a $S_{\text{nasazení}}$ je počet nasazených ryb (ks).

Rybniční produkce [$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$] = $(B_{\text{výlov}} - B_{\text{nasazení}}) / P$, kde $B_{\text{výlov}}$ je biomasa slovených ryb [kg], $B_{\text{nasazení}}$ biomasa nasazených ryb [kg] a P plocha rybníku [ha].

Specifická rychlost růstu [SGR; % $\cdot \text{d}^{-1}$] = $[\ln(W_t) - \ln(W_0) / t] \cdot 100$, kde W_t je průměrná individuální hmotnost po výlovu [g], W_0 je průměrná individuální hmotnost nasazovaných ryb [g] a t počet dní trvání experimentu (mezi nasazením a výlovem).

Koeficient konverze krmiva [FCR; $\text{kg krmiva} \cdot \text{kg přírůstku}^{-1}$] = $\text{Food}_{\text{total}} / (B_{\text{výlov}} - B_{\text{nasazení}})$, kde $\text{Food}_{\text{total}}$ je celková hmotnost aplikovaného doplňkového krmiva (KP2 a obilí) za období experimentu [kg], $B_{\text{výlov}}$ biomasa slovených ryb [kg] a $B_{\text{nasazení}}$ biomasa nasazených ryb [kg].

Fultonův koeficient vyživenosti (Obvodový index, Fulton) = $(W / \text{TL}^3) \cdot 100$, kde W je průměrná individuální hmotnost [g] a TL je individuální celková délka těla [cm]. Nárůst početnosti nebo biomasy [%] vyjadřuje procentuální změnu v konečné celkové početnosti nebo biomase po výlovu vůči původní celkové početnosti nebo biomase při nasazení.

4.4. Statistické vyhodnocení

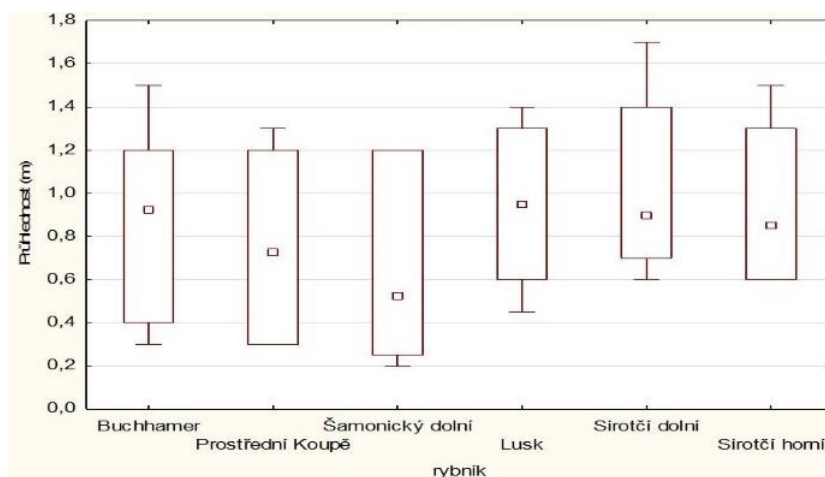
Statistické zhodnocení dat proběhlo v programu Statistica 12 (StatSoft Inc., USA). Ke stanovení rozdílů mezi rybníky byla použita technika jednosměrné analýzy rozptylu One-way ANOVA. Pro zjištění rozdílnosti parametrů TL [mm], SL [mm], W [g] kaprů ze všech testovaných rybníků se využilo Tukeyova HSD testu. Porovnání jednotlivých rybníků na základě získaných hodnot fyzikálně-chemických vlastností vody a složení společenstev zooplanktonu a zoobentosu v závislosti na přítomnosti střevličky byl vybrán Kruskal-Wallisův H test. Analýzy byly provedeny na hladině významnosti $p = 0,001$.

5. VÝSLEDKY

5.1. Kvalita vody

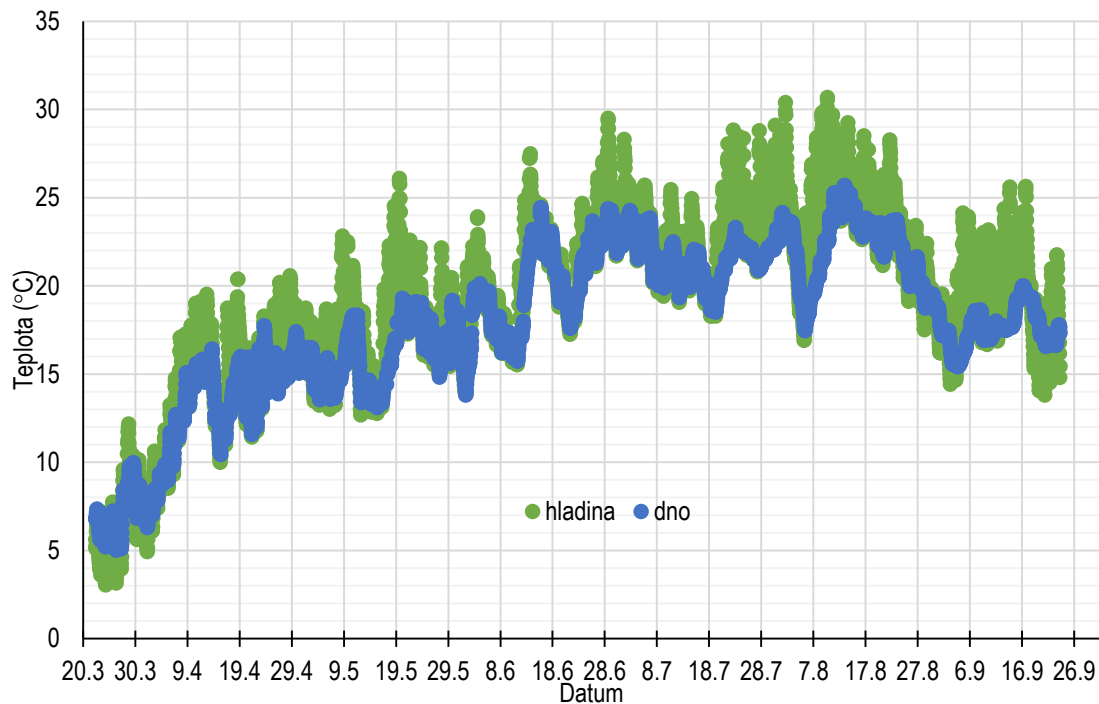
V rámci předložené bakalářské práce jsou vyhodnoceny jen nejvýznamnější parametry kvality vody (parametry v nichž byl nalezen rozdíl mezi rybníky se střevličkovým a bezstřevličkovým managementem), ostatní parametry byly z hodnocení eliminovány. Sledování fyzikálně-chemických parametrů u jednotlivých rybníků probíhalo i proto, aby byly zjištěny obecné rozdílnosti v „chování“ jednotlivých rybníků z důvodu jejich specifické morfologie, polohy na povodí, obhospodařování okolní krajiny apod.

Průměrné hodnoty průhlednosti vody za celou sezónu jsou zachyceny v Grafu č. 1. Hodnoty průhlednosti se mezi jednotlivými rybníky statisticky průkazně lišily ($p = 0,001$).

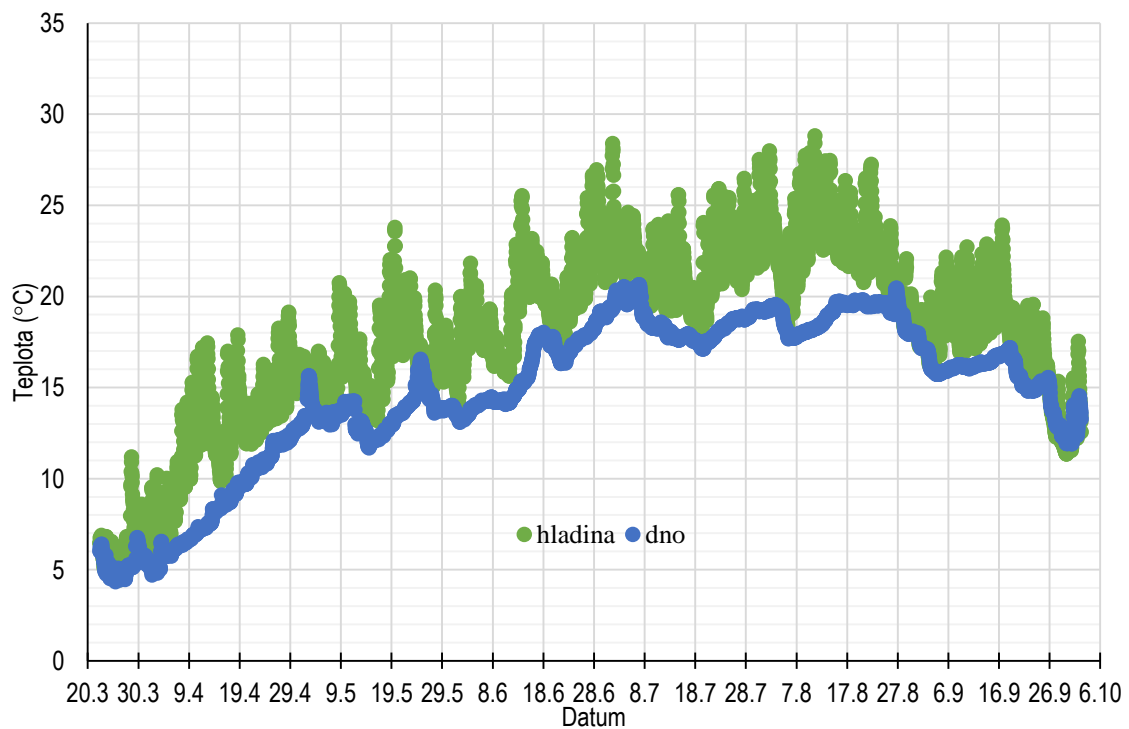


Graf č. 1: Průhlednost vody [m] na testovaných rybnících po dobu experimentu. Vyneseny hodnoty průměru a směrodatné odchylky. Hladina významnosti $p = 0,001$.

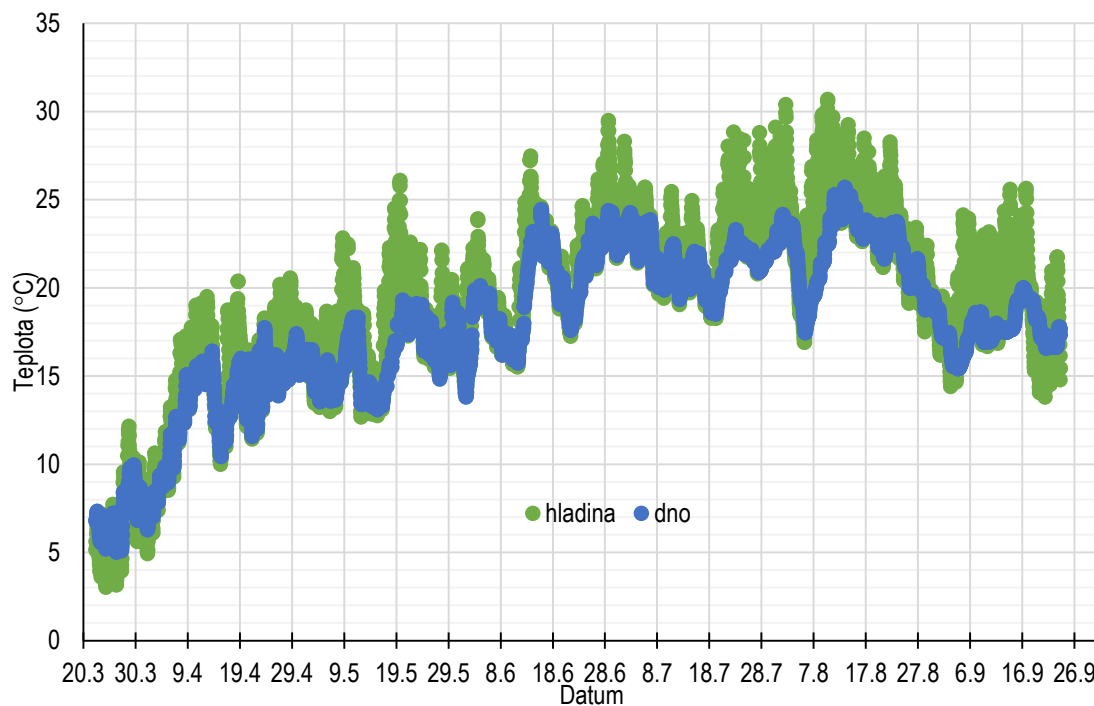
V grafech č. 2-7 je možné pozorovat vývoj teploty vody ve dvou profilech (u dna, u hladiny) a cirkulaci vodních vrstev na jednotlivých experimentálních rybnících během sezóny.



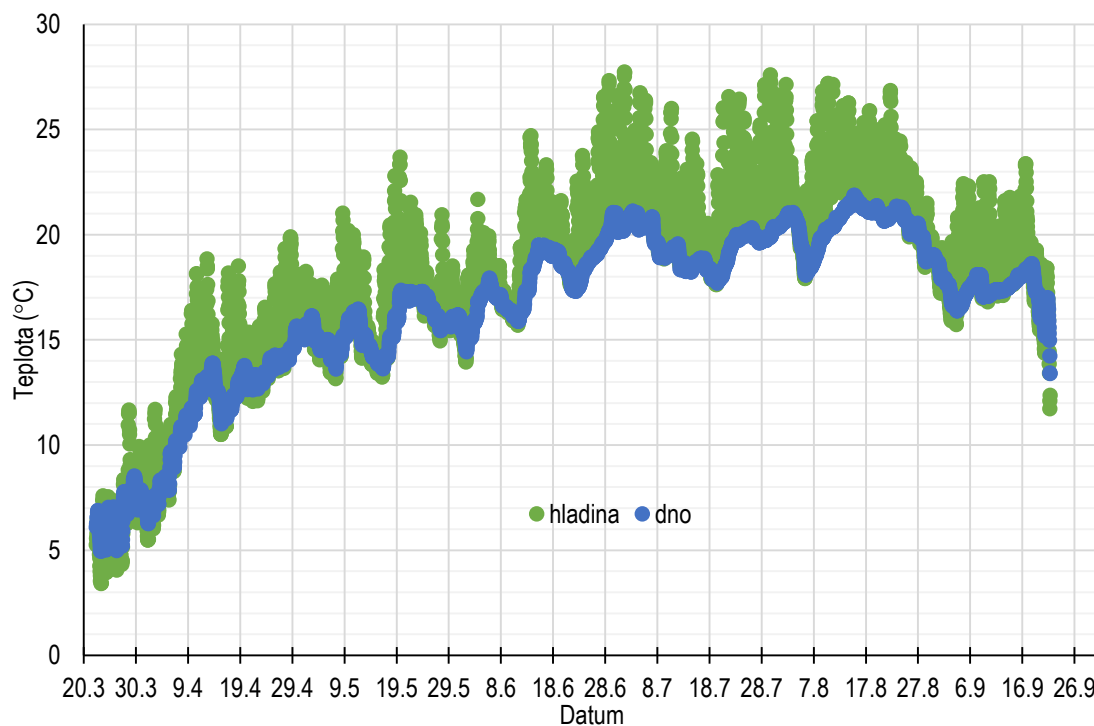
Graf č. 2: Vývoj teploty (°C) sledovaný u hladiny a dna vodního sloupce, v průběhu experimentu na rybníku **Prostřední Koupě**.



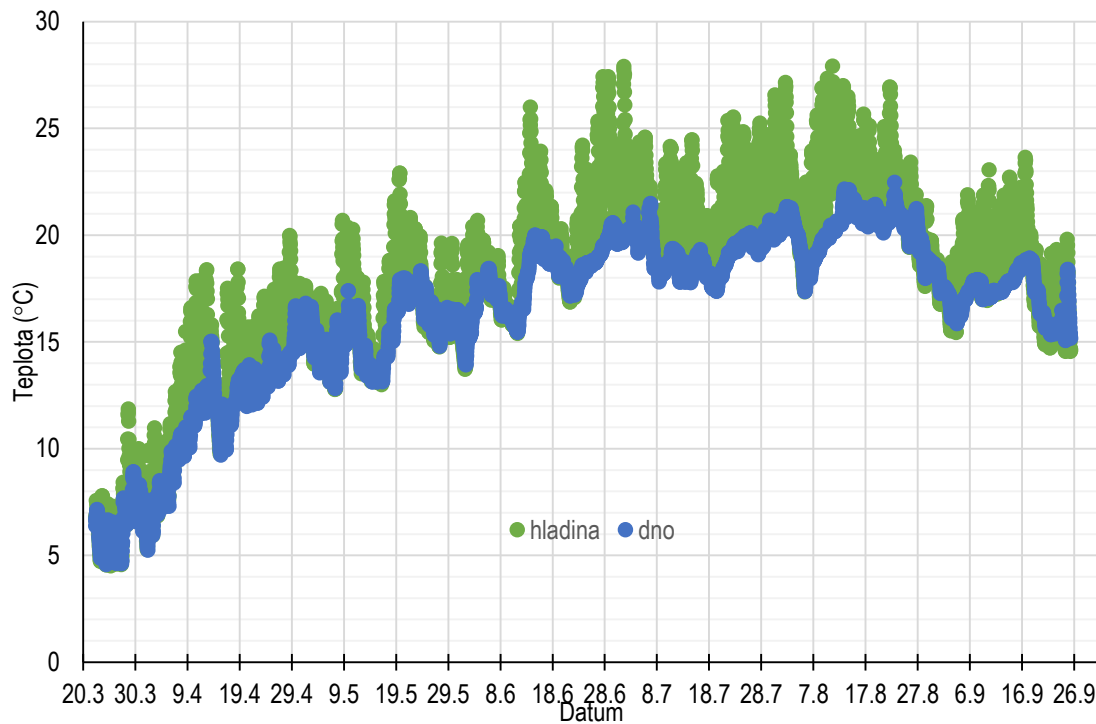
Graf č. 3: Vývoj teploty (°C) sledovaný u hladiny a dna vodního sloupce, v průběhu experimentu na rybníku **Šamonický dolní**.



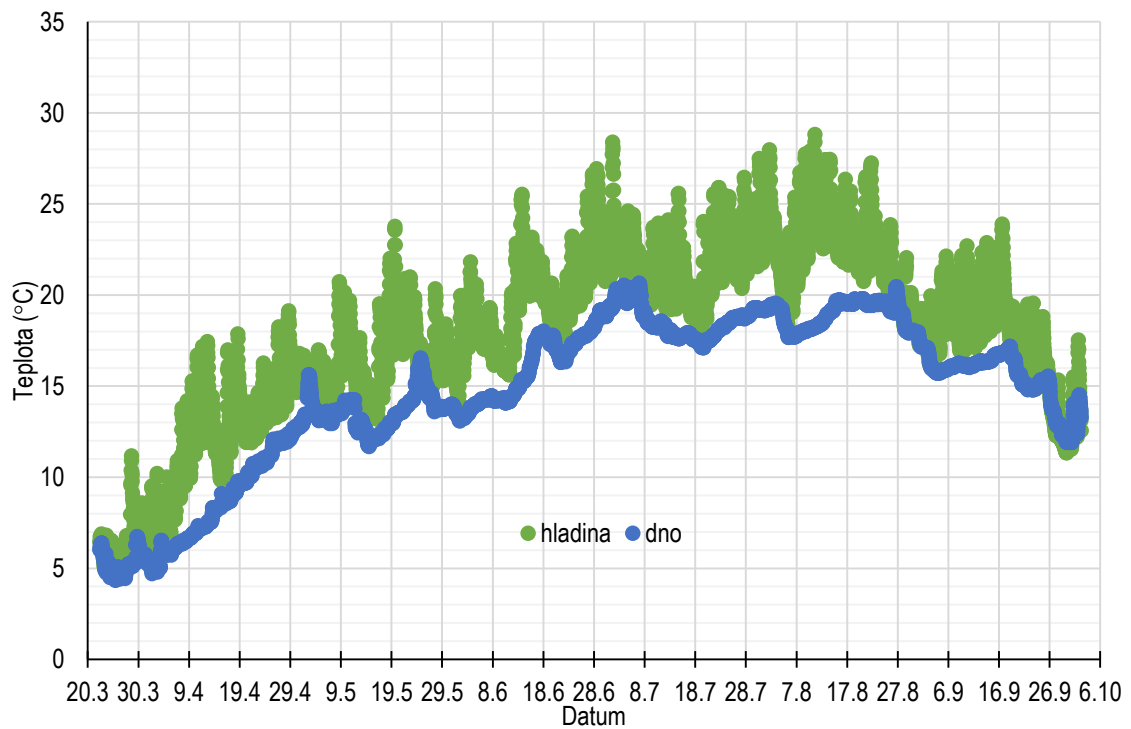
Graf č. 4: Vývoj teploty vody (°C) sledovaný u hladiny a dna vodního sloupce, v průběhu experimentu na rybníku Buchamer.



Graf č. 5: Vývoj teploty (°C) sledovaný u hladiny a dna vodního sloupce, v průběhu experimentu na rybníku Dolní Sirotní.

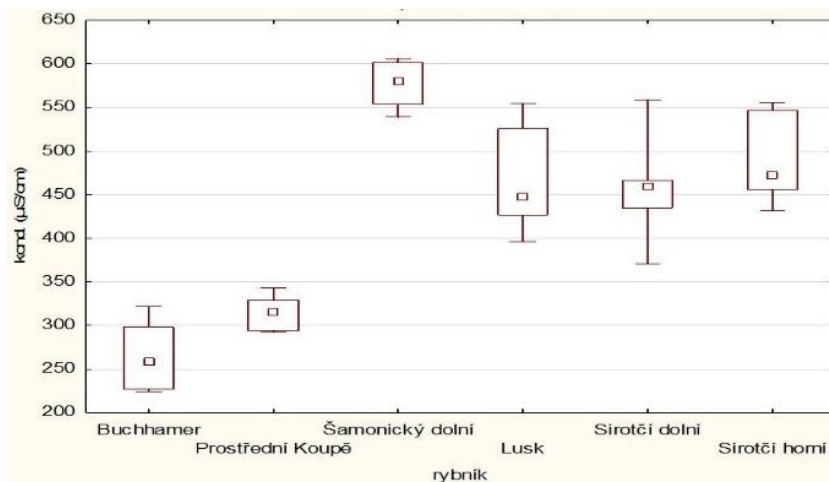


Graf č. 6: Vývoj teploty (°C) sledovaný u hladiny a dna vodního sloupce, v průběhu experimentu na rybníku Horní Sirotní.



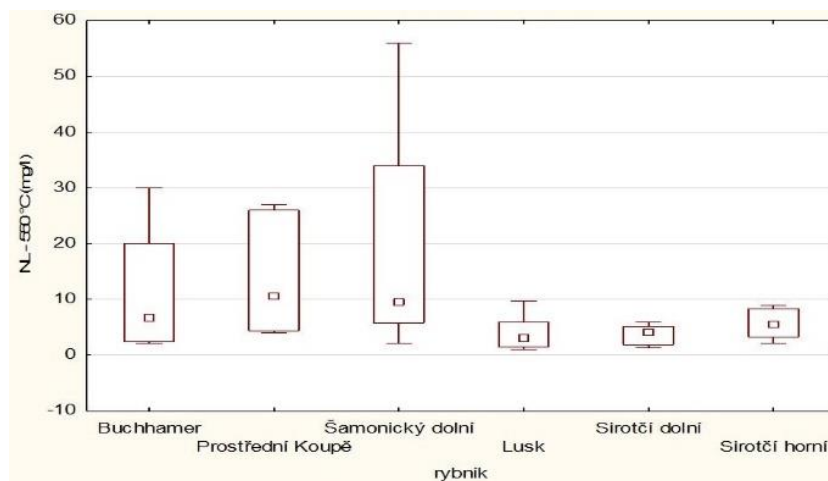
Graf č. 7: Vývoj teploty (°C) sledovaný u hladiny a dna vodního sloupce, v průběhu experimentu na rybníku Lusk.

V grafu č. 8 pozorujeme hodnoty vodivosti vody, udávající obsah rozpuštěných minerálních látek. Hodnoty vodivosti se mezi jednotlivými rybníky statisticky průkazně lišily ($p = 0,001$).



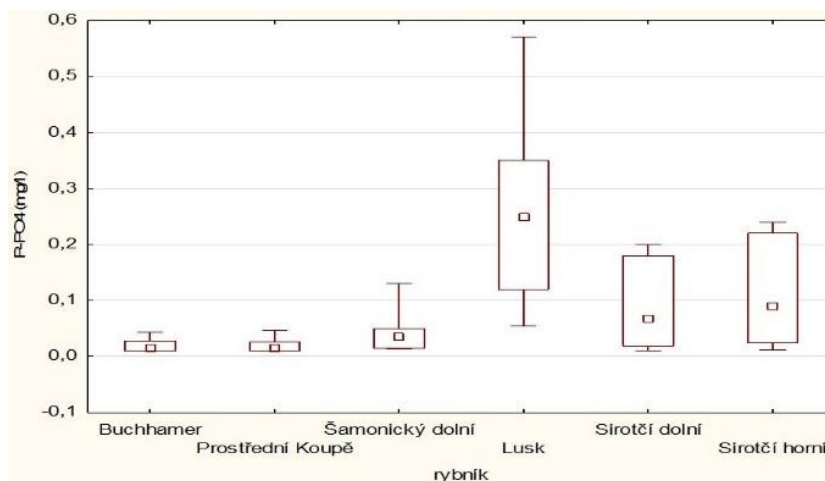
Graf č. 8: Vodivost vody [$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$] testovaných rybníků po dobu experimentu. Vyneseny hodnoty průměru a směrodatné odchylky. Hladina významnosti $p = 0,001$.

Průměrné hodnoty nerozpuštěných látek za celou sezónu jsou zachyceny v Grafu č. 9. Hodnoty hmotnostní koncentrace nerozpuštěných látek se mezi jednotlivými rybníky statisticky průkazně lišily ($p = 0,001$).



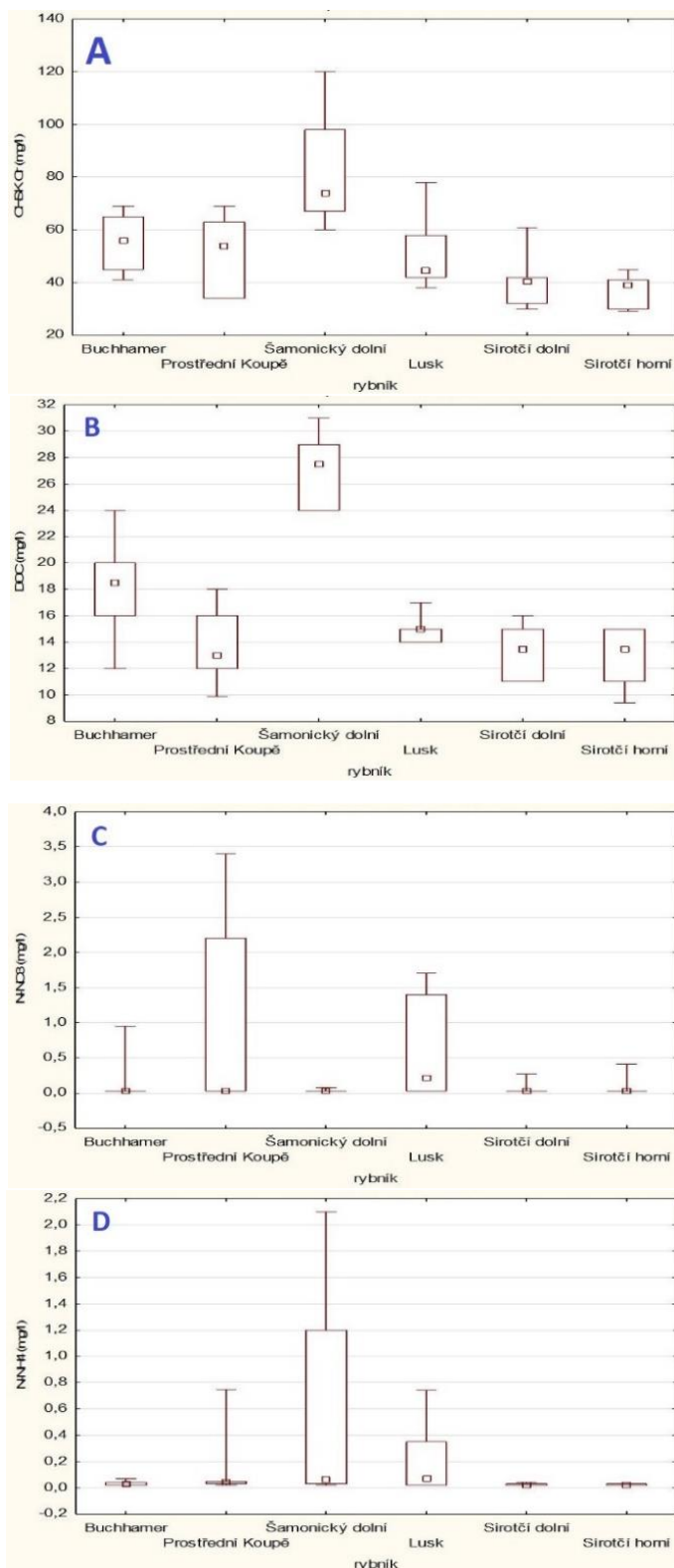
Graf č. 9: Hmotnostní koncentrace nerozpuštěných látek (NL 550°C) [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$] testovaných rybníků po dobu experimentu. Vyneseny hodnoty průměru a směrodatné odchylky. Hladina významnosti $p = 0,001$.

Průměrné koncentrace orthofosforečnanů za celou sezónu jsou zachyceny v Grafu č. 10. Koncentrace orthofosforečnanů se mezi jednotlivými rybníky statisticky průkazně lišila ($p = 0,001$).



Graf č. 10: Koncentrace orthofosforečnanů ($P-PO_4$) [$mg \cdot l^{-1}$] testovaných rybníků po dobu experimentu. Vyneseny hodnoty průměru a směrodatné odchylky. Hladina významnosti $p = 0,001$.

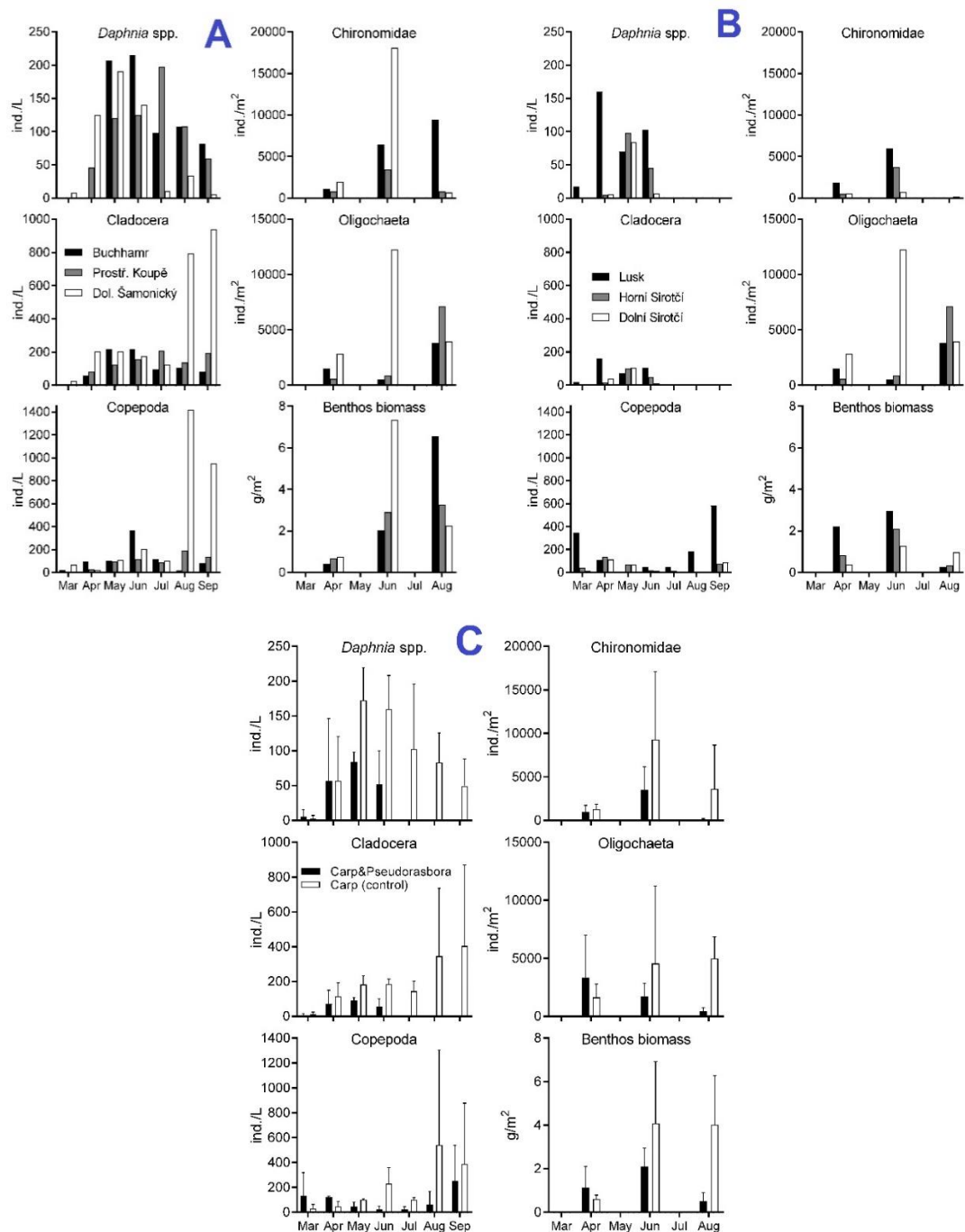
Průměrné hodnoty chemické spotřeby kyslíku, rozpuštěného uhlíku, dusičnanového dusíku a amoniakálního dusíku za celou sezónu jsou zachyceny v Grafu č. 12 - A, B, C, D. Hodnoty chemické spotřeby kyslíku, rozpuštěného uhlíku, dusičnanového dusíku a amoniakálního dusíku se mezi jednotlivými rybníky statisticky průkazně lišily ($p = 0,001$).



Graf č. 12: **A** – hodnoty chemické spotřeby kyslíku (CHSK_{Cr}) [mg·l⁻¹], **B** – hodnoty rozpuštěného uhlíku (DOC) [mg·l⁻¹], **C** – hodnoty dusičnanového dusíku (N-NO₃) [mg·l⁻¹], **D** – hodnoty amoniakálního dusíku (N-NH₄⁺) [mg·l⁻¹]. Statistické výsledky testovaných rybníků po dobu experimentu. Vyneseny hodnoty průměru a směrodatné odchylky. Hladina významnosti $p = 0,001$.

5.2. Zooplankton a zoobentos

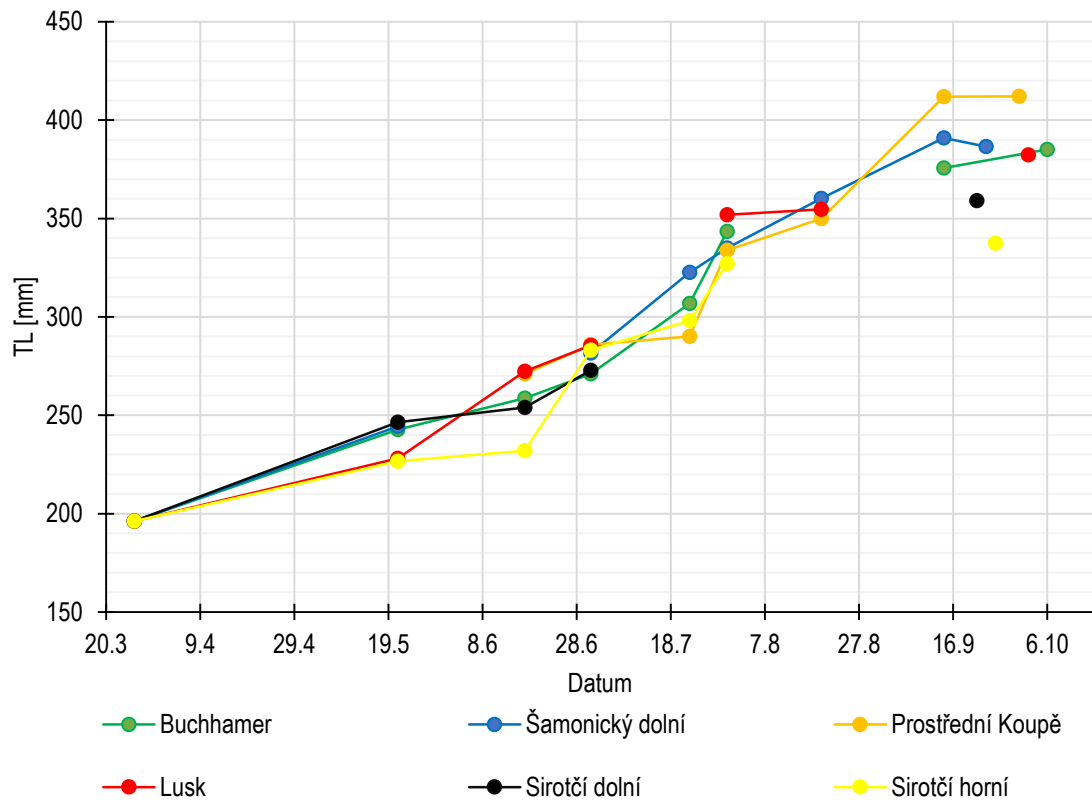
Vývoj abundance zooplanktonu (perloočky r. *Daphnia*, ostatní perloočky - Cladocera, klanonožci - Copepoda), zoobentosu (pekomaři - Chironomidae, máloštětinatci - Oligochaeta) a celková biomasa bentosu na testovaných rybnících po dobu studie jsou zachyceny v Grafu č. 13 - A, B, C.



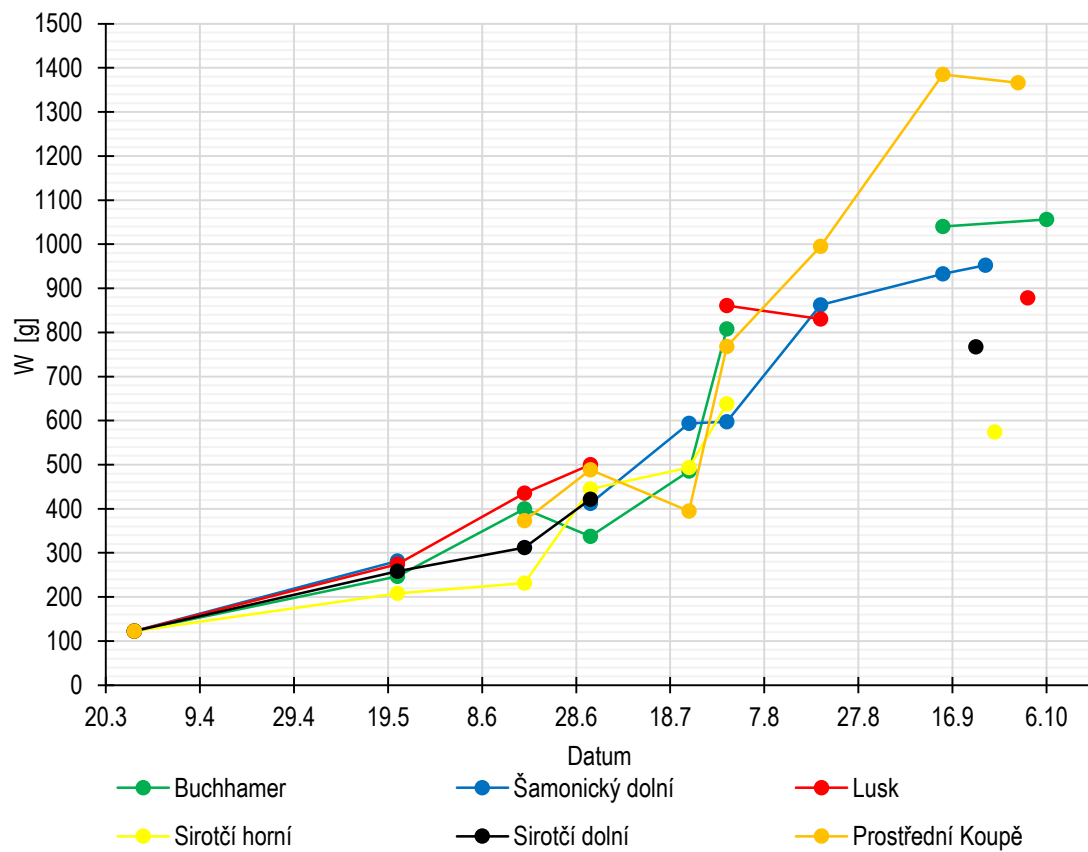
Graf č. 13: Vývoj abundance zooplanktonu (rod *Daphnia*, Cladocera, Copepoda) [$\text{ks} \cdot \text{l}^{-1}$], zoobentosu (Chironomidae, Oligochaeta) [$\text{ks} \cdot \text{m}^2$] a celková biomasa bentosu [$\text{g} \cdot \text{m}^2$] na testovaných rybnících po dobu studie. **A** – bezstřevličkové rybníky, **B** – střevličkové rybníky, **C** – porovnání průměrných hodnot střevličkových a bezstřevličkových rybníků (hodnocených jako skupina 3 rybníků dohromady). Hodnoty jednotlivých rybníků jsou v části A, B barevně odlišeny. V části C odpovídají černé sloupce střevličkovým rybníčkům a bílé sloupce bezstřevličkovým rybníčkům.

5.3. Růst kapra

Data (TL, SL, W) získána při průběžných měsíčních odlovech kaprů, po zprůměrování posloužily k vyhotovení grafů č. 14 a 15, prezentující kontinuální délkové a váhové přírůstky kaprů na jednotlivých rybnících.



Graf č. 14: Vývoj délkového přírůstku (TL) [mm] kaprů v testovaných rybnících po dobu experimentu.



Graf č. 15: Vývoj váhového přírůstku (W) [g] kaprů v testovaných rybnících po dobu experimentu.

5.4. Růst biomasy střevličky východní

Vývoj abundance a biomasy střevličky východní v testovaných rybnících (Lusk, Horní Siroťčí, Dolní Siroťčí) je zachycen v Tab. č. 7.

Tab. č. 7: Vývoj abundance a biomasy střevličky východní v testovaných rybnících (Lusk, Horní Siroťčí, Dolní Siroťčí) po dobu experimentu.

Rybník	Datum lovu	Počet [ks]	Celková váha [g]	Abundance [ks·m ⁻²]	Biomasa [g·m ⁻²]
Lusk	26. 5. 2020	73	59,76	3,62	2,97
	17. 6. 2020	135	3,5	6,72	0,17
	22. 7. 2020	247	83,63	12,29	4,16
	18. 8. 2020	604	142,73	30,06	7,1
	16. 9. 2020	229	76	11,4	3,78
Horní Siroťčí	17. 6. 2020	17	0,45	0,85	0,02
	22. 7. 2020	319	15,79	15,87	0,79
	18. 8. 2020	648	174,66	32,25	8,69
	16. 9. 2020	103	31,91	5,13	1,59
Dolní Siroťčí	17. 6. 2020	33	1,87	1,64	0,09
	22. 7. 2020	66	5,52	3,28	0,27
	18. 8. 2020	264	65,34	13,14	3,25
	16. 9. 2020	18	12,34	0,9	0,61

5.5. Stav obsádek při výlovu

Hospodářské výsledky jednotlivých rybníků z hlediska obsádky kapra (abundance, biomasa, perodukce, FCR, SGR, přežití) a četnost poškození kůže vylovených kaprů na testovaných rybnících jsou zachyceny v Tab. č. 8. Průměry za experimentální skupiny (rybníky s daným managementem hodnoceny dohromady) jsou pak zachyceny v Tab. č. 9.

Tab. č. 8: Hospodářské výsledky jednotlivých rybníků z hlediska obsádky kapra a četnost poškození kůže vylovených kaprů na testovaných rybnících.

Režim		Bez střevličky			Se střevličkou		
Rybníky		Prostřední Koupě	Buchhamer	Šamonický dolní	Lusk	Dolní Sirotčí	Horní Sirotčí
Abundance	[ks]	403	595	882	621	281	394
Biomasa	[kg]	554,05	611,35	845	553,44	217	228,66
Rybniční produkce	[kg·ha ⁻¹]	1032,21	804,23	714,57	569,73	535,52	386,07
FCR	[kg krmiva·kg přírůstku ⁻¹]	1,17	1,19	0,83	0,83	1,64	1,67
SGR	[%·den ⁻¹]	1,28	1,11	1,14	1,04	1,03	0,85
Přežití	[%]	83,96	90,15	87,33	77,63	85,15	87,56
Četnost poškození kůže	[%]	-	-	-	49	20	18

Tab. č. 9: Porovnání zprůměrovaných hodnot (rybniční produkce, FCR, SGR, přežití, četnost poškození kůže) rybníků bez střevličky a se střevličkou (data byla vypočtena z Tab. č. 9.).

Režim	Bez střevličky	Se střevličkou
Průměrná rybniční produkce [kg·ha ⁻¹]	850,33	497,1
Průměr FCR [kg krmiva·kg přírůstku ⁻¹]	1,06	1,38
Průměr SGR [%·den ⁻¹]	1,17	0,97
Průměrné přežití [%]	87,14	83,44
Průměrná četnost poškození kůže [%]	-	29

V Tab. č. 10 jsou uvedeny hodnoty pro zhodnocení kondice slovených ryb - kapra (TL, SL, W a Fultonův koeficient vyživenosti) pro jednotlivé rybníky. Průměry za experimentální skupiny (rybníky s daným managementem hodnoceny dohromady) jsou pak zachyceny v Graf č. 16.

Tab. č. 10: Morfo-gravimetrické ukazatele (TL, SL, W) a Fultonův koeficient (průměr a směrodatná odchylka) kapřích obsádek v testovaných rybnících po výlovu. Skupiny s identickým „superskriptem“ (a-f) se od sebe statisticky průkazně neliší ($p < 0,001$).

Rybník	Prostřední Koupě	Buchhamer	Šamonický dolní	Lusk	Dolní Siroťčí	Horní Siroťčí
TL [mm]	412,14 ± 17,99 ^a	385,01 ± 17,05 ^b	386,56 ± 16,9 ^b	382 ± 17,91 ^b	359,12 ± 19,46 ^d	337,46 ± 23,24 ^c
SL [mm]	351,13 ± 16,92 ^a	327,27 ± 14,1 ^b	325,84 ± 15,76 ^b	320,01 ± 15,69 ^b	302,55 ± 18,06 ^d	278,06 ± 22,56 ^c
W [g]	1366,28 ± 196,91 ^a	1056,25 ± 125,99 ^b	952,33 ± 107,64 ^c	878,59 ± 118,12 ^d	766,94 ± 146,12 ^f	573,93 ± 119,57 ^e
Fultonův k.	1,94 ± 0,17 ^a	1,85 ± 0,12 ^b	1,65 ± 0,12 ^c	1,57 ± 0,13 ^d	1,64 ± 0,14 ^c	1,48 ± 0,13 ^e



Graf č. 16: Porovnání průměrných hodnot TL [mm], SL [mm], W [g] a Fultonova koeficientu dvou skupin testovaných rybníků (1 - bez střevličky, 2 - se střevličkou). Vyneseny hodnoty průměru a směrodatné odchylky. Hladina významnosti $p = 0,001$.

Produkční ukazatele střevličky východní po výlovu (abundance, biomasa, průměrná váha, produkce, nárůst biomasy) jsou zachyceny v tabulce č. 11.

Tab. č. 11: Hospodářské výsledky střevličky východní na střevličkových rybnících, zjištěné při výlovu a zvětšení biomasy [%] ve srovnání s nasazovaným množstvím.

Rybník	Lusk	Dolní Sirotčí	Horní Sirotčí
Abundance [ks]	1 120 000	167 000	317 000
Biomasa [kg]	515,7	71,7	130,4
Průměrná váha jedince [g]	0,46	0,43	0,41
Rybniční produkce [kg·ha ⁻¹]	594,63	170,3	239,78
Zmnožení biomasy [%]	1289,25	462,58	579,56

6. DISKUZE

6.1. Stav kvality vody

Kvality vody je úzce spjata s velikostí a skladbou rybí obsádky. Navíc se na kvalitě vody dosti podepisuje i způsob hospodaření z předchozích let (Máchová a kol., 2010). Cílem příznivě řídit ekologické procesy a kvalitu vody v rybnících a nádržích skrze určování rybí obsádky je důležitým úkolem účelového rybářského obhospodařování. V současnosti je jedním z nejdůležitějších cílů snaha omezit projevy všudy přítomné eutrofizace. Tuto problematiku však prohlubuje několik rybních druhů, mezi nimiž je i střevlička východní. Střevlička je schopná eliminovat hrubý zooplankton, na což reaguje fytoplankton svým rychlým rozvojem, který v konečném důsledku ovlivní kvalitu vody (Adámek a kol., 2019).

Při porovnání průměrných hodnot průhlednosti testovaných rybníků zjištěných v rámci předložené bakalářské práce si můžeme povšimnout poněkud rozdílných hodnot. Rybník Buchhamer jako jeden z bezstřevličkových rybníků vykazoval spolu s rybníkem Lusk (střevličkový management) nejlepší průměrných hodnot průhlednosti vody, téměř 1 m po celou sezónu. Nižší hodnoty jsme naopak pozorovali v případě Prostředního Koupě a Šamonického dolního. Rybník Prostřední Koupě průměrně dosahoval 70 cm. Nižší průhlednost rybníka Prostřední Koupě byla pravděpodobně zapříčiněna polohou v otevřené krajině, která dávala možnost větru často promíchávat vrstvy vody a vytvářet zákal. V případě rybníka Šamonického dolního se na průhlednosti (v průměru 56 cm) projevil negativní vliv přilehlých zemědělských pozemků, na kterých se intenzivně hospodařilo (širokořádké plodiny, aplikovaná hnojiva). Poněkud nižší průhlednosti jsme pozorovali u rybníků se střevličkou (mimo zmíněný rybník Lusk), které mohly být způsobeny v důsledku eliminace hrubého perloočkového zooplanktonu, vedoucího k vytvoření biomasy fytoplanktonu. U rybníka Lusk jsou hodnoty pravděpodobně vyšší, jelikož v 1. polovině vegetační sezóny zde bylo již velké množství zooplanktonu vzniklého v důsledku dřívějšího napuštění (zadržování vody od podzimu 2019). Při porovnání našich hodnot s hodnotami zjištěnými Musilem a kol. (2014) dosahovaly obě skupiny rybníků v rámci našeho pokusu daleko lepších výsledků. Musil a kol. (2014) zaznamenali, že v rybnících se střevličkou průměrně průhlednost dosahovala 0,36 m. Následující sezónu po odstranění střevličky byla průhlednost 0,52 m. Adámek a kol. (2010) upozorňují, že ke snížené průhlednosti mohla dosti výrazně napomoci potravní aktivita kaprů. Kapři se

kvůli vyžrání hrubého zooplanktonu střevličkou, museli uchýlit k vyhledávání bentosu, ukrytého v rybničním dně, čímž vytvářeli silný sedimentační zákalu. Měřené teploty vody u dna a u hladiny potvrdilo časté promíchávání jednotlivých vrstev vody mající vliv na průhlednost vody. K nejčastější cirkulaci vody docházelo na rybníce Prostřední Koupě a Šamonický dolní. Rybníky Buchhamer, Dolní Sirotčí a Horní Sirotčí byly po většinu roku stratifikovány. Avšak v polovině vegetačního období docházelo v rybníce Buchhamer k pravidelné cirkulaci. V rybníce Lusk pozorujeme po celou dobu experimentu poměrně stálé teplotní rozvrstvení hladiny a dna, vzniklé vlivem větší hloubky. K promíchání vrstev zde došlo pouze na začátku a na konci května.

Hodnoty vodivosti vykazují množství rozpuštěných minerálních látek. Přímý vliv střevličky na tyto hodnoty není prokazatelný. Vodivost je v rybnících závislá na intenzitě hospodaření (krmení, hnojení) a rybničním podloží (Sukop, 2006). U rybníka Šamonického dolního lze vyšší konduktivitu (vodivost) zdůvodnit intenzivním zemědělstvím v jeho okolí. U střevličkových rybníků sehrála svou možnou roli opět zvýšená potravní aktivita kaprů. Kapři se v důsledku nedostatku hrubého zooplanktonu po většinu sezóny museli přeorientovat na organismy dna, při jejichž vyhledání silně vířili sediment, čímž se ze sedimentu uvolňovaly minerální látky, které se zde pravidelně ukládaly v předchozích letech. Musil a kol. (2014) nezaznamenali při změně střevličkového režimu výrazné změny v hodnotách konduktivity.

Při stanovování nerozpuštěných látek byly zjištěné hodnoty střevličkových rybníků mnohonásobně nižší. Vysvětlením takovýchto rozdílných hodnot je množství zooplanktonu, které bylo nabíráno společně se vzorkovanou vodou. Zooplankton mimo jiné obsahuje i minerální soli. Nejzastoupenější je kalcit, následovaný hořčíkem, fosforem a sírou (Conklin, 1982). Tyto látky nebyly při stanovení spáleny a výrazně se promítly do výsledných hodnot. Vyšších hodnot tak dosáhly bezstřevličkové rybníky s větší hustotou zooplanktonu.

V koncentraci fosforečnanového fosforu ($P-PO_4$) viditelně dominovaly střevličkové rybníky. Příčinou vyšších koncentrací byly obsádky kapra, které rozrývaly dno, čímž uvolňovaly fosfor uložený v rybničním sedimentu. Další příčinou byly letní kyslíkové deficity u dna, při kterých dochází k uvolňování fosforu z redox labilní vazby na železo (Potužák a kol., 2015). Takto uvolněný fosfor se posléze vlivem cirkulace vody dostává do vodního sloupce, kde je využíván fytoplanktonem k tvorbě biomasy. To vede ke zhoršení kvality vody (Potužák a Duras, 2013). Zmíněné závěry se shodují se studií Søndergaard a kol. (1990). V jejich studii průměrná roční koncentrace

orthofosforečnanů dosahovala $0,14 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. Po potlačení přítomnosti planktonofágních ryb byla koncentrace v pozdějších letech pod hodnotou $0,05 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$.

Zvláštní postavení mezi rybníky měl rybník Šamonický dolní, který vykazoval po celou dobu studie dosti nestabilní chemismus. Předpokládá se, že na vině jsou splachy z přilehlých polí s intenzivním režimem hospodaření. Získané hodnoty sledovaných parametrů ukazují, že rybník byl kontinuálním příjemcem znečištění majícího možný dopad na konečné výsledky chemismu vody. Rybník Šamonický dolní také trvale trpěl nedostatkem potřebného kyslíku a to patrně v důsledku intenzivních rozkladných procesů, jenž v něm probíhaly. Naměřené hodnoty byly alarmující a silně ohrožovaly životaschopnost rybí obsádky.

Všeobecné lze říci, že přítomnost střevličky východní má zcela jednoznačně negativní dopad na kvalitu vody. Dá se předpokládat, že vliv střevličky v tomto ohledu je však nepřímý, uskutečňující se prostřednictvím naprostého potlačení velkého zooplanktonu (r. *Daphnia*) po téměř celé vegetační období. Absence těchto živočichů, posléze nezastavitelně vede k přemnožení fytoplanktonu, kde obvykle převažují planktonní sinice (Potužák a Duras, 2013). Vytvořený vegetační zákal následně vede ke snížení průhlednosti, kyslíkovým deficitům a výkyvům pH (Adámek a kol., 2010).

6.2. Stav zooplanktonu a zoobentosu

Skupina bezstřevličkových rybníků se po celou sezónu vyznačovala dostatkem přístupné přirozené potravy pro chované kapry. Naopak skupina střevličkových rybníků jednoznačně vykazovala silný predační tlak na potravní základnu způsobený střevličkou východní. Nejvyšší počty perlooček ze skupiny střevličkových rybníků byly zjištěny v rybníku Lusk. Dá se předpokládat, že větší biomasa zooplanktonu na rybníce Lusk vznikla v důsledku napuštění již na podzim roku 2019. Velké množství zooplanktonu mělo zřejmě i za následek velikost biomasy střevličky, jež se zde vytvořila. Zatímco ve všech bezstřevličkových rybnících byl hrubý perloočkový plankton přítomen po celou sezónu, s terminací v květnu a červnu, ve střevličkových rybnících se brzy začala projevovat jeho snižující abundance. První výrazné rozdíly se projevíly již v květnu, kdy množství perlooček r. *Daphnia* v bezstřevličkových rybnících bylo téměř dvojnásobné oproti rybníkům se střevličkou. V červnu byl rozdíl již více než trojnásobný. Jen v rybníce Šamonickém dolním se snížil počet perlooček rodu *Daphnia* a byl postupně nahrazen klanonožci (Copepoda) a menšími druhy perlooček

(Cladocera), jenž v srpnu a září dosahovaly vysokého množství. I počty klanonožců (Copepoda) byly v obou skupinách rozdílné. Bezstřevličkové rybníky se vyznačovaly vyššími počty, střevličkové nižšími. Při determinaci odlovených klanonožců ze střevličkových rybníků, bylo zjištěno, že se z velké části jedná pouze o drobná naupliová stádia. Musil a kol. (2014) došli k podobným výsledkům.

Obdobný scénář nastal i v případě ostatních druhů perlooček (Cladocera). Zřejmým důvodem takto náhlého vymizení všech druhů perlooček se zdá být vysoká reprodukční aktivita střevličky, která na vrcholu léta zněkolikanásobila své počty, následkem čehož došlo k úplnému vyčerpání této potravy. Plůdek střevličky dle Declercka a kol. (2002) preferuje právě perloočky. K obdobným výsledkům došli i Musil a kol. (2014), kteří rovněž pozorovali silný vyžírací tlak střevličky na perloočky, jejichž množství v některých rybnících dosahovalo pouze $10 \pm 5 \text{ ks} \cdot \text{l}^{-1}$, avšak úplná absence zaznamenána nebyla. Poté, co byla následující sezónu střevlička potlačena, množství perlooček dosahovalo v průběhu roku průměrně $156 \pm 142 \text{ ks} \cdot \text{l}^{-1}$, což odpovídá našim zjištěným výsledkům. Při porovnání zjištěných hodnot, docházíme k jednoznačnému závěru, tedy, že přítomnost střevličky má negativní dopad na společenstva hrubého a středního zooplanktonu. Nedostatek hrubého zooplanktonu dostupného pro kapry, mohl způsobit zaměření se kaprů na bentické organismy.

V kvalitě i kvantitě rybničního zoobentosu bezstřevličkové rybníky dosahovaly rovněž lepších hodnot. Po celou vegetační sezónu bezstřevličkové rybníky vykazovaly vysokou abundanci bentické potravy. Jako první si lze povšimnout vícenásobné početnosti a hlavně přítomnosti larev pakomárů (Chironomidae) v rybnících bez střevličky po celou sezónu. Naopak ve střevličkových rybnících nebyli pakomáři při posledním zářijovém odběru zaznamenány a dá se předpokládat, že již jejich červencové počty byly značně potlačeny. Musil a kol. (2014) zjistili přesný opak, kdy v rybnících bez střevličky zpozorovali nižší biomasu zoobentosu. Jedinou výjimku představovala přítomnost larev pakomárů. V rybnících se střevličkou zaznamenali Musil a kol. (2014) celoroční přítomnost larev pakomárů pouze na jednom ze čtyř testovaných rybníků. Zatímco v našich střevličkových rybnících nebyly larvy pakomárů při posledním odběru vůbec zaznamenány. Trend úbytku larev pakomárů byl ve studii Musila a kol. (2014) rychlejší, jelikož už při červnovém sběru žádné jedince nezaznamenali ani na jednom z testovaných rybníků. Úbytek lze vysvětlit predací střevličky, která ve velikosti od 35-90 mm z 90 % preferuje larvy pakomárů (Declerck a kol., 2002). Snížení počtů larev pakomárů na konci sezóny, vzniklo i kvůli dokončení

metamorfózy larev v dospělé (Adámek a kol., 2010). Rovněž máloštětinatci, zastoupeni nítěnkami (Tubificinae), byly hojnější v rybnících bez střevličky. Musil a kol. (2014) opět zjistili naprostý opak. Možný úbytek zoobentosu ve střevličkových rybnících lze vysvětlit silnou potravní aktivitou kapřích obsádek, které se kvůli nedostatku hrubého zooplanktonu zaměřili na zoobentos a výrazně jej potlačili.

6.3. Stav rybníční produkce

K průběžným odlovům kaprů je nutné poznamenat, že odlovy kaprů nebyly vždy úspěšné. Ať už kvůli nepřítomnosti kaprů na krmných místech, či kvůli hustější vodní vegetaci, znemožňující efektivní lov vrhací sítí. První úspěšné odlovy proběhly až v 2. polovině května. Kapří obsádky bezstřevličkových rybníků (Šamonický dolní, Prostřední Koupě, Buchhamer) vykazovaly po celou dobu experimentu lepší délkové (TL, SL) a váhové (W) přírůstky v důsledku přítomnosti dostatek přirozené potravy. Kromě nižší dostupnosti přirozené potravy, ve střevličkových rybnících mohl mít na snížený růst vliv také fakultativní parasitismus střevliček, zhoršující využitelnost přijaté potravy následkem neklidu a vzniklých poranění (Oberle a kol., 2019).

Pozoruhodný byl vývoj střevličkových populací v nasazených rybnících. Na rybnících Horní a Dolní Sirotky došlo k vytvoření 4 až 5 nových věkových skupin (0⁺). Počet vzniklých plůdkových skupin odpovídá výsledkům Záhorské a kol. (2010). Na rybníce Lusk bylo pozorováno 6 velikostních skupin tohoročního plůdku. Vyšší intenzita reprodukce a nakonec i největší vytvořená biomasa střevliček na tomto rybníku byla zřejmě způsobena naprosto ideálními podmínkami pro rozvoj střevličky. Velké kameny na návodní straně hráze, byly skvělým substrátem pro kladení jiker, kdy při každé návštěvě rybníka od května do konce srpna bylo pozorováno velké množství drobného rozplavaného plůdku. Dále zde byl dostatek zooplanktonu. To zapříčinilo rychlý rozvoj populace střevličky. Již červnové a červencové počty, společně s celkovými váhami vzorku, napovídají, že z velké části šlo o drobný plůdek. Z hodnot každoměsíční početní abundance je zase patrná vysoká reprodukční schopnost, kdy byly střevličky schopny vždy během jednoho měsíce téměř zdvojnásobit svou biomasu. Konečné hodnoty k datu 16. 9. jsou již viditelně nižší. Důvodem zřejmě byla inhibovaná reprodukce, jelikož výtěr probíhá při teplotě vody 16-18 °C (Baruš a Oliva, 1995b), ale i pravděpodobným přemístěním střevliček do hlubších vod pelagiálu, kde je nebylo možné vrhací sítí zachytit.

Všechny zjištěné hodnoty produkčních parametrů z hlediska vyprodukovaného kapra dosáhly zřetelně lepších (vyšších) výsledků v případě bezstřevličkových rybníků. Negativní vliv střevličky na rybníční produkci je tak na produkci kapra naprosto nepopíratelný. Jen hodnoty přežití se nikterak výrazně nelišily. Po zprůměrování tvořil rozdíl necelé 4 % ve prospěch bezstřevličkových rybníků. Průměrná rybníční produkce ve střevličkových rybnících byla cca $500 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, zatímco bezstřevličkových zhruba $850 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$. Musil a kol. (2014) v rybnících se střevličkou zjistili průměrnou produkci $283 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ a bez střevličky $634 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$. Produkce Musila a kol. (2014) byla po eliminaci střevličky 2,24 krát vyšší, kdežto v podmínkách našeho experimentu 1,71 krát vyšší, každopádně trend zvýšené produkce při potlačení střevličky je tedy v obou případech více než patrný. Největší rozdílné hodnoty v produkci kapra představovaly rybníky Postřední Koupě ($1032,21 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) a Horní Siroťčí ($386,07 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$). Hodnoty indexu konverze krmiva (FCR) dosahovaly v průměru v rybnících bez střevličky 1,06 $\text{kg krmiva} \cdot \text{kg přírůstku}^{-1}$, se střevličkou pak $1,38 \text{ kg krmiva} \cdot \text{kg přírůstku}^{-1}$. Výsledky Musila a kol. (2014) byly poněkud rozdílné, kdy za přítomnosti střevličky bylo FCR 3,5 $\text{kg krmiva} \cdot \text{kg přírůstku}^{-1}$ a při nepřítomnosti 1,6 $\text{kg krmiva} \cdot \text{kg přírůstku}^{-1}$. Vyšší hodnoty FCR u Musila a kol. (2014) byly pravděpodobně způsobeny aplikací velkého množství krmiv, které obsádka nezvládala využívat. Specifická růstová rychlost (SGR) nabývala ve skupině střevličkových rybníků hodnotu $0,97 \% \cdot \text{den}^{-1}$, zatímco ve skupině bezstřevličkových $1,17 \% \cdot \text{den}^{-1}$. Při porovnání SGR zjistili Musil a kol. (2014) u skupiny rybníků s střevličkou $0,41 \% \cdot \text{den}^{-1}$, a při jejím potlačení $0,85 \% \cdot \text{den}^{-1}$. V podmínkách našeho experimentu tedy hodnoty vycházely tedy daleko lépe. Důvodem těchto rozdílů může být míra přirozené potravy, při jejímž nedostatku kapr není schopen efektivně využívat předkládaná krmiva a pomaleji roste (Kaushik, 1995).

Další významný rozdíl se ukázal být v počtu vzniklých kožních lézí na tělech kaprů způsobených predací/fakultativním parazitismem střevličky. Ve střevličkových rybnících byly léze zaznamenány v průměru u necelých 30 % vylovených kaprů. Na rybníku Lusk poškození kaprů dosahovalo téměř hodnoty 50 %, důvodem byla patrně několikanásobně větší populace střevličky a tím silnější predční tlak na kapra. Oberle a kol. (2019) prokázali, že juvenilní střevličky ($W = 1,1 \pm 1,0 \text{ g}$) jsou k dvouletým kaprům více agresivní (poškození 73,3 % kaprů) než dospělci střevliček, kteří poškodili v průměru 54,4 % kaprů. Na našich testovaných rybnících se převážně vyskytovali juvenilové (včetně tohoročních ryb) a střevličky dosahovaly v průměru necelých půl

gramu. Zřejmě právě přítomnost převážně menších jedinců byla do určité míry rozhodující pro napadání kaprů.

Negativní vliv střevličky na produkci ryb v rybnících byl také prokázán na kapři obsádce z hlediska porovnání morfo-metrických parametrů a Fultonova koeficientu kdy byly mezi střevličkovými a bezstřevličkovými rybníky zjištěny statisticky významné rozdíly ($p = 0,001$) - ryby z bezstřevličkových rybníků byly větší, těžší a s lepším Fultonovým koeficientem. Při porovnání průměrných individuálních hmotností kaprů bylo zjištěno, že kapři z rybníků se střevličkou byly v průměru o více jak jednu třetinu lehčí. Toto zjištění je v souladu se závěry Musila a kol. (2014), kteří zjistili sníženou hmotnost kaprů v přítomnosti střevličky o 12 %. Nižší váhové ztráty ve studii Musila a kol. (2014), oproti našim zjištěním, byly zřejmě způsobeny díky předkládání zvýšeného množství doplňkových krmiv.

Skvělá reprodukční schopnost střevličky v experimentálních rybnících byla potvrzena od prvního výlovu střevličkového rybníka, kdy střevlička v průběhu vegetační sezóny zněkolikanásobila své počty. Největší biomasu střevlička vytvořila na rybníce Lusk. Právě zde, především kvůli skvělé dostupnosti zooplanktonu, zvládla z původních 40 kg zvětšit biomasu o téměř 1300 %, na necelých 520 kg. Takovéto zmnohonásobení biomasy střevličky východní nebylo doposud v žádné odborné publikaci zaznamenáno. Hmotnost vylovených střevliček se tak téměř rovnala hmotnosti vylovených kaprů.

7. ZÁVĚR

V období od března do října roku 2020 byl realizován experiment, jehož cílem bylo kvantifikovat a zjistit vliv střevličky východní na produkci ryb a kvalitu vody v rybnících. Praktická část probíhala na šesti rybnících firmy Blatenská ryba, kde probíhal chov dvouletých kaprů. První skupina rybníků byla osazena také střevličkou, ve druhé skupině rybníků byl zabezpečen bezstřevličkový režim (včetně vysazení candátů). Hodnoty parametrů kvality vody a produkční ukazatele (přežívání, růst, individuální velikost a hmotnost kaprů po výlovu, rybniční produkce, koeficient konverze krmiva, specifická rychlost růstu a množství vyprodukovaných kaprů a střevliček), společně se zdravotním stavem kapří obsádky, byly mezi oběma experimentálními skupinami vzájemně porovnávány.

Při vyhodnocení získaných dat byly zjištěny následující skutečnosti:

- Byl pozorován vliv střevličky východní na kvalitu rybniční vody. Její vliv lze však označit za nepřímý v důsledku její schopnosti eliminovat hrubý zooplankton (r. *Daphnia*). Právě hrubý perloočkový zooplankton se vyznačuje efektivní filtrací fytoplanktonu, čímž na sebe váže přebytečný fosfor. Ve střevličkových rybnících se navíc kvalita vody zhoršila následkem potravní aktivity kaprů. Ti se kvůli absenci hrubého zooplanktonu přeorientovaly na zoobentos. Při jeho vyhledávání kapři silně rozrývali dno, čímž se do vodního sloupce dostával fosfor, který bývá v sedimentech bohatě zastoupen. K uvolňování fosforu z dnového sedimentu navíc přispívaly nízké koncentrace dusičnanů a kyslíkové deficity, při kterých se z železitých vazeb odděloval fosfor a stával se tak dostupný fytoplanktonu. Naopak v bezstřevličkových rybnících se lepší kvalita vody projevila díky filtrační aktivitě celosezónně přítomného hrubého zooplanktonu.
- Z hospodářského hlediska byl prokázán negativní vliv střevličky na rybniční produkci. Kapří obsádky v bezstřevličkových rybnících vykazovaly všestranně lepší hodnoty. Při porovnání průměrných hodnot kapři ze skupiny rybníků bez střevličky vykazovali ve srovnání s kapry ze střevličkových rybníků lepší délkový přírůstek (TL) o 8,88 %, váhový přírůstek (W) o 34,24 %, Fultonův koeficient o 13,81 %, přežití o 3,7 %, procentuální podíl denního přírůstku (SGR) o 18 %. Konverze krmiva v bezstřevličkových rybnících byla o 25 % lepší. Produkce bezstřevličkových rybníků byla v průměru o 70 % vyšší.

- Naopak z hlediska zdravotního stavu bylo u téměř jedné třetiny kaprů původem ze střevličkových rybníků zjištěno poškození povrchu těla v podobě tkáňových lézí vzniklých v důsledku tzv. fakultativního parazitismu střevličky. U kaprů z bezstřevličkových rybníků nebylo toto poškození vůbec pozorováno.
- Zjištěné skutečnosti jednoznačně potvrzují negativní vliv střevličky na fungování rybníčního ekosystému, rybníční produkci a zdravotní stav obsádek. Pro lepší kvalitu vod v našich rybnících, ale i pro vyšší rentabilitu rybníčního chovu, je nutné přikročit k opatřením zajišťujícím efektivní potlačení či úplnou eliminaci nepůvodní, invazivní střevličky východní.

8. PŘEHLED POUŽITÉ LITERATURY

- Adámek Z., Siddiqui, M.A., 1996. Predační tlak okounka pstruhového *Micropterus salmoides* na střevličku východní (*Pseudorasbora parva*) ve srovnání s ostatními druhy ryb. In: Kozák, P., Hamáčková, J., (Eds.), Sborník referátů z II. České ichtyologické konference, Vodňany 2. - 3. května 1996, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický Jihočeské univerzity se sídlem ve Vodňanech, 89-91 s.
- Adámek, Z., Kortan, J., Flajšhans, M., 2007. Computer-assisted image analysis in the evaluation of fish wounding by cormorant *Phalacrocorax carbo* attacks. *Aquacult. Int.* 15, 211-216.
- Adámek, Z., Kučerová, M., Roche, K., 1999. The role of common carp (*Cyprinus carpio*) in the diet of piscivorous predators – cormorants *Phalacrocorax carbo* and otter *Lutra lutra*. *Bull. VÚRH Vodňany* 4, 185–193.
- Adámek, Z., Helešič, J., Maršálek, B., Rulík, M., 2010. Aplikovaná hydrobiologie. 2. rozš. upr. vyd. Vodňany: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, 58-317 s., ISBN 978-80-87437-09-4.
- Adámek, Z., Kortan, D., Lepic, P., Andreji, J., 2003. Impacts of otter (*Lutra lutra*) predation on fish ponds: A study of fish remains at ponds in the Czech Republic. *Aquac. Int.* 11, 389–396.
- Adámek, Z., Navrátil, S., Palíková, M., Siddiqui, M.A., 1996. Střevlička východní (*Pseudorasbora parva*): Biologie nepůvodního druhu v podmínkách České republiky. In: Flajšhans, M., (Ed.), Sborník vědeckých prací k 75. výročí založení VÚRH. Vodňany: Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický Jihočeské univerzity, 141-149 s.
- Adámek, Z., Rozkošný, M., Hudcová, H., Kratina, J., Sedláček, P., 2019. Památkový postup: Zásady udržitelnosti rybní obsádky vodních prvků kulturních památek a historických sídel, Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka, 7-32 s.
- Adámek, Z., Kortan, J., Kortan, D., Piačková, V., Flajšhans, M., 2008. Feeding habits of the great cormorant *Phalacrocorax carbo* on fishponds. In: Marzano, M., Carss, D.N., (Eds.), Management practices in a complex habitat mosaic and at local, regional and national levels: INTERCAFE meeting report, NERC Centre for Ecology & Hydrology, Jindřichův Hradec, April 11. - 13., 2008, pp. 15-16.
- Adámek, Z., Dubský, K., Jarolímková, B., Just, T., Kolářová, J., Lusk, S., Navrátil, S., Nusl, P., Svobodová, Z., Šíma, A., Štípek, J., Vančura, Z., Vrána, K., 2013. Příručka pro rybářské hospodáře. Praha: Český rybářský svaz, 90 s., ISBN 978-80-905280-2-4.
- Balık, I., Kardeş, B., Özkök, R., Çubuk, H., Uysal, R., 2003. Diet of Silver Crucian Carp *Carassius gibelio* in Lake Eğirdir, *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 3, 87-91.
- Baruš, V., Oliva, O., 1995a. Mihulovci – Petromyzontes a Ryby – Osteichthyes. 1. díl, Praha: Academia, 298-369 s., ISBN 80-200-0500-5.
- Baruš, V., Oliva, O., 1995b. Mihulovci – Petromyzontes a Ryby – Osteichthyes. 2. díl, Praha: Academia, 101-109 s., ISBN 80-200-0218-9.
- Boyd, C.E., McNevin, A., 2015. *Aquaculture, Resource Use, and the Environment*. New Jersey: Wiley-Blackwell, pp. xv-7, ISBN 978-0-470-95919-0.
- Britton, J.R., Davies, G.D., 2007. Length–weight relationships of the invasive topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva* in ten lakes in the UK. *Journal of Applied Ichthyology*, 23, 624-626.
- Brooks, J.L., Dodson, S.I., 1965. Predation, Body Size, and Composition of Plankton. *Science*, 150(3692), 28–35.
- Burble, G., 2007. Managing fish ponds during a drought.
- Cambray, J.A., 2003. Impact on indigenous species biodiversity caused by the globalisation of alien recreational freshwater fisheries. *Hydrobiologia* 500, 217–230.

- Carss, D.N., Parz-Gollner, R., Trauttmansdorff, J., 2012. The Intercafe Field Manual: research methods for cormorants, fishes, and the interaction between them. Intercafe Cost Action 635 Final Report II, pp. 92-93, ISBN 978-1-906698-08-9.
- Conklin, D.E., 1982. The role of macronutrients in the biosynthesis of the crustacean exoskeleton Second International Conference in Aquaculture Nutrition: Biochemical and Physiological Approaches to Shellfish Nutrition, Rehoboth Beach, DE, 146-165.
- Čašek, J., 2016. Zdroje sedimentu v nádrži. In: David, V., Davidová, T., (Eds.), Rybníky 2016: sborník příspěvků odborné konference konané 23. - 24. června, 2016, Praha: Česká společnost krajinných inženýrů, 139-144 s.
- Declerck, S., Louette, G., De Bie, T., De Meester, L., 2002. Patterns of diet overlap between populations of non-indigenous and native fishes in shallow ponds. *Journal of Fish Biology*, 61, 1182-1197.
- Dubravius, J., 1953. O rybnících: věnováno Antonímu Fuggerovi. Přeložila Vidmanová, A., Praha: Nakladatelství ČSAV. Sborník filologický. I, 56-72 s.
- Duras, J., Potužák, J., 2019. Kvalita vody v rybnících a legislativa- neradostné vyprávění [online]. Ekolist, [cit. 2021-01-28]. Dostupné z: <https://ekolist.cz/cz/publicistika/nazory-a-komentare/duras-potuzak-kvalita-vody-v-rybnicich-a-legislativa-neradostne-vypraveni>
- Duras, J., Potužák, J., 2016. Rybníky a xenobiotika. In: David, V., Davidová, T., (Eds.), Rybníky 2016: sborník příspěvků odborné konference konané 23. - 24. června 2016 na České zemědělské univerzitě v Praze. Praha: Česká společnost krajinných inženýrů, 89-100 s.
- Duras, J., Potužák, J., Marcel, M., 2015a. Rybníky a jakost vody. In: David, V., Davidová, T., (Eds.), Rybníky – naše dědictví i bohatství pro budoucnost: sborník příspěvků odborné konference konané 18. - 19. června, 2015 na Fakultě stavební ČVUT v Praze, Praha: Česká společnost krajinných inženýrů, 72-84 s.
- Duras, J., Potužák, J., Marcel, M., 2015b. Rybníky - producenti či příjemci znečištění? In: Urbánek, M., (Ed.), Sborník referátů 3. ročníku odborné konference konané v Českých Budějovicích 19. a 20. února 2015. České Budějovice: Rybářské sdružení České republiky, 67-68 s., ISBN 978-80-87699-04-1.
- Edwards, P., 2015. Aquaculture Environment Interactions: Past, Present and Likely Future Trends. *Aquaculture*. 447, 2-14.
- EUMOFA, 2018. The EU fish market. Directorate-General for Maritime Affairs and Fisheries of the European Commission. European Commission, pp. 14.
- FAO, 2011. Aquaculture development. 5. Use of wild fish as feed in aquaculture, Rome, pp. 2, ISSN 1020-5292.
- Flajšhans, M., Kocour, M., Ráb, P., Hulák, M., Bohlen-Šlechtová, V., Šlechta, V., Havelka, M., Kašpar, V., Linhart, O., 2013. Genetika a šlechtění ryb. 2., rozš. a upr. vyd. Vodňany: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, 181 s., ISBN 978-80-87437-48-3.
- Gómez, S., 2020 Aquaculture: Principles, history and current challenges on the road to sustainability [online]. Hydroheart, [cit. 2021-01-23]. Dostupné z: <https://hydroheart.org/2020/09/13/aquaculture-principles-history-and-current-challenges-on-the-road-to-sustainability/>
- Gozlan, R., St-Hilaire, S., Feist, S., Martin, P., Kent, L.M., 2005. Disease threat to European fish. *Nature* 435, 1046.
- Gozlan, R.E., Andreou, D., Asaeda, T., Beyer, K., Bouhadad, R., Burnard, D., Caiola, N., Cacic, P., Djikanovic, V., Esmaeili, H.R., Falka, I., Golicher, D., Harka, A., Jeney, G., Kováč, V., Musil, J., Nocita, A., Povz, M., Poulet, N., Virbickas, T., Wolter, C., Serhan Tarkan, A., Tricarico, E., Trichkova, T., Verreycken, H., Witkowski, A., Guang Zhang, C., Zweimueller, I., Britton, J., 2010. Pan-continental invasion of *Pseudorasbora parva*:

- towards a better understanding of freshwater fish invasions. *Fish and Fisheries*, 11, 315-340.
- Gui, J.F., Tang, Q., Li, Z., LIU, J., De Silva, S.S., 2018. *Aquaculture in China*. Hoboken: Wiley-Blackwell, pp. 1, ISBN 978-1119-120-742.
- Halačka, K., Lusková, V., Lusk, S., 2003. *Carassius „gibelio“* in fish communities of the Czech Republic *Ecohydrology & Hydrobiology* 3, 133-138.
- Hanel, L., Lusk, S., 2005. *Ryby a mihule České republiky: rozšíření a ochrana*, Vlašim: Český svaz ochránců přírody, 57-266 s., ISBN 80-86327-49-3.
- Hartman, P., Regenda, J., 2016. *Praktika v rybníkářství*. Vodňany: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, 13-260 s., ISBN 978-80-7514-009-8.
- Hartman, P., Regenda, J., Hamerník, J., 2016. Změny v produkci ryb v průběhu 20. století v ČR. In: David, V., Davidová, T., (Eds.), *Rybníky 2016: sborník příspěvků odborné konference konané 23. - 24. června, 2016 na České zemědělské univerzitě v Praze*. Praha: Česká společnost krajinných inženýrů, 58-68 s.
- Hartman, P., Bednářová, D., Mikl, R., 2012. *Management akvakultury*. Vodňany: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, 59-69 s., ISBN 978-80-87437-39-1.
- Hartvich, P., Másilko, J., Urbánek, M., Rost, M., Musil, M., Zrostlík, J., 2010. Sledování produkční účinnosti krmiv u dvouletého amura bílého (*Ctenopharyngodon idella*) v poloprovozních podmínkách. *Bulletin VÚRH Vodňany* 46(2), 5-13.
- Holden, A.V., 1972. The Effects of Pesticides on Life in Fresh Waters. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 180(1061), 383-394.
- Jurajda, P., 2018. Nepůvodní druhy ryb v ČR - vážný problém nebo přehnané obavy? In: Kopp, R., Grmela, J., (Eds.), *Sborník příspěvků z konference RYBIKON 2018: XVI. Rybářská a ichtyologická konference Brno 10. - 11. 10. 2018*, Brno: Mendelova univerzita v Brně, 47-49 s., ISBN 978-80-7509-572-5.
- Jurajda, P., Adámek, Z., 2016. Nepůvodní druhy ryb ve vodách ČR. Praha: Středisko společných činností AV ČR, 2-30 s., ISBN 978-80-200-2594-4.
- Kaushik, S.J., 1995. Nutrient requirements, supply and utilization in the context of carp culture. *Aquaculture* 129, 225-241.
- Kortan, J., Adámek Z., 2010. Determinace poranění ryb kormoránem velkým a ostatními rybožravými ptáky. České Budějovice: Jihočeská univerzita, Fakulta rybářství a ochrany vod, 7-13 s., ISBN 978-80-87437-02-5.
- Kortan, D., Adámek, Z., 2002. The occurrence of great cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis*) in the České Budějovice region. In: *Ekotrend, České Budějovice, Czech Republic*, pp. 21–26.
- Kortan, D., Adámek, Z., Polakova, S., 2007. Winter predation by otter (*Lutra lutra*) on carp pond systems in South Bohemia (Czech Republic). Praha: *Folia Zoologica* 56, 416-428.
- Kortan, J., Adamek, Z., Flajshans, M., Piackova, V., 2008. Indirect manifestation of cormorant *Phalacrocorax carbo* predation on pond fish stock. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 389, 345–349.
- Kozák, P., Ďuriš, Z., Petrušek, A., Buřič, M., Horká, I., Kouba, A., Kozubíková-Balcarová, E., Policar, T., 2013. *Biologie a chov raků*. Vodňany: Jihočeská univerzita, Fakulta rybářství a ochrany vod, 95 s., ISBN 978-80-87437-42-1.
- Kranz, A., 2000. Otters (*Lutra lutra*) increasing in Central Europe: from the threat of extinction to locally perceived overpopulation? *Mammalia* 64(4).
- Krása, J., Rosendorf, P., Hejzlar, J., Borovec, J., Dostál, T., David, V., Ansorge, L., Duras, J., Janotová, B., Bauer, M., Devátý, J., Strouhal, L., Vrána, K., Fiala, D., 2013. Hodnocení ohroženosti vodních nádrží sedimentem a eutrofizací podmíněnou erozí zemědělské půdy. Praha: ČVUT, 7-12 s., ISBN 978-80-01-05428-4.

- Křivánek, J., Němec, J., Kopp, J., 2012. Rybníky v České republice. Praha: Pro Consult, 9-18 s., ISBN 978-80-903482-9-5.
- Kvítek, T., 2020. Co všechno bychom měli vědět o zadržení vody v krajině a kvalitě vody? [online], Ekolist, [cit. 2021-02-12]. Dostupné z: <https://ekolist.cz/cz/publicistika/nazory-a-komentare/tomasn-kvitek-co-vsechno-bychom-meli-vedet-o-zadrzeni-vody-v-krajine-a-kvalite-vody>
- Lanszki, J., Körmendi, S., Hancz, C., Martin, T.G., 2001. Examination of some factors affecting selection of fish prey by otters *Lutra lutra* living by eutrophic fish ponds. *Journal of Zoology* 255, 97-103.
- Lee, D.J., Gordon, R.M., 2006. Economics of aquaculture and invasive aquatic species – an overview. *Aquaculture Economics & Management* 10(2), 83–96.
- Lucas, J.S., Southgate, P.C., Tucker, C.S., 2019. *Aquaculture: farming aquatic animals and plants*. Third edition. Hoboken: Wiley Blackwell, pp. 1-93, ISBN 978-1-119-23086-1.
- Lusk S., Lusková V., Hanel L., 2011. Černý seznam nepůvodních invazivních druhů ryb České republiky. *Biodiverzita ichtyofauny ČR* 8, 79-97.
- Lusk, S., Lusková, V., Hanel, L., 2010. Alien fish species in the Czech Republic and their impact on the native fish fauna, *Folia Zoologica* 59(1), 57-72.
- Lusk, S., Lusková, V., Halačka, K., 1998. Karas stříbrný - 25 let od jeho přirozené introdukce. In: Mikešová, J., (Ed.), *Sborník referátů z 3. české ichtyologické konference*. Vodňany 6. - 7. května 1998. Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický Jihočeské univerzity, 135-138 s., ISBN 80-85887-20-7.
- Lusk, S., Vostradovský, J., Baruš, V., 1992. *Ryby v našich vodách*. 2., dopl. vyd., Praha: Academia, *Živou přírodou*, 248 s., ISBN 80-200-0231-6 .
- Maekawa, K., Iguchi, K., Katano, O., 1996. Reproductive success in male Japanese minnows, *Pseudorasbora parva*: observations under experimental conditions. *Ichthyological Research* 43, 257-266.
- Máchová, J., Faina, R., Mráz, J., Picková, J., Valentová, O., Beránková, P., Sudová, E., Svobodová, Z., 2010. Vliv intenzity rybářského hospodaření na kvalitu vody v rybnících a kvalitu masa ryb. *Bulletin VÚRH Vodňany* 46, 19-30.
- Marquiss, M., Carss, D. N., 1994. *Avian Piscivores: Basis for Policy*. Bristol: National Rivers Authority, R&D Project 461.
- Martínez-Abraín, A., Marí-Mena, N., Vizcaino, A., Vierna, J., Veloy, C., Amboage, M., Guitián-Caamaño, A., Key, Ch., Vila, M., 2020. Determinants of Eurasian otter *Lutra lutra* diet in a seasonally changing reservoir. *Hydrobiologia* 847.
- Mlíkovský, J., Stýblo, P., 2006. Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky. In: Mlíkovský, J., Stýblo, P., (Eds.), *Praha: Český svaz ochránců přírody*, 368-392 s., ISBN 80-86770-14-6 .
- Molle, F., Wester, P., Hirsch, P., 2010. River basin closure: Processes, implications and responses. *Agricultural Water Management* 97, 569-577.
- Movčan, Y.V., Kozlov, V.I., 1978. Morfologičeskaja charakteristika i nekotoryje čerty ekologii amurskogo čebačka (*Pseudorasbora parva*; Schlegel) v vodojemach Ukrainy. - *Gidrobiol. Žurn.* 14, 42-48.
- Musil, P., Musilová, Z., 2008. Cormorants on commercial fishponds in the Czech Republic: population development, migration, feeding ecology. In: Marzano, M., Carss, D.N., (Eds.), *Management practices in a complex habitat mosaic and at local, regional and national levels: Intercafe meeting report*, Jindřichův Hradec, South Bohemia, April 11. - 13. 2008, NERC Centre for Ecology & Hydrology, pp. 5-9.
- Musil, M., Adánek, Z., 2007. Piscivorous fishes diet dominated by the Asian cyprinid invader, topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva*. *Biologia* 62, 488-490.
- Musil, M., Novotná, K., Potužák, J., Hůda, J., Pechar L., 2014. Impact of topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*) on production of common carp *Cyprinus carpio* - question of natural food structure. *Biologia* 69 (12), 1757-1769.

- MZe. Návrh víceletého národního strategického plánu pro akvakulturu na roky 2021-2030, 2020 [online], Dostupné na: <https://docplayer.cz/202016445-Vicelety-narodni-strategicky-plan-pro-akvakulturu.html>
- Nagata, T., Jin-Yong, H., Takayuki, H., 2005. The Predation Impact of Larval *Pseudorasbora parva* (Cyprinidae) on Zooplankton: a Mesocosm Experiment. *Journal of Freshwater Ecology* 20, 757-763.
- Nash, C.E., 2011. *The History of Aquaculture*, Ames (Iowa): Wiley-Blackwell, pp. 11-45, ISBN 978-0-8138-2163-4.
- National Research Council, 2003. *Bioavailability of contaminants in soils and sediments: processes, tools and applications*, Washington D.C.: The national academies press, pp.8, ISBN 0-309-08625-6.
- Nebeský, V., Polícar, T., Blecha, M., Křišťan, J., Svačina, P., 2016. Trends in import and export of fishery products in the Czech Republic during 2010-2015. *Aquacult. Int.* 24, 1657-1668.
- Novický, O., Vyskoč, P., Vizina, A., Kašpárek, L., Pícek, J., 2008. Klimatická změna a vodní zdroje v povodí Vltavy. Praha: Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka, 5-7 s., ISBN 978-80-85900-79-8.
- Oberle, M., Másilko, J., Wedekind, H., 2019. Observation of parasitic behaviour of an invasive neozootic fish species, the topmouth gudgeon, *Pseudorasbora parva* (Actinopterygii: Cypriniformes: Cyprinidae), on other cyprinid fishes. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 49, 171-176.
- Palíková, M., Piačková, V., Navrátil, S., Zuzková, E., Papežiková, I., Kolářová, J., Pojezdal, Ľ., Dyková, I., Scholz, T., Gelnar, M., Svobodová, Z., Řehulová, E., Mareš, J., Modrá, H., Blažek, R., Veselý, T., 2019. *Nemoci a chorobné stavy ryb*. Vodňany: Jihočeská univerzita, Fakulta rybářství a ochrany vod, 13-270 s., ISBN 978-80-7514-085-2.
- Pechar, L., 2015. Století eutrofizace rybníků – synergický efekt zvyšování zátěže živinami (fosforem a dusíkem) a nárůstu rybích obsádek [online]. *ENKI*, [cit. 2021-01-24], Dostupné z: <https://www.enki.cz/cs/publikace/ke-stazeni/item/135-stoleti-eutrofizace-rybniku?highlight=WyJwZWNoYXliXQ>
- Pechar, L., Baxa, M., 2016. Vztah rybářského hospodaření a fungování rybníční biocenózy [online]. *Fórum ochrany přírody*, [cit. 2021-01-24], Dostupné z: <http://www.casopis.forumochranyprirody.cz/magazin/analyzy-komentare/vztah-rybarskeho-hospodareni-a-fungovani-rybnicni-biocenozy>
- Perdikaris, C., Ergolavou, A., Gouva, E., Nathanailides, C., Chantzaropoulos, A., Paschos I., 2012. *Carassius gibelio* in Greece: the dominant naturalised invader of freshwaters. *Rev Fish Biol Fisheries* 22, 17–27.
- Pergl, J., Dušek, J., Hošek, M., Knapp, M., Simon, O., Berchová, K., Bogdan, V., Černá, M., Poláková, S., Musil, J., Sádlo, J., Svobodová, J., 2016. *Metodika mapování a monitoringu invazních (vybraných nepůvodních) druhů*, 42 s.
- Perry, Ch., Steduto, P., Allen, R.G., Burt, Ch.M., 2009. Increasing productivity in irrigated agriculture: Agronomic constraints and hydrological realities. *Agricultural Water Management* 96, 1517-1524.
- Piačková, V., Flajšhans, M., Pokorová, D., Reschová, S., Gela, D., Čížek, A., Veselý, T., 2013. Sensitivity of common carp, *Cyprinus carpio*., strains and crossbreeds reared in the Czech Republic to infection by cyprinid herpesvirus 3 (CyHV-3 ; KHV). *J Fish Dis.* 36, 75-80.
- Pillay, T.V.R., KUTTY, M.N., 2005. *Aquaculture principles and practices*. 2nd ed. Oxford: Blackwell Publishing, pp. 8-13, ISBN 1-4051-0532-1.
- Pinder, A.C., Gozlan, R., Britton, R., 2005. Dispersal of the invasive topmouth gudgeon, *Pseudorasbora parva* in the UK: A vector for an emergent infectious disease. *Fisheries Management and Ecology* 12, 411-414.

- Pokorný, J., Zykmut, A., 2013. Nedocenená úloha rybníků v krajině. In: Urbánek, M., (Ed.), Sborník referátů konference chov ryb a kvalita vody II: konané v Českých Budějovicích 21 a 22. února 2013, České Budějovice: Rybářské sdružení České republiky, ISBN 978-80-87699-02-7, 31 s.
- Pokorný, J., Pechar, L., Baxa, M., 2015. Zadržení vody a živin v krajině - Přirozená funkce a podstata ekosystémových služeb rybníků. In: David, V., Davidová, T., (Eds.), Rybníky - naše dědictví i bohatství pro budoucnost: sborník příspěvků odborné konference konané 18. - 19. června, 2015 na Fakultě stavební ČVUT v Praze. Praha: Česká společnost krajinných inženýrů, 50-58 s.
- Poledník, L., Poledníková, K., Hlaváč, V., 2007. Program péče o vydrů říční. Péče o přírodu a krajinu. 6-8 s.
- Potužák, J., Duras, J., 2015. Retence živin v rybnících jako účinný nástroj pro zlepšení kvality vody v povodí. In: David, V., Davidová, T., (Eds.), Rybníky – naše dědictví i bohatství pro budoucnost: sborník příspěvků odborné konference konané 18. - 19. června, 2015 na Fakultě stavební ČVUT v Praze, Praha: Česká společnost krajinných inženýrů, 63-69 s.
- Potužák, J., Duras, J., 2013. Vliv struktury planktonu na efektivitu rybí produkce v eutrofních a hypertrofních rybnících. In: Urbánek, M., (Ed.), Sborník referátů konference chov ryb a kvalita vody II: konané v Českých Budějovicích 21. a 22. února 2013, České Budějovice: Rybářské sdružení České republiky, 43 s., ISBN 978-80-87699-02-7.
- Potužák, J., Duras, J., Kröpfelová, L., 2015. Rybníční sediment - kam s ním? In: Urbánek, M., (Ed.), Sborník referátů 3. ročníku odborné konference: konané v Českých Budějovicích 19. a 20. února 2015. České Budějovice: Rybářské sdružení České republiky, 67-71 s., ISBN 978-80-87699-04-1.
- Przybył, A., Mazurkiewicz, J., 2004. Nutritive value of cereals in feeds for common carp (*Cyprinus carpio* L.). Czech Journal of Animal Science 49, 307-314.
- Richardson M.J., Whoriskey F.G., Roy L.H., 1995. Turbidity generation and biological impacts of an exotic fish *Carassius auratus*, introduced into shallow seasonally anoxic ponds. - Journal of Fish Biology 47, 576-585.
- Rothwell, R.G., 2006. New Techniques in Sediment Core Analysis. London: The Geological Society, pp. 12-71, ISBN 78-1-86239-210-6.
- Rutkayová, J., Benešová, K., Petrášková, E., Urbánková, D., 2015. Analýza povodňových událostí let 1997-2013. In: Urbánek, Martin (Ed.), Sborník referátů 3. ročníku odborné konference: konané v Českých Budějovicích 19. a 20. února 2015. České Budějovice: Rybářské sdružení České republiky, 19-26 s., ISBN 978-80-87699-04-1.
- Seymour, M., Räsänen, K., Holderegger, R., Kristjánsson, B., 2013. Connectivity in a pond system influences migration and genetic structure in threespine stickleback. Ecology and evolution 3, 492-502.
- Scharenberg, W., 1991. Cormorants *Phalacrocorax carbo* as bioindicators for polychlorinated biphenyls. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 21(4), 536-540.
- Situační a výhledová zpráva, 2020. Praha: Ministerstvo zemědělství ČR, 1 s., ISBN 978-80-7434-582-1.
- Smartt, J., 2007. A possible genetic basis for species replacement: preliminary results of interspecific hybridisation between native crucian carp *Carassius carassius* and introduced goldfish *Carassius auratus*, Aquatic Invasions 2, 1 59-62.
- Søndergaard, M., Jeppesen, E., Mortensen, E., Dall, E., Kristensen, P., Sortkjær, O., 1990. Phytoplankton biomass reduction after planktivorous fish reduction in a shallow, eutrophic lake: a combined effect of reduced internal P-loading and increased zooplankton grazing. Hydrobiologia 200-201(1), 229-240.
- Stoate, C., Boatman, N.D., Borrlaho, R.J., Rio Carvalho, C., De Snoo, G.D., Eden, P., 2001. Ecological impacts of arable intensification in Europe. J. Environ. Manage. 63(4), 337-365.

- Sukop, I., 2006. Ekologie vodního prostředí. Brno: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, 199 s., ISBN 80-7157-923-8.
- Sunardi, A.T., Manatunge, J., 2007. Physiological responses of topmouth gudgeon, *Pseudorasbora parva*, to predator cues and variation of current velocity. *Aquat. Ecol.* 41, 111-118.
- Šebela, M., Wohlgemuth, E., 1984. Některá pozorování *Pseudorasbora parva* (Pisces, Cyprinidae) v chovu. *Čas. Mor. Muzea, Brno, vědy přír.* 69, 187-194.
- Šorf, M., Zemanová, J., Vrba, J., Regenda, J., Musil, M., 2020. Struktura zooplanktonu dnešních rybníků. In: Holubová, M., Blabolil, P., (Eds.), Sborník abstraktů z XVII. České rybářské a ichtyologické konference, České Budějovice, Biologické Centrum AV ČR, v.v.i., 15 s., ISBN 978-80-86668-65-9.
- Šusta, J., 1997. Výživa kapra a jeho družiny rybníčné: nové základy rybochovu rybníčního. Třeboň, *Carpio*, 96-193 s., ISBN 80-901945-2-4.
- Šusta, J., 1995. Pět století rybníčního hospodářství v Třeboni: Příspěvky k dějinám chovu ryb se zvláštním zřetelem na přítomnost. Původní vydání: Štětín 1898. Třeboň, *Carpio*, 96-192 s., ISBN 80-901945-1-6.
- Švarc, O., 2015. Poruchy a havárie rybníků při povodni v červnu 2013 a příklady oprav či nápravných opatření. In: David, V., Davidová, T., (Eds.). Rybníky – naše dědictví i bohatství pro budoucnost: sborník příspěvků odborné konference konané 18. - 19. června, 2015 na Fakultě stavební ČVUT v Praze. Praha: Česká společnost krajinných inženýrů, 185-196 s.
- Takamaru, N., Jin-Yong, H., Takayuki, H., 2005. The Predation Impact of Larval *Pseudorasbora parva* (Cyprinidae) on Zooplankton: a Mesocosm Experiment, *Journal of Freshwater Ecology* 20 (4), 757-763
- Tomášková, L., 2009. Zákon č. 115/2000 Sb. - nástroj k odstraňování konfliktů mezi ochranou přírody a hospodařícími subjekty. Praha: Ochrana přírody, Ročník 65. Číslo 6, 11-12 s., ISSN 1210-258X.
- Turkowski, K., Lirski A., 2011. Non-productive functions of fish ponds and their possible economic evaluation. In: Lirski, A., Pyć, A., (Eds.), *Carp Culture in Europe. Current Status, Problems, Perspective*, IRŚ Olsztyn (Poland), pp. 25–42, ISBN 978-83-60111-57-4.
- United Nations, 2019. Department of Economic and Social Affairs, Population Division. *World Population Prospect: Highlights*, New York, pp. 1., ISBN 978-92-1-148316-1.
- van der Veer, G., Nentwig, W., 2015. Environmental and economic impact assessment of alien and invasive fish species in Europe using the generic impact scoring system. *Ecol. Fresh Fish* 24, 646-656.
- Vrba, J., Benedová, Z., Jezberová, J., Matoušů, A., Musil, M., Nedoma, J., Pechar, L., Potužák, J., Řeháková, K., Šimek, K., Šorf, M., Zemanová, J., 2018. Nevstoupíš dvakrát do téhož rybníka aneb vývoj rybníčních ekosystémů od Šusty k hypertrofii. In: David, V., Davidová, T., (Eds.), *Rybníky 2018: sborník příspěvků odborné konference konané 14. - 15. června, 2018 na Českém vysokém učerní technickém v Praze*. Praha: České vysoké učení technické v Praze, 6-9 s.
- Vyhláška č. 590/2002 Sb., Vyhláška o technických požadavcích pro vodní díla.
- Welcomme, R.L., 1988. International introductions of inland aquatic species, *FAO Fish. Tech. Pap.* 294.
- Wolfram-Wais, A., Wolfram, G., Auer, B., Mikschi, E., Hain, A., 1999. Feeding habits of two introduced fish species *Lepomis gibbosus*, *Pseudorasbora parva* in Neusiedler See (Austria), with special reference to chironomid larvae (Diptera: Chironomidae). *Hydrobiologia*. 408. 123-129.
- Xie, S., Cui, Y., Zhang, T., Li, Z., 2000. Seasonal patterns in feeding ecology of three small fishes in the Biandantang Lake, China. *Journal of Fish Biology*, 57(4), 867–880.

- Záhorská, E., Kováč, V., Katina, S., 2010. Age and growth in a newly-established invasive population of topmouth gudgeon. *cent.eur.j .biol.* 5, 256-261.
- Záhorská, E., Kováč, V., Švolíková, K., Kapusta, A., 2014. Reproductive parameters of topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva* from a heated Lake Licheaskie (Poland). *Central European Journal of Biology* 9.
- Zákon č. 114/1992 Sb., Zákon o ochraně přírody a krajiny
- Zákon č. 254/2001 Sb., Zákon o vodách a o změně některých zákonů (vodní zákon)
- Zákon č. 99/2004 Sb., Zákon o rybářství, výkonu rybářského práva, rybářské strážní, ochraně mořských rybolovných zdrojů a o změně některých zákonů (zákon o rybářství)

Internetové zdroje:

Online zdroj: <http://www.cz-ryby.cz/produkce-ryb/produkce-a-trh-ryb>

9. PŘÍLOHY



Obr. č. 1: Rybník Buchhamer (foto Bořek Drozd)



Obr. č. 2: Rybník Šamonický dolní (foto Bořek Drozd)



Obr. č. 3: Rybník Prostřední Koupě (foto Bořek Drozd)



Obr. č. 4: Rybník Lusk (foto Bořek Drozd)



Obr. č. 5: Rybník Horní Sirotčí (foto Bořek Drozd)



Obr. č. 6: Rybník Dolní Sirotčí (foto Bořek Drozd)



Obr. č. 7: Pravidelný odlov kaprů pomocí vrhací sítě (foto Bořek Drozd)



Obr. č. 8: Pravidelný monitoring růstu nasazených kaprů (foto Bořek Drozd)



Obr. č. 9: Nainstalovaná podložní síť v odpadní stoce rybníka, sloužící k lovu unikající střevličky východní (foto Bořek Drozd)



Obr. č. 10: Čištění zachycené střevličky od nečistot (foto Bořek Drozd)



Obr. č. 11: Vylovená biomasa střevličky východní na rybníce Lusk (foto Bořek Drozd)



Obr. č. 12: Průběžné a výlovové vzorky určené k laboratornímu zpracování (foto autor)



Obr. č. 13: Osušení jedné věkové kohorty stěvličky východní (foto autor)



Obr. č. 14: Morfometricko-gravimetrická analýza stěvliček z odebraných vzorků (foto autor)

10. ABSTRAKT

Vliv přítomnosti či absence střevličky východní (*Pseudorasbora parva*) na produkci ryb a kvalitu vody v rybnících firmy Blatenská ryba

Střevlička východní *Pseudorasbora parva* (Temminck & Schlegel, 1846) je drobná kaprovitá ryba původem z východní Asie. Na mnoha tuzemských a zahraničních rybníčních soustavách její přítomnost způsobuje řadu ekonomických škod. Cílem bakalářské práce bylo posoudit vliv střevličky východní na produkci ryb a kvalitu vody v rybnících firmy Blatenská ryba. Experiment byl realizován na šesti předem vybraných rybnících. Tři rybníky měly funkci kontroly, kam byla nasazena zadržovaná násada kapra a byla přijata nezbytná opatření za účelem vyloučit přítomnost jakýchkoli jiných druhů. Další tři rybníky byly osazeny zadržovanou násadou kapra, avšak k nim bylo dosazeno známé množství střevliček východních. V období od března do září probíhalo pravidelné odbírání vzorků vody, zooplanktonu, zoobentosu, měření fyzikálně-chemických parametrů vody, vzorkování střevliček a u odlovených kaprů provedení morfometricko-gravimetrických analýz. Od konce září do 1. poloviny října proběhly výlovy všech rybníků, při kterých byla zjištěna výsledná biomasa vylovených ryb, spolu s tělesnou kondicí a zdravotním stavem kaprů. Při porovnání zjištěných hodnot mezi oběma skupinami rybníků, byl zjištěn negativní vliv střevličky na kvalitu vody a rybníční produkci. Vliv střevličky na kvalitu vody se ukázal jako nepřímý, a to v důsledku eliminace hrubého zooplanktonu. Nedostupnost zooplanktonu způsobila potravní přeorientování kaprů na zoobentos, při jehož vyhledávání silně rozrývali dno. Uvolňovaný fosfor a nepřítomnost zooplanktonu vedla k zhoršení kvality vody. Rovněž přítomnost střevličky vykazovala nepříznivý vliv na rybníční produkci a zdravotní stav kapřích obsádek. Produkce v rybnících se střevličkou byla v průměru o 70 % nižší ve srovnání s kontrolou. Navíc u 29 % kaprů, kteří byly v rybnících se střevličkou, bylo zjištěno poškození povrchu těla v důsledku tzv. fakultativního parazitismu. Výsledky ukazují, že je nezbytné přijímat účinná opatření pro potlačení výskytu střevličky východní v produkčních chovech pro zajištění lepších hospodářských výsledků a stability rybníčního prostředí.

Klíčová slova: hrozby rybníkářství, biologické invaze, kvalita vody, střevlička východní, rybníční produkce, fakultativní parazitismus

11. ABSTRACT

Effect of presence or absence of the topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*) on pond production and water quality in ponds of Blatenská ryba company

Topmouth gudgeon (further TG) *Pseudorasbora parva* (Temminck & Schlegel, 1846) is a small cyprinid naturally occurring in East Asia. TG causes a lot of economic loss on the pond culture worldwide including Czech Republic. The aim of the present B.Sc. thesis was to assess an effect of TG on fish production and water quality in the ponds of the Blatenská ryba company. The experiment was performed in six ponds. Three of them had a control function where two-years common carp was stocked and necessary preventive measures were taken to rule out presence of any pest species. The other three ponds were also stocked by carp, but TG was stocked as well. Water, zooplankton, zoobenthos samples collecting, water properties measurements, topmouth gudgeon sampling and morphometric-gravimetric analyses of caught carp were performed on monthly basis from March to September. From the end of September to the the first half of October all six ponds were harvested, when the overall final fish biomass, health and physical (TL, SL, W, Fulton) condition of the cultured carp were monitored. A remarkable negative influence of TG upon water quality and pond production parameters were found. The impact of TG on water quality is believed to be indirect, due to mass elimination of big size zooplankton species (*Daphnia* sp.). Zooplankton unavailability caused the carp's foraging shift to zoobenthos, and afterwards carp bioturbation activity when carp digged in the pond ground. This activity resulted in intensive phosphorus releasing from the sediment to the water column which in combination with zooplankton absence led to water quality worsening. Moreover, TG presence also had a negative impact on pond production parameters and the health status of the carp stock. Production in ponds with TG was on average 70 % lower compared to the control group. In addition, 29 % of carp suffered from tissue lesions as a consequence of facultative parasitism of TG. The conclusions of the thesis clearly proved that it is necessary to take effective measures to control TG occurrence in pond aquaculture to ensure better economic results and stability of the pond environment.

Key words: pond culture threats, biological invasions, water quality, topmouth gudgeon, pond production, facultative parasitism