

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

Diplomová práce

**Potravní zdroje plůdku reofilních ryb v rybnících s  
instalovanými světelnými a barevnými atraktanty  
hmyzu**

**Autor:** Bc. Lenka KAJGROVÁ

**Vedoucí diplomové práce:** doc. RNDr. Zdeněk ADÁMEK, CSc.

**Konzultant diplomové práce:** Ing. Ján REGENDA, Ph.D.

**Studijní program a obor:** Zemědělská specializace, Rybnářství a  
ochrana

**Forma studia:** Prezenční

**Ročník:** 2.

České Budějovice, 2020

### **Prohlášení**

Prohlašuji, že svoji diplomovou práci na téma „Potravní zdroje plůdku reofilních ryb v rybnících s instalovanými světelnými a barevnými lapači hmyzu“ jsem vypracovala samostatně, pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury. Dále prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění, souhlasím se zveřejněním své diplomové práce, a to v nezkrácené podobě. Zveřejnění probíhá elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby touto cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledcích obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích dne 18. 5. 2020

---

Podpis studenta

## **Poděkování**

Velké díky patří vedoucímu práce panu doc. RNDr. Zdeňku Adámkovi, CSc. za cenné rady a připomínky, metodické vedení, profesionální přístup, a především za trpělivost a ochotu při vypracování této diplomové práce, ale i bakalářské práce. Dále bych chtěla poděkovat konzultantovi panu Ing. Jánovi Regendovi, Ph.D. za asistenci při terénních pracích a cenné rady v průběhu řešení. Mé poděkování patří i prof. Dr. Ing. Janu Marešovi z Mendelovy univerzity v Brně za biochemické analýzy vzorků ryb a Evě Švancarové a Davidu Cahovi z Přírodovědecké fakulty MU v Brně za zásadní podíl a pomoc při determinaci vzorků suchozemského hmyzu z kontrolních lapačů. V neposlední řadě děkuji i kolegům z Ökologische Station BAW Gebharts za pomoc při terénních pracích na Schlossfischerei Schönaau bei Litschau a za poskytnutí nezbytných informací ke zpracování této práce.

# JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH

Fakulta rybářství a ochrany vod

Akademický rok: 2018/2019

## ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

(projektu, uměleckého díla, uměleckého výkonu)

Jméno a příjmení:	Bc. Lenka KAJGROVÁ
Osobní číslo:	V18N007P
Studijní program:	N4106 Zemědělská specializace
Studijní obor:	Rybářství a ochrana vod
Téma práce:	Potravní zdroje plůdku reofilních ryb v rybnících s instalovanými světelnými a barevnými atraktanty hmyzu
Zadávací katedra:	Ústav akvakultury a ochrany vod

### Zásady pro vypracování

Cílem práce bude vyhodnocení potravní základny (zooplanktonu, zoobentosu a náletového hmyzu) v chovu ročka jelce jesena a jelce tloušť. Specifikou studie bude využití atraktantů (žluté desky) a podvodních světelných zdrojů jako doplňku výživy chovaných ryb. Tento přístup představuje ekologicky vhodný i ekonomicky výhodný přístup ke zlepšení výsledků odchovu reofilních ryb schopných přijímat suchozemský hmyz (pstruh, lipan, tloušť, bolen). V práci bude provedeno vyhodnocení a porovnání dostupné potravní základny v rybnících s instalovanými atraktanty s kontrolními rybníky. Součástí práce bude i vyhodnocení růstových a produkčních ukazatelů odchovávaných ryb.

Experimentální odchov bude probíhat na zemních rybnících v areálu pokusnictví FROV a Schlossfischerei Schöna u bei Litschau (Rakousko). Při pravidelných měsíčních odběrech bude monitorováno kvalitativní a kvantitativní složení zooplanktonu, zoobentosu a suchozemského hmyzu, zachyceného atraktanty a v kontrole. Zooplankton bude odebírán tahem planktonní sítky a zoobentos Ekmanovým drapákem. Suchozemský hmyz bude získáván instalací atraktantů po specifikovaný časový úsek dne (barevné atraktanty) nebo noci (světelné atraktanty). Výsledky budou zpracovány s ohledem na dosažené produkční výsledky (přežití, přírůstek, kondice) odchovaného dvouročka a vyhodnoceny s použitím základních statistických metod.

Rozsah pracovní zprávy:	50-70 stran textu
Rozsah grafických prací:	dle potřeby (do 10 stran)
Forma zpracování diplomové práce:	tištěná

#### Seznam doporučené literatury:

- Erhard S., Kratochvíl H., Lödl M., 1993: Yellow traps as an aid in fish farming. *Aquaculture and Fisheries Management*, 24: 129 – 131
- Dulíř Z., Hlaváč D., Anton-Pardo M., Adámek Z., 2015: Sustainable measures for improvement of rheophilic fish production – preliminary results with chub (*Squalius cephalus*) pond culture. In: *Water Fish*, Belgrade: 78-81.
- Adámek Z., Vostradovský J., Dubský K., Nováček J., Hartvích P., 1995: *Rybářství ve volných vodách*. Victoria Publishing Praha, 205 s.
- Randák T., Slavík O., Kubečka J., Adámek Z., Horký P., Turek J., Vostradovský J., Hladík M., Peterka J., Musil J., Prchalová M., Jůza T., Kratochvíl M., Boukal D., Vašek M., Andreji J., Dvořák P., 2013. *Rybářství ve volných vodách*. FROV JU, Vodňany, 371 s.
- Sanzone, D.M., Meyer, J.L., Marti, E., Gardiner, E.P., Tank, J.L., Grimm, N.B. (2003): Carbon and nitrogen transfer from a desert stream to riparian predators. *Oecologia* 134: 238-250.

Vedoucí diplomové práce:	doc. RNDr. Zdeněk Adámek, CSc. Ústav akvakultury a ochrany vod
Konzultant diplomové práce:	Ing. Ján Regenda, Ph.D. Ústav akvakultury a ochrany vod

Datum zadání diplomové práce: 11. ledna 2019  
Termín odevzdání diplomové práce: 4. května 2020

V Českých Budějovicích dne 25. února 2019

  
prof. Ing. Pavel Kozák, Ph.D.  
děkan

JIHOČESKÁ UNIVERZITA  
V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH  
KAROLININÁŘSTVÍ A ŠCHRANKY 100  
Zářeč 729/II  
339 25 Vodňany (2)

  
doc. Ing. Jan Mráz, Ph.D.  
ředitel

# OBSAH

1. ÚVOD .....	8
2. LITERÁRNÍ PŘEHLED .....	8
1. Systematické zařazení a charakteristika zkoumaných druhů – jelec tloušť a jelec jesen..	9
2.1.1. Jelec tloušť a jeho charakteristika .....	9
2.1.2. Jelec jesen a jeho charakteristika .....	10
2.1.3. Produkce násadového materiálu jelce tlouště a jelce jesena .....	11
2.2. Společenstvo zooplanktonu lentického systému .....	12
2.3. Společenstvo zoobentosu lentického systému.....	14
2.4. Hmyz a jeho význam v potravě ryb .....	16
3. MATERIÁL A METODIKA .....	19
3.1. Lokality .....	19
3.2. Popis lokalit a design experimentálního chovu.....	19
3.2.1. Odchov násady tlouště s využitím ponořených světel.....	19
3.2.2. Odchov násady zlatého jesena s využitím žlutých desek a ponořených světel ...	20
3.3. Monitoring základních parametrů vodního prostředí a rybníční fauny.....	22
3.3.1. <i>In situ</i> monitoring fyzikálně – chemických parametrů vodního prostředí .....	22
3.3.2. Odběr a zpracování vzorků zooplanktonu.....	22
3.3.3. Odběr a zpracování vzorků zoobentosu .....	25
3.3.4. Monitoring náletového hmyzu .....	26
3.3.5. Monitoring ryb .....	29
3.4. Statistické zpracování dat.....	29
4. VÝSLEDKY .....	30
4.1. Chov násady tlouště s použitím ponořených světel jako atraktantů hmyzu (ČR).....	30
4.1.1. Fyzikálně chemické parametry prostředí .....	30
4.1.2. Zooplankton .....	32
4.1.3. Zoobentos.....	36
4.1.4. Náletový hmyz .....	39
4.1.5. Rybí obsádka.....	40
4.2. Chov násady jesena s použitím ponořených světel a žlutých desek jako atraktantů hmyzu (Rakousko) .....	44
4.2.1. Fyzikálně chemické parametry prostředí .....	44
4.2.2. Zooplankton .....	46
4.2.3. Náletový hmyz .....	48
4.2.4. Rybí obsádka.....	49
5. DISKUZE.....	52
6. ZÁVĚR .....	58

7.	POUŽITÁ LITERATURA.....	59
8.	ABSTRAKT.....	69
9.	ABSTRACT.....	70

# 1. ÚVOD

Chov reofilních druhů ryb, jako je například jelec tloušť (*Squalius cephalus*), je v současnosti významným objektem sladkovodní akvakultury jak z hlediska potřeb zarybňování, tak jako objekt chovu pro okrasné účely, jako například zlatá forma jelce jesena (*Leuciscus idus* aber. *orfus*). Přestože tloušť ani jesen nejsou předmětem zvláštních ekonomických zájmů, jejich význam spočívá především v úloze, kterou hrají v ekologii tekoucích vod a rekreačním rybolovu. Proto jsou pravidelnou a nedílnou součástí zarybňovacích plánů mnoha rybářských revírů a odchov násad má tudíž velký význam pro jejich management. Produkce jejich násad je založena na rybničním chovu, založeném na příkrmování (Randák a kol., 2015). Tyto technologie jsou nepochybně adekvátně propracovány s cílem dosáhnout maximální produkční efekt, stále však zůstává jistý prostor pro zlepšení jejich efektivity. Pro produkci násad reofilních ryb je velmi důležitá i přirozená potrava, která je velmi často v intenzivním chovu v nedostatku. Tento fakt potom vede k produkci méně kvalitní násady. Pro většinu reofilních druhů ryb je náletový hmyz velmi důležitý potravní zdroj, který může významně přispět ke zlepšení produkčních výsledků včetně kondice odchovávaných násad reofilních druhů ryb, pro které je hmyz nedílnou a důležitou součástí jejich výživy v přirozených podmínkách (Sanzone a kol., 2003). Vzhledem k vysokému obsahu nutričních látek je hmyz považován za vhodný doplněk potravy, zejména za účelem chovu násad. Možnosti zlepšení tedy spočívají především ve zvýšeném využití těchto přirozených, a tedy i levných, a vysoce účinných potravních zdrojů, což vede nejen k ekonomickým úsporám, ale především ke zvýšené kvalitě a adaptabilitě násad na podmínky přírodního prostředí. Tyto přednosti jsou dlouhodobě nejen zmiňovány, ale i využívány v chovu lososovitých ryb (Adámek a kol., 1995).

Cílem práce bylo zhodnocení potravní základny (zooplanktonu, zoobentosu a náletového hmyzu) v chovu ročka jelce jesena (*Leuciscus idus*) a jelce tlouště (*Squalius cephalus*) a produkčních výsledků v rybničních podmínkách. S ohledem na dostupnost pokusných ryb v dostatečných počtech byl k pokusným chovům využit roček obou druhů ryb (Je1 a T11), jednalo se tedy ve skutečnosti o chov dvouleté násady. Specifikou studie bylo využití atraktantů hmyzu (žlutých desek a podvodních světelných zdrojů) jako doplňku výživy chovaných ryb.



## 2. LITERÁRNÍ PŘEHLED

### 1. Systematické zařazení a charakteristika zkoumaných druhů – jelec tloušť a jelec jesen

Třída – Ryby (Osteichthyes)

Nadřád – Kostnatí (Teleostei)

Řád – Máloostní (Cypriniformes)

Podřád – Kaprovci (Cyprinoidei)

Čeleď – Kaprovití (Cyprinidae)

Rod – Jelec (*Squalius*)

Druh – Jelec tloušť (*Squalius cephalus*)

Rod – Jelec (*Leuciscus*)

Druh – Jelec jesen (*Leuciscus idus*)

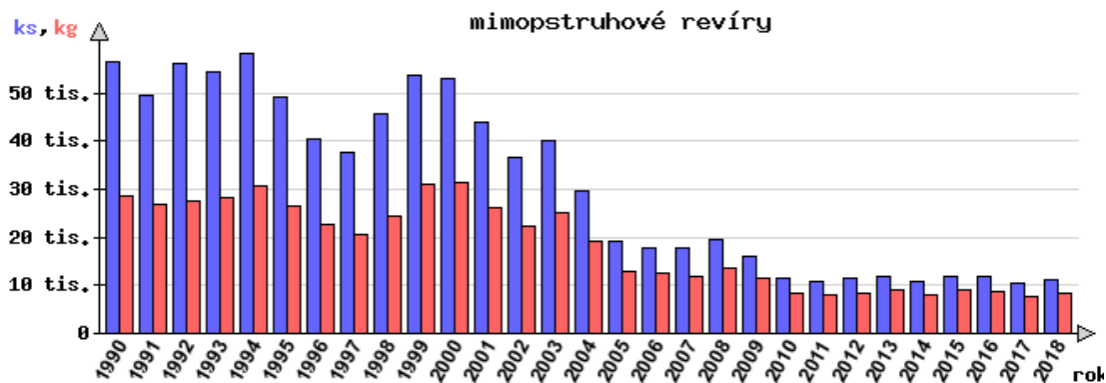
#### 2.1.1. Jelec tloušť a jeho charakteristika

Jelec tloušť je původní a typickou rybou našich řek s širokou ekologickou valencí (Lusk a kol., 1992). Vyskytuje se v potocích a řekách mimopstruhového charakteru, ale je schopen proniknout i do pstruhového pásma (Reiser, 1996). Lze ho nalézt i v přehradních nádržích a průtočných rybnících.

Tento druh běžně dorůstá do 30 cm a 0,75 kg (Hanel a Lusk, 2005), avšak horní hranice jeho růstového potenciálu se pohybuje okolo 60 cm a hmotnosti 3 kg (Baruš a Oliva, 1995). Výrazným znakem jelce tlouště je nízká a široká hlava s širokými ústy umístěnými na konci rypce. Tělo je válcovité. Šupiny jsou tmavé a po okrajích orámované. Řitní ploutev je vypouklá (Terofal, 1997). V našich podmínkách je středněvěkou rybou, průměrný věk je 5 – 8 let (Lusk a kol., 1992)

Jelec tloušť patří mezi všežravce a vyniká svou žravostí a hltavostí (Reiser, 1996). Ranná vývojová stádia přijímají především drobný zooplankton. Později konzumuje také hmyz a jeho larvy, žáby, drobné rybky a raky. Živí se i rostlinnou potravou (Dubský a kol., 2003). Do značné míry je tedy potravním oportunistou.

Zejména v tekoucích vodách mimopstruhového charakteru je jelec tloušť významným druhem (Lusk a kol., 1992). Dle statistik Rybářského svazu ČR bylo v roce 2018 na udici uloveno 11239 kusů, resp. 8462,1 kg. Od roku 1990 do roku 2018 bylo lovem chyceno a rybáři ponecháno průměrně 30911 kusů, resp. 18273,5 kg (Graf. č. 1).



Graf. č. 1: Statistika úlovků jelce tlouště v mimopstruhových revírech od roku 1990 do roku 2018 (zdroj: Český rybářský svaz).

### 2.1.2. Jelec jesen a jeho charakteristika

Jelec jesen žije v dolních úsecích pomalu tekoucích řek (Reiser, 1996). Je též rybou s širokou ekologickou valencí – lze ho nalézt i ve stojatých vodách (Lusk a kol., 1992). V ČR není hojně se vyskytujícím druhem ryby (Dubský a kol., 2003), i když v některých moravských řekách (Dyje, Morava, Jihlava, Svitava) je běžný.

Jesen se vyznačuje poměrně vysokým tělem, malou hlavou a koncovými jemnými ústy. Na rozdíl od jelce tlouště má řitní ploutev hluboce vykrojenou (Reiser, 1996). V našich vodách se dožívá 10 – 15 let (Lusk a kol., 1992). Má poměrně široké spektrum potravy – živí se zooplanktonem, hmyzem a jeho larvami. Větší jedinci konzumují i drobné rybky a částečně rostlinnou potravu (Dubský a kol., 2003).

Jelec jesen je oblíbenou sportovní rybou mimopstruhových revírů (Reiser, 1996). Dle údajů, které uvádí Rybářský svaz ČR bylo v roce 2018 lovem na udici chyceno 418 kusů, resp. 340,2 kg. Průměr úlovků od roku 1990 do 2018 činí 150 kusů, resp. 98,6 kg (Graf. č. 2). V současnosti je jesen podle vyhlášky 395/1992 Sb. veden jako chráněný druh v kategorii "ohrožený" a pokud není jeho lov na daném revíru ošetřen výjimkou, měl by být po ulovení vrácen do vody. Z toho důvodu je v posledních letech uměle chován a vysazován do různých řek České republiky (Dubský a kol., 2003).

Vysoký hospodářský význam má barevná mutace (xantorická) jelce jesena (tzv. zlatý jesen), která je chována především pro okrasné účely (Terofal, 1997).



Graf. č. 2: Statistika úlovků jelce jesena v mimopstruhových revírech od roku 1990 do roku 2018 (zdroj: Český rybářský svaz).

### 2.1.3. Produkce násadového materiálu jelce tlouště a jelce jesena

Generační ryby jelce tlouště a jesena je možné získat odlovem z volných vod na trdlištích, kde se v případě potřeby ihned vytírají, nebo se výtěr realizuje až po převozu na líheň. Generační ryby lze získat i vlastním chovem v rybníčních podmínkách (Stráňai, 1996). K výtěru u jelce tlouště dochází při vzrůstu teplot nad 14 °C a jesena nad 11 °C (Adámek a kol., 1995). Dozrávání pohlavních produktů lze stimulovat hypofyzací – u jelce tlouště kapří hypofýzou, syntetickými preparáty a choriogonadotropinem ve dvou (jikernačka), resp. jedné dávce (mlíčák) (Hliwa a kol., 2009). U jelce jesena je tomu podobně – používají se syntetické preparáty (Ovopel, Supergestran) u jikernaček v jedné nebo dvou dávkách. U mlíčáků není hormonální stimulace potřeba (Kouřil a Hamáčková, 1998). U obou druhů se jikry odlepkovávají. K líhnutí dochází zhruba po 70 denních stupních. K inkubaci jsou vhodné běžné líhňové aparáty (Zugské a Chasseovy láhve) (Adámek a kol., 1995).

Váčkový plůdek je možno vysadit přímo do pomalu proudících úseků revíru, avšak tento postup vede ke značným ztrátám. Výhodnější je plůdek odchovat do podzimu a vysazovat jako ročka. Plůdek jesena a tlouště se odchovává v rybníčních podmínkách, nejčastěji v menších a mělkých rybnících. Při odchovu v monokultuře se nasazuje do 500 000 ks Je0 nebo T10 (Adámek a kol., 1995). Výhodnější je však plůdek jelce jesena chovat v polykultuře s kaprem či línem. Násada kapra K2 se přisazuje v množství do 500 ks.ha<sup>-1</sup> s možným příkrmováním obilným šrotem (Hamáčková a kol., 2008). Ztráty v průběhu odchovu do podzimu se pohybují v rozpětí 60 – 80 % (Randák a kol., 2015). Dalším způsobem je odchov váčkového plůdku tlouště, popřípadě jesena v příkopových rybníčcích. Tyto rybníčky poskytují optimální podmínky pro odchov plůdku většiny dravých a kaprovitých ryb v prvních dvou až třech měsících života. Jejich zásadní

předností je příznivý poměr mezi vodní plochou a délkou, přičemž převážná část zatopené plochy je tvořena břehovým svahem s travnatými porosty, které mají velký význam pro přirozené úkryty ryb a zároveň slouží jako substrát řadě významných potravních organismů (Lusk a Krčál, 1987). Plůdek jesena a tlouště v nich odchováváme do délky 30 – 50 mm (červenec – srpen) v obsádkách 300 – 500 ks T10 a Je0 na m<sup>2</sup> s přežitím 40 až 60%. V menších vypustitelných nádržích se přežití plůdku tlouště do podzimního lovení pohybuje okolo 20 až 40 %. V průběhu odchovu přikrmujeme plůdek obilným šrotem nebo strouhankou ze starého pečiva. V příkopových rybníčcích je vhodné použít k rozkrmení plůdku po dobu jednoho až dvou týdnů živý zooplankton (Adámek a kol., 1995).

Plůdek jelce jesena lze také odchovávat v kontrolovaných podmínkách po dobu 3 – 4 týdnů. Pro odchov jsou vhodné malé průtočné nádrže, do kterých se nasazuje 50 – 100 ks na 1 litr s využitím živé potravy (naupliová stádia žábřonožky), popřípadě v kombinaci s umělým krmivem se ztrátami 10 až 20 % (Turkowski a kol., 2008). Podobně je tomu i v chovu plůdku jelce tlouště, který se uskutečňuje převážně v recirkulačních systémech při teplotě vody 25°C. Odchov trvá 3 týdny až půl roku. Nasazuje se 50 – 200 ks rozplavaného plůdku na litr. V počáteční fázi se krmí živou potravou, jako je tomu u plůdku jelce jesena. Později je možné přejít na umělé krmné směsi. Ztráty do konce odchovu čítají 5 – 20 % (Kwiatkowski a kol., 2008).

Po odchovu plůdek na kratší vzdálenosti převážíme v různých transportních nádobách (konvích, vědrech) pod kyslíkovou atmosférou. Na delší vzdálenosti je vhodné transportovat pod kyslíkovou atmosférou. Následně nasadový materiál vysazujeme do volných vod (Adámek a kol., 1995).

## **2.2. Společenstvo zooplanktonu lentického systému**

Zooplankton je obecně součástí planktonu stojatých vod. Planktonní organismy lze rozdělit na fytoplankton (rostlinná složka), zooplankton (živočišná složka) a bakterioplankton (bakteriální složka) (Hartman a kol., 2005). Charakteristickou vlastností planktonu je schopnost pasivně se vznášet ve vodním sloupci s případným aktivním pohybem, který je zvláště patrný u zooplanktonu (Lellák a Kubíček, 1992). Rybníční zooplankton je především tvořen vířníky, perloočkami a klanonožci (Hartman a kol., 2005). Zooplankton lze velikostně rozdělit na makrozooplankton (organismy větší než

200 µm zastoupení převážně koryši) a mikrozooplankton (organismy menší než 200 µm zahrnující především vířníky, larvální stádia klanonožců a protozoa) (Kalff, 2002).

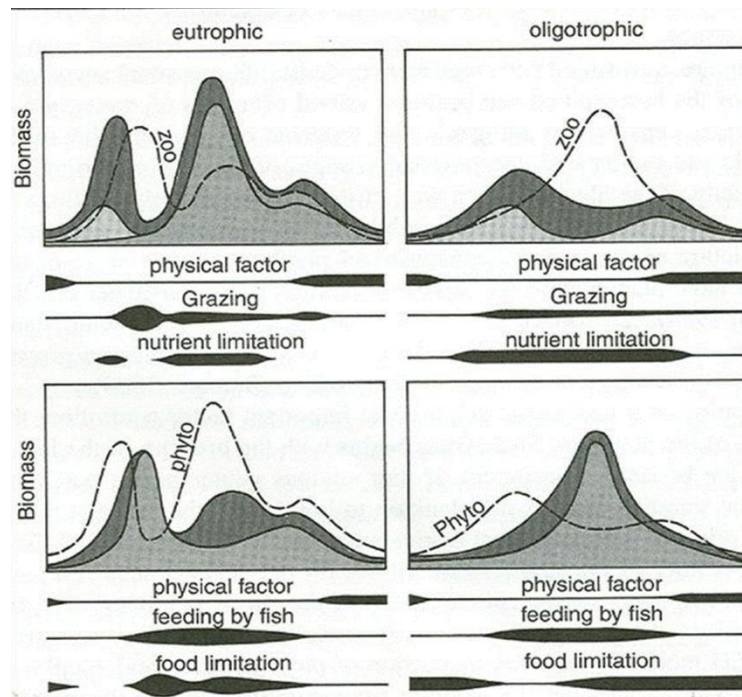
V lentických systémech je zooplankton nedílnou součástí potravního řetězce. Spolu se zoobentosem reprezentuje sekundární produkci (Adámek a kol., 2010, Lellák a Kubíček, 1992). Potravní základnou filtrující živočišné složky planktonu jsou především primární producenti (fytoplankton) (Brönmark a Hansson, 2005). Filtrující kapacita zooplanktonu se řádově pohybuje od tisícín ml denně (vířníci) do několika ml denně (perloočky). Při jejich zvýšené biomase je filtrační efekt silný a může vést k výrazné redukci fytoplanktonu (Adámek a kol., 2010).

Kvalitativní a kvantitativní složení zooplanktonu se v průběhu roku mění a je ovlivňováno přítomností a velikostním složením potravy (především zooplanktonu a bakterií), nemocemi a selektivním vyžíráním tlakem ryb (Kalff, 2002). Na počátku vegetační sezóny, kdy je příjem potravy rybami limitován nízkými teplotami, je rybníční zooplankton charakterizován převážně většími druhy perlooček jako například *Daphnia pulicaria*, *D. magna*, *Simocephalus vetulus* aj. (Adámek a kol., 2010). Především perloočky rodu *Daphnia* jsou efektivními filtrátory - dokáží ve vodě přítomný fytoplankton a bakterie efektivně eliminovat (Ebert, 2005). Představují významnou konkurenci pro drobné druhy zooplanktonu, jehož abundance v přítomnosti početné populace daphniového zooplanktonu klesá (Kerfoot a kol., 1985). Výsledkem výše popsaného filtračního tlaku na fytoplankton je tzv. fáze čisté vody („clear water phase“), která nastává v průběhu jara (Brönmark a Hansson, 2005). Vyznačuje se vysokou průhledností vody, vegetační zákal tedy mizí (Lampert a kol., 1986). V eutrofních rybnících může být tato fáze doprovázena i snížením obsahu rozpuštěného kyslíku v návaznosti na úbytek biomasy primárních producentů (Arndt a Nixdorf, 1991). Daphniový zooplankton je i podstatnou přirozenou potravní složkou pro vyšší články potravního řetězce. Podle Boguta a kol. (2010) nutriční hodnota perloočky *Daphnia magna* je dána obsahem 39,2 % proteinů, 5,0 % lipidů, 27,3 % bezdusíkatých látek a 14,6 % popelovin v sušině.

S rostoucí teplotou, abundancí planktivorní rybí obsádky a bezobratlých predátorů (e.g. koretry *Chaoborus*) se zvyšuje i vyžírání tlak, proto daphniový zooplankton v průběhu léta rychle mizí a udržuje se jen na počátku vegetační sezóny (Luecke a kol., 1990). S klesající biomasou daphniového zooplanktonu roste biomasa fytoplanktonu. Ve společenstvu zooplanktonu převažují menší druhy jako *Bosmina*, *Ceriodaphnia*, *Cyclops*,

*Acanthocyclops* a naupliová stádia klanonožců, roste i biomasa drobných vířníků (Adámek a kol., 2010).

Fluktuace planktonu není pouze efektem biotickým ve vztahu primární producent a spásač, ale je to i kombinace fyzikálních faktorů spolu s trofickými efekty. Koncepci sukcese planktonu zformuloval Sommer a kol. (1986) pod názvem PEG model (Plankton Ecology Group) (Obr. č. 1).



Obr. č. 1: PEG model (Sommer a kol., 1986).

### 2.3. Společenstvo zoobentosu lentického systému

Bentos je společenstvo rostlin, mikroorganismů a živočichů vázaných na podklad (Lampert a Sommer, 1997). Toto společenstvo získalo své označení z řeckého slova „bénthos“, které je synonymem pro dno (Wetzel, 1983). Podle systematické příslušnosti lze rozlišit fyto-bentos a zoobentos, resp. rostlinnou a živočišnou složku vázanou na podklad (Hartman a kol., 2005). Společenstvo bentických živočichů zahrnuje organismy různých velikostí – od protozoí až po ryby. Dle velikosti rozlišujeme makrozoobentos (< 1000 – 400  $\mu\text{m}$ ), který zahrnuje především větší formy hmyzu a jeho larválních stádií, meiozoobentos (400 – 100  $\mu\text{m}$ ) tvořený především vířníky, klanonožci, larvami pakomárů, máloštětinatými červy a hlísticemi. Mikrozoobentos je složen z prvků a juvenilních stádií větších bezobratlých (Kalff, 2002). Zoobentos můžeme také dělit podle jeho životního cyklu na temporální a permanentní. Permanentní živočišnou složku tvoří

organismy, kteří v ekosystému přetrvávají po celý život - v rybniční biocenóze například máloštětinatí červi (Oligochaeta). Temporální složka je tvořena organismy, kteří v ekosystému přetrvávají jen část životního cyklu, například vodní larvy hmyzu.

Bentické vodní bezobratlí představují podstatnou část biomasy a hrají významnou roli v celé produkci akvatického ekosystému (James a kol. 1998). Jsou nedílnou součástí stojatých ekosystémů jako konzumenti a dekompozitoři (McQueen a kol., 1986) a potravní zdroj pro ryby (Keast, 1985). Například nutriční hodnota larvy pakomára (*Chironomus plumosus*), který patří k nejvýznamnějším potravním organizmům kapra, činí 55,7 % proteinů, 9,7 % lipidů, 26,4 % bezdusíkatých látek a 8,2 % popelovin v sušině (Bogut a kol., 2007).

Zoobentos tekoucích vod je spolu s náletovým hmyzem nezastupitelnou potravní složkou pro rybí společenstva. Druhové zastoupení bentických bezobratlých je ovlivněno prouděním, kyslíkem, teplotou či charakterem dna toku. Proto lze i zoobentos charakterizovat dle umělého rozdělení vodních toků do rybích pásem dle Antonína Friče. Hlavními zástupci v rychle proudících chladných tocích, resp. ve pstruhovém pásmu, jsou například blešivci, larvy některých druhů jepic, pošvatky nebo larvy chrostíků. V dolních nížinných úsecích, tedy v pásmu cejnovém, v dnových sedimentech převažují hlavně nitěnky, mlži a larvy pakomárů. V proudnějších úsecích cejnového pásma se ze zoobentosu vyskytují hlavně larvy chrostíků, pijavky a larvy jepic a střechatek (Adámek a kol., 1995). Diverzita zoobentosu stojatých vod je v porovnání s lotickými habitaty nižší. Hlavními zástupci zoobentosu stojatých vod jsou larvy pakomárů a máloštětinatí červi. Zoobentos lentických habitatů je do značné míry odkázán na přísun potravy z pelagiálu (řasy včetně odumřelých a mrtvý zooplankton padající na dno) (Hartman a kol., 2005). Biomasa a produkce zoobentosu roste se zvyšující se úživností (trofií), ale klesá s dlouhými periodami hypoxie/anoxie (Kalff, 2002). Ve velkých hlubokých nádržích je sediment dna méně oživen, protože dopadající odumřelý fytoplankton je po cestě mineralizován. Méně oživené je též dno mělkých stojatých systémů při masovém rozvoji velkých perlooček, doprovázené snížením biomasy primárních producentů (fytoplanktonu) (Hartman a kol., 2005).

Abundance, diverzita a biomasa zoobentosu je vyšší v litorální zóně. Dle Kalffa (2002) je litorál lépe prokysličená a teplejší část akvatického systému poskytující více potravních zdrojů. Abundance a distribuce bezobratlých živočichů v litorálu úzce souvisí s podmínkami habitatu, jako je například biomasa vegetace, typ substrátu, množství detritu a další environmentální faktory (Dvořák a Imhof, 1998). Čím více je litorál

diverzifikovaný, tím více nabízí mikrohabitátů, a proto je zde vysoká biodiverzita (Gabaldón a kol., 2018; White a Irvine, 2003). Žijí zde také organismy, které dýchají vzdušný kyslík. Litorál je například obýván hmyzem a jeho larvami, měkkýši nebo organismy, jejichž životní cyklus probíhá alespoň zčásti ve vodním prostředí (Lampert a Sommer, 1997). Rostlinný mesohabitát má tedy v rybníce dvě zásadní funkce – snížení predančního tlaku ryb (Crowder and Cooper, 1982; Diehl and Kornijów, 1998) a zvýšení plochy, jež je kolonizována vodními bezobratlými, jejich vývojovými stádii i dospělci dýchajícími vzdušný kyslík (Della Bella, 2005). Vodní rostliny a jejich epifytní organismy navíc poskytují bohatý zdroj potravy (Newman, 1991). Biodiverzita závisí i na tom, zda se jedná o systém permanentní či temporální – například v rybnících jakožto temporálním ekosystému najdeme podle Della Bella a kol. (2005) méně vodních bezobratlých, než je tomu v ekosystémech permanentních, jako jsou jezera. Je třeba však vzít v úvahu skutečnost, že kaprové rybníky jsou ve většině případů eutrofní ekosystémy, kde toto pravidlo v důsledku zvýšené predace rybami často neplatí.

## **2.4. Hmyz a jeho význam v potravě ryb**

Vodní i terestriální hmyz je jednou z nejrozšířenějších skupin živočichů na Zemi (Chapman, 2009). Navíc představuje i potravu mnoha sladkovodních a mořských ryb, a to zejména raných vývojových stádií omnivorních a karnivorních druhů (Henry a kol., 2015). Hmyz, jako potravní složka, je bohatým zdrojem proteinů – obsahuje od 9.3 % do 76 % (Finke, 2002; Makkar a kol., 2014; Payne a kol., 2016) a 7.9 % do 40 % tuků (Barker a kol., 1998; Finke, 2015). Je rovněž bohatým zdrojem aminokyselin, mastných kyselin, vitamínů a minerálů (Huis, 2013). Z vodního hmyzu tvoří přirozenou potravu ryb převážně zástupci dvoukřídlých (Diptera), chrostíků (Trichoptera), vážek (Odonata), ploštic (Hemiptera), brouků (Coleoptera) a jepic (Ephemeroptera) (Costa a Soares, 2015; Neves a kol., 2015), zatímco z terestriálního hmyzu jsou to primárně blanokřídlí (Vespidae a Formicidae) (Dyer a kol., 2015; Ferrareze a kol., 2015).

Hmyz, jako alternativní zdroj proteinu, začal v nedávných letech zaujímat důležitou roli i v akvakultuře (Stamer, 2015). Hmyzí protein se zdá být alternativním řešením jako přísada do krmiv pro hospodářská zvířata, což umožňuje od roku 2017 regulace Evropské komise (Regulation 2017/893/EC, 2017), která dovoluje krmit vybrané druhy hmyzu zvířatům určeným pro humánní konzum. Navíc hmyz a jeho kultivace má nízké



požadavky na prostor a vodu a má vysokou účinnost konverze krmiva do hmyzí biomasy (Halloran a kol., 2014).

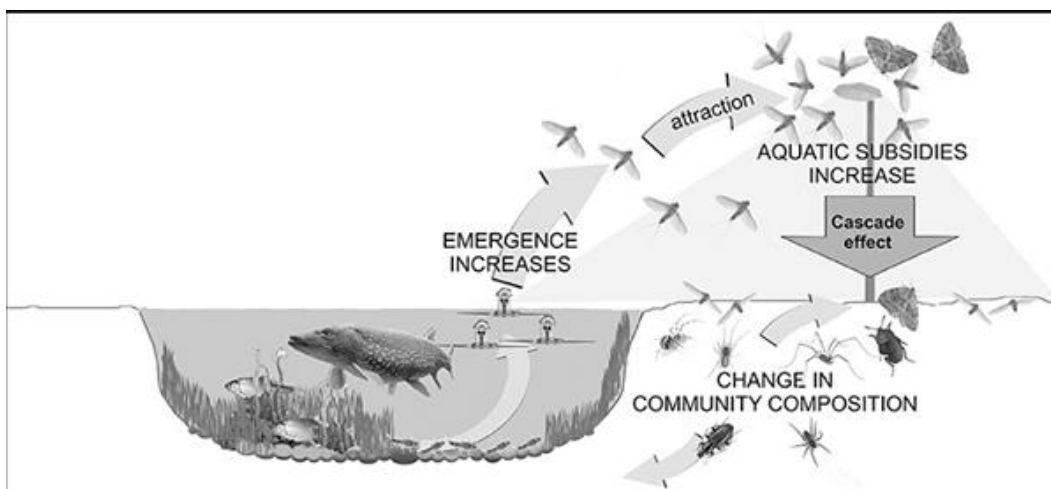
Mezi prvními, kdo se pokusil začlenit hmyz do rybích krmiv, byl Turner (1966), který pokus prováděl na sumečkovi tečkovaném (*Ictalurus punctatus*) či He a kol. (1990) na karasovi stříbřitém (*Carassius gibelio*). Výsledky studie Bondari a Shepparda (1987), kteří se zabývali 100 % nahrazením krmiva bráněnkou (*Stratiomys*), se neukázaly jako uspokojivé. Jako lepší varianta se zdá být částečné nahrazení rybí moučky. To potvrzuje například studie Oyelese (2007) na keříčkovci červenolemém (*Clarias gariepinus*), jehož růst byl lepší při krmení krmivem s 50 % podílem rybí moučkou a z 50 % živými larvami než u ryb krmených jen komerčním krmivem.

Hmyz lze využít jako doplněk výživy raných či starších vývojových stádií ryb. Je známo, že v rybničním chovu násad lososovitých ryb se významně uplatňuje náletový hmyz jako doplňkový zdroj potravy – v potravě takto chovaného plůdku lipana a hlavatky tvořil až 20, resp. 28 % (Adámek a kol., 1989). Podobně i v rybničním chovu plůdku bolena nebo jesena bylo prokázáno, že náletový hmyz se na složení jejich potravy podílel až 80, resp. 0,3 % (Adámek a kol., 1988, 2000). To představuje s ohledem na vysokou nutriční hodnotu hmyzu (Mancuso a kol., 2016) velmi důležitý potravní zdroj. Jako velmi ekonomicky schůdnou a na obsluhu snadnou variantou se zdá být instalace barevných pastí do rybníků či nádrží. Jako první popsal použití barevných lapačů hmyzu Moericke v roce 1951, jež testoval vodní pasti se žlutým povrchem na polních plodinách. V experimentech s použitím barevných pastí dále pokračoval například Lamb (1958) a Landis (1972). Podle studie Kirka (1984), který použil 7 různých barevných pastí, byla do žluté pasti chycena největší škála fytofágního hmyzu. Žlutá barva je tedy podle něho vnímána hmyzem nejintenzivněji, což potvrdily i experimenty Erharda a kol. (1993) a Herciga (2008). Jiné studie však ukazují, že některé druhy hmyzu nejsou lákány pouze barvou žlutou, ale další, širší škálou barev (Disney a kol., 1982).

Jako alternativu za barevné desky lze využít i světelné atraktanty. ALAN (artificial light at night - umělé světlo v noci) do značné míry ovlivňuje pohyb, reprodukci, fyziologii a chování organismů (Kurvers a Hölker, 2014). Pokusy s lákáním hmyzu, jakožto doplňkového potravního zdroje, na světlo například ověřovali v chovu sumečka skvrnitého a slunečnice (*Lepomis macrochirus*) Merkowsky a kol. (1977).

Lákání hmyzu na světelné atraktanty má ale i negativní konsekvence. Globální narůstání ALAN a jeho dopad na organismy a celé ekosystémy je v posledních letech diskutovaným tématem (Hölker a kol., 2010). Nejenže ALAN ovlivňuje jednotlivé druhy

hmyzu, ale i tok energie a látek mezi vodními a suchozemskými ekosystémy. Například terestriální uhlík a živiny podporují vodní metabolismus (Mehner a kol., 2005), zatímco vodní hmyz a obojživelníci poskytují živiny široké škále terestrických organismů (Marczak a Richardson, 2007). Přísun živin z vodních a suchozemských ekosystémů je reciproční, což prospívá organismům na obou stanovištích (Nakano a Murakami, 2001) a zároveň přispívá ke stabilitě potravní sítě a ekosystémů (Takimoto a kol., 2002). Ovlivněním organismů umělým světlem za tmy by mohla být změněna přirozená dynamika těchto toků živin, což by mohlo mít závažné ekologické dopady (Obr. č. 2).



Obr. č. 2. Umělé světlo v noci (ALAN) zvyšuje tok vodního hmyzu do pobřežní oblasti zvýšenou přitažlivostí vodního hmyzu ke světlu pod lampou. V osvětlené oblasti se mění komunita dravců a detritivorů (ground-dwelling predators and scavengers) příbřežních oblastí. Někteří noční pavouci rozšiřují svou aktivitu na den. Obojí je pravděpodobně důsledkem velkého nárůstu příjmu sladkovodní kořisti (Manfrin a kol., 2017).

## **3. MATERIÁL A METODIKA**

### **3.1. Lokality**

Studie byla zpracována na dvou lokalitách – v areálu Experimentálního rybochovného pracoviště a pokusnictví ve Vodňanech (ČR) a v Schlossfischerei Schönau (Rakousko). V průběhu vegetační sezóny, resp. od května do října 2018 byl monitorován růst a hmotnost ryb, fyzikálně-chemické parametry, zooplankton, zoobentos a náletový hmyz (Tab. č. 1 a 2).

Ve Vodňanech probíhal experimentální chov s použitím ponořených světel ve třech opakováních se světly i kontrolou při odchovu násady jelce tlouště. Screeningový pokus zaměřený na využití ponořených světel a žlutých desek v odchovu dvouletého jelce jesena zlaté aberace (*Leuciscus idus* aber. *orphus*) s použitím žlutých desek a ponořených světel v jednom opakování s jednou kontrolou proběhl na objektu sádek společnosti Schlossfischerei Schönau (Rakousko).

### **3.2. Popis lokalit a design experimentálního chovu**

#### **3.2.1. Odchov násady tlouště s využitím ponořených světel**

Pokus s použitím ponořených světel probíhal v areálu Experimentálního rybochovného pracoviště a pokusnictví ve Vodňanech v období od května do října 2018. Pro experiment bylo využito 6 rybníčků o výměře 0,08 ha napájených náhonem z řeky Blanice. Nasazeno bylo  $745 \pm 17$  ks ročka tlouště o průměrné hmotnosti  $12,70 \pm 3,74$  g na jeden rybník ( $\sim 9300$  ks, resp.  $\sim 125$  kg.ha<sup>-1</sup>) ve třech opakováních se světly i kontrolou. Při napouštění i po celou dobu chovu byl vtokový objekt osazen hustou síťovinou, která měla zabránit vniknutí jiných ryb s přítokovou vodou.

Světla byla po třech umístěna vedle sebe ve vzdálenosti cca 1 – 1,5 m (Obr. č. 3). Do rybníčků byla světla instalována na kovové tyči s uchycením pro světlo. Světla byla připojena k elektrické přípojce s časovačem svícení. Doba svícení byla nastavena na periodu 20:00 až 6:00 hod. Intenzita světla za tmy (22:00 hod.) nad zdrojem ponořeným 1 cm pod hladinou byla 2,5 kLx, zatímco ve vzdálenosti 1 m od něj byla nulová. V průběhu chovu nebylo aplikováno příkrmování. Ve dvoutýdenních až měsíčních intervalech byl monitorován zooplankton, zoobentos, náletový hmyz a fyzikálně-chemické parametry rybníčního ekosystému. Teplota vody byla registrována kontinuálně dataloggery v intervalu 1 hodiny. Fyzikálně-chemické parametry a zooplankton byly monitorovány ve dvoutýdenních intervalech, a zoobentos a náletový hmyz jednou

měsíčně. Měření ryb (20 – 40 ks) bylo prováděno od nasazení (včetně) do výlovu (včetně) přibližně v měsíčních intervalech. Termíny monitoringu jsou uvedeny v Tab. č 1.

Tab. č. 1: Časová frekvence monitoringu zoobentosu, zooplanktonu, náletového hmyzu, fyzikálně-chemických parametrů rybníčního ekosystému a rybí obsádky (měření 20 - 40 ks ryb).

	Květen	Červen	Červenec	Srpen			Září		Říjen
Zoobentos		07.06.	05.07.	01.08.	29.08.	28.09.			
Zooplankton		07.06. 20.06.	05.07. 19.07.	01.08. 14.08.	28.08.	13.09. 28.09.			
Náletový hmyz		08.06.	05.07.	01.08.	29.08.	28.09.			
Fyzikálně-chemické parametry		07.06. 20.06.	05.07. 19.07.	01.08. 14.08.	28.08.	13.09. 28.09.			
Monitoring rybí obsádky	03.05.		31.07.	28.08.				08.10.	



Obr. č. 3: Umístění světél (1 – 1,5 m od sebe) s odběrovým boxem na zemních rybníčích ve Vodňanech.

### 3.2.2. Odchov násady zlatého jesena s využitím žlutých desek a ponořených světél

Na objektu sádek společnosti Schlossfischerei Schönau proběhla od května do září 2018 observační studie zaměřena na využití ponořených světél a žlutých desek v odchovu násad zlatého jelce jesena. Pro účel studie byly vybrány tři betonové sádky o ploše 45 - 66 m<sup>2</sup> (36 – 50 m<sup>3</sup>). Nádrže byly nasazeny ročkem zlatého jesena o průměrné hmotnosti 4,27 ± 1,70 g v hustotě a biomase odpovídající 302 ± 4 ks a 1602 ± 23 g na 100 m<sup>2</sup>. Přítok z výše položeného rybníka Schönauerteich (9,1 ha) odpovídal průměrné době zdržení 5,8 ± 1,7 hod. (podle hladiny vody v rybníku). V průběhu chovu nebylo aplikováno příkrmování. Monitoring základních parametrů prostředí, zooplanktonu, kvantifikace

náletu hmyzu a měření ryb (11 – 26 ks) byly prováděny od nasazení (včetně) v měsíčních intervalech do výlovu (včetně) (Tab. č. 2). Teplota vody byla registrována kontinuálně dataloggery v intervalu 1 hodiny. Světla i žluté desky byly instalovány pomocí kovových stojánků (Obr. č. 4 a 5). Doba svícení byla nastavena na periodu 20:00 až 6:00 hod. Intenzita světla za tmy (22:00 hod.) nad zdrojem ponořeným 1 cm pod hladinou byla 2,5 kLx, zatímco ve vzdálenosti 1 m byla nulová. Intenzita světla nad žlutými deskami se pohybovala od 4 kLx při zatažené obloze po 12 – 17 kLx za jasné oblohy, zatímco odpovídající hodnoty ve vzdálenosti 1 m od desek byly 0,8 kLx, resp. 3 – 5 kLx.

Tab. č. 2: Časová frekvence monitoringu zooplanktonu, náletového hmyzu, fyzikálně-chemických parametrů rybníčního ekosystému a rybí obsádky (měření 20 - 40 ks ryb).

	Květen		Červen		Červenec		Srpen		Září	
<b>Zoplankton</b>	14.05.	28.05.	11.06.	25.06.	09.07.	23.07.	06.08.	20.08.	03.09.	
<b>Náletový hmyz</b>	30.05		22.06		12.07.		07.08.		04.09.	
<b>Fyzikálně-chemické parametry</b>	28.05.		11.06.	25.06	09.07.	23.07.	06.08.	20.08.	03.09.	
<b>Monitoring rybí obsádky</b>	09.05.		22.06.		12.07.		07.08.		03.09	12.09.



Obr. č. 4: Design stojánku - světlo.



Obr. č. 5: Design stojánku - žlutá deska.

### **3.3. Monitoring základních parametrů vodního prostředí a rybníční fauny**

#### **3.3.1. *In situ* monitoring fyzikálně – chemických parametrů vodního prostředí**

V obou experimentálních chovech byl pravidelně prováděn *in situ* monitoring základních parametrů rybníčního prostředí. Mezi monitorované parametry patřila teplota, turbidita, konduktivita, průhlednost, hodnota pH, nasycení a koncentrace kyslíku. Ve Vodňanech měření abiotických faktorů vodního prostředí probíhalo ve dvoutýdenní frekvenci v každém experimentálním rybníčku. Teplota byla navíc kontinuálně měřena dataloggerem. Měření bylo prováděno pomocí kalibrovaných a certifikovaných měřících přístrojů:

- Teplota vody (°C) a koncentrace kyslíku (mg.l<sup>-1</sup>) včetně nasycení (%) multimetrem YSI ProODO (YSI Inc./Xylem Inc, USA).
- Hodnota pH pomocí pH metru YSI 63 meter (YSI Inc./Xylem Inc, USA).
- Konduktivita (mS.m<sup>-1</sup>) pomocí ECTestr 11+ (Eutech Instruments Ltd, Singapore).
- Turbidita (NTU) přístrojem Lovibond TB 250 WL (Tintometer GmbH, Německo).
- Intenzita světla luxmetrem Extech HD 450 (Extech Instruments, USA).

#### **3.3.2. Odběr a zpracování vzorků zooplanktonu**

Vzorkování zooplanktonu probíhalo v areálu experimentálního pracoviště v 6 rybníčcích (3 rybníčky kontrola + 3 rybníčky světla) a ve třech betonových nádržích v Rakousku. Pro odběr byla zvolena planktonní síťka o velikosti ok 80 μm s výpustným kohoutem. Z každého zemního rybníčku ve Vodňanech byly při každém vzorkování odebrány 3 vzorky – na levé a pravé straně břehu a u požeráku. Na sádkách v Litschau potom jeden vzorek z každé betonové nádrže. Vzorkování proběhlo v 5 opakováních ve dvoutýdenních intervalech od června do října (Tab. č. 1 a 2).

Vzorky zooplanktonu byly získány tahem na vzdálenost 3 m šikmo k hladině celým vodním sloupcem, přičemž bylo dbáno na to, aby sediment nebyl zviřen (tah začínal cca 0,5 m nade dnem). Po vytažení nad hladinu byl obsah sítěky opláchnut opakovaným ponořením do vody. Kovovým kohoutem a pomocí stříčky s vodou z dané lokality byly zachycené planktonní organismy kvantitativně převedeny do plastové vzorkovnice se

šroubovacím uzávěrem o objemu 150 ml. Planktonní síťka byla před každým odběrem vyčištěna s otevřeným kohoutem opakovaným ponořením do vody, abychom předešli její případné kontaminaci organismy z předešlé odběrové lokality. Po odběru byl vzorek konzervován 36 % formaldehydem tak, aby výsledná koncentrace ve vzorku činila cca 4 % formaldehydu. Tento postup byl opakován při každém odběru na každém odběrovém místě. Vzorky byly pevně uzavřeny, nesmazatelně popsány a umístěny do plastové přepravky. Následně byly převezeny do depozitáře Laboratoře aplikované hydrobiologie v Českých Budějovicích (FROV JU) na Husově ulici, kde byly uloženy při pokojové teplotě v depozitáři. Rok po vlastním odběru byly konzervované vzorky laboratorně zpracovány. Během samotného zpracování vzorků v laboratoři byla dodržena bezpečnost práce při manipulaci s nebezpečnými látkami. Veškerá manipulace s formaldehydem probíhala v digestoři.

Zooplankton byl zpracován s použitím interní metodiky používané na Ökologische Station BAW Gebharts (Fichtenbauer, nepubl.). Obsah vzorkovnice o objemu 150 ml byl přemístěn do kádinky a doředěn na 200 ml vodou (Obr. č. 7). Následně byl vzorek důkladně promíchán z důvodu vyloučení rozdílné sedimentace organismů s ohledem na velikost a specifickou hmotnost jejich těla. Pomocí automatické pipety o vstupním průměru 4 mm, který umožňoval i nasátí velkých jedinců perlooček, bylo odebráno 5 ml vzorku. Odebraný vzorek byl přenesen na skleněnou Petriho misku o průměru 95 mm s mřížkou o velikosti 10x10 mm pro přehledné počítání (Obr. č. 8). Vzorek byl v Petriho misce opatrně promíchán pomocí pipety tak, aby byl zooplankton rovnoměrně a náhodně rozmístěn po celé ploše misky. K eliminaci povrchového napětí vody a zamezení případného zachytávání organismů na použitých pomůckách při odebrání podvzorku, byla přidána kapka detergentu JAR (Procter & Gamble - Rakona, s.r.o., Rakovník, ČR).

Determinace a počítání zooplanktonu probíhalo v laboratoři pod mikroskopem (Obr. č. 6) při zvětšení 10x20 s použitím klíče Hrabě a kol. (1954). Zooplankton byl rozdělen na dvě frakce, a to drobný zooplankton kam patřila Copepoda, Daphniidae  $\leq 499 \mu$  a ostatní (drobná Cladocera, *Bosmina*, *Chydorus*). Druhou frakcí byl hrubý zooplankton, tvořený zástupci čeledi Daphniidae (rody *Daphnia* a *Ceriodaphnia*)  $> 500 \mu$ . Podle protokolů Ökologische Station BAW Gebharts (Fichtenbauer, nepubl.) byla čeleď Daphniidae rozříděna do 4 velikostních podskupin a to na jedince  $\leq 499 \mu$ ,  $\leq 999 \mu$ ,  $\leq 1499 \mu$ ,  $> 1500 \mu$  a podtřída Copepoda bylo rozdělena do dvou velikostních skupin  $\leq 999 \mu$  a  $> 1000 \mu$ . Po tomto semikvalitativním a kvantitativním hodnocení zooplanktonu byly vzorky ponechány 1 hodinu sedimentovat v kádince. Následně byly převedeny zpět do

150 ml vzorkovnic, pevně uzavřeny, nesmazatelně označeny a uloženy při pokojové teplotě pro případnou detailní determinaci. Postup zpracování a následné determinace byl opakován 2x u každého odebraného vzorku. Počet jedinců pak byl stanoven přepočtem na jeden litr ( $\text{ind.l}^{-1}$ ).



Obr. č. 6: Propriety sloužící k determinaci vzorků zooplanktonu.



Obr. č. 7: Detail propriety pro určení vzorků zooplanktonu.



Obr. č. 8: Detail počítací upravené Petriho misky.



### 3.3.3. Odběr a zpracování vzorků zoobentosu

Monitoring bentických vodních bezobratlých probíhal v areálu experimentálního rybochovného pracoviště a pokusnictví v 6 rybníčcích (3 rybníčky kontrola + 3 rybníčky světla). Pro odběr rybničního sedimentu dna byl zvolen Ekman-Birge odběrák (Obr. č. 9). Z každého rybníčku byly při každém vzorkování odebrány 3 vzorky – na levé a pravé straně břehové linie a u požeráku. Vzorkování proběhlo v 5 opakováních v měsíčních intervalech od června do října (Tab. č. 1). Na sádkách v Litschau nebyl zoobentos odebírán s ohledem na sterilní betonové a písčité dno.

Vlastní odběr vzorků probíhal tak, že odběrák Ekman-Birge byl zaražen do rybničního sedimentu, následně pootočen dřevěnou tyčí, čímž se zavřel. Poté byl dnový sediment přenesen na měděné síto (0,5 mm). Vzorek byl v sítu proprán, čímž byly odstraněny nežádoucí částice, což bylo nutné pro následující zpracování vzorku v laboratoři. Poté byl vzorek převeden do uzavíratelné plastové nádoby (vzorkovnice) a konzervován 4 % formaldehydem. Vzorkovnice byly následně označeny dle čísla rybníku, místa odběru a data. Tento pracovní postup byl opakován při každém vzorkování. Po skončení terénního monitoringu byly příslušné konzervované a popsané vzorky převezeny do laboratoře aplikované hydrobiologie (FROV JČU) na Husově ulici, kde byly následně zpracovány dle Adámka (2006).

Během zpracování vzorků v laboratoři byla dodržena bezpečnost práce při manipulaci s nebezpečnými látkami. Veškerá manipulace s formaldehydem probíhala v digestoři. Samotné zpracování vzorku bylo rozděleno do několika fází. Jako první byly vzorky 1 – 2 dny před samotnou manipulací, převedeny a vymáčeny ve vodě z důvodu eliminace nebezpečných účinků formaldehydu. Po uplynutí uvedené doby byly vzorky přes sítko (tak, aby nedošlo k úniku organismů) slity, tím byly zbaveny zbytků naředěného konzervačního roztoku. Použitý konzervační roztok byl převeden do patřičně označeného 15 l barelu, jež byl určen pro nebezpečný odpad. Následně byl vzorek či část vzorku kvantitativně a kvalitativně převeden na fotografickou misku, tak, aby byla zabezpečena dobrá průhlednost a dle potřeby byl vzorek dolitý vodou. Následně byl vzorek přebrán, tzn. organismy byly odděleny od dnového sedimentu a nečistot. Před samotným procesem přebrání vzorku bylo nutné si připravit pinzetu, stolní lupu (zvětšení 5x), 4 % formaldehyd určený ke konzervaci vzorků, stříčku s vodou, vzorkovnici o objemu 150 ml na vytríděné organismy a vědro o objemu 20 l na nečistoty (Obr. č. 10). Vodní bezobratlí byli po přebrání pomocí stolní lupy (zvětšení 5x) roztríděni do tří základních skupin, a to Oligochaeta, Chironomidae a Varia. Skupina Varia byla

determinována do druhů a rodů, pomocí binokulárního mikroskopu a klíčů (Rozkošný, 1980; Schenková, 2002). Po determinaci byly organismy pomocí filtračního papíru vysušeny, umístěny na plastovou mističku a na analytických kalibrovaných a certifikovaných vahách zváženy jako celková biomasa vzorku. Následně byly vzorky konzervovány 4 % formaldehydem a umístěny do příslušně označené vzorkovnice (konzervované a nesmazatelně popsané stejně jako zooplankton). Veškerá data byla pečlivě zapsána a příslušně vyhodnocena (viz. kapitola Výsledky).



Obr. č. 9: Ekman-Birge odběrák a měděné síto určené pro odběr vzorků fauny dna.



Obr. č. 10: Laboratorní zpracování vzorků - fáze přebírání.

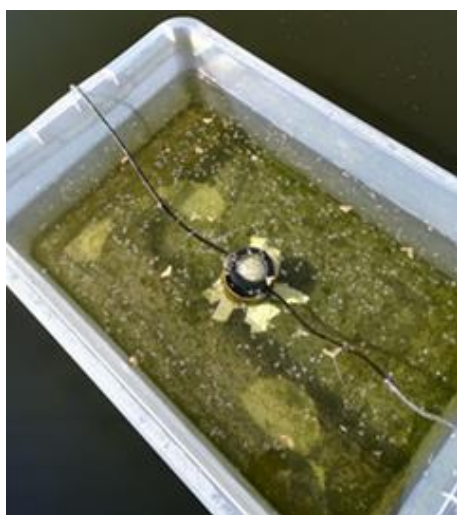
### 3.3.4. Monitoring náletového hmyzu

Pro monitoring náletového hmyzu byly použity průhledné odběrové boxy o rozměrech 59,5x39,5x16,9 (25 l) (Obr. č. 11 a 12). Ve Vodňanech byly odběrové boxy instalovány jednou měsíčně pod světelný lapač na čtyřech rybníčcích, resp. jeden box na jeden rybníček. Boxy, v nichž byla přesně uprostřed vyvrtána díra, byly uchyceny pod světlem. Hrana boxu byla 5 cm nad hladinou z důvodu zabezpečení před únikem chyceného hmyzu a nechtěným zachycením například larev pakomárovitých.

Pro observační studii probíhající v Rakousku byly instalovány jak světelné lapače, tak i žluté desky s jednou kontrolou, resp. v sádce A byla instalována světlá, v sádce B žluté desky, sádka C byla určena jako kontrola (Obr. č. 16). Odběrové boxy byly stejných rozměrů jako ve Vodňanech. V nádrži s instalovanými světly probíhala instalace a

vzorkování obdobně jako u experimentu ve Vodňanech. Pro monitoring nádrže s instalovanými žlutými deskami byl použitý box se žlutým dnem.

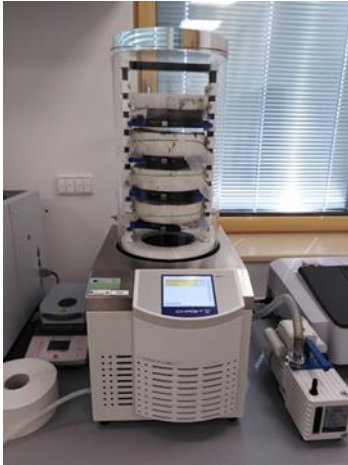
Vzorkovací boxy byly vždy instalovány kolem 9:00 a ponechány v rybníce 24 hodin. Pro samotný odběr byla použita planktonní síťka, stříčka, kádinka a plastový odběrový sáček, který byl řádně a nesmazatelně popsán. Pomocí kádinky byla voda z boxu i s chycenými organismy převedena do planktonní síťky. Zbylá voda, kterou již nebylo možno kádinkou nabrat, byla rovněž přelita do planktonní síťky. Náletový hmyz byl poté z planktonní síťky kvalitativně a kvantitativně převeden do plastového sáčku. Planktonka byla po každém odběru pečlivě opláchnuta. Odebrané vzorky byly následně zamrazeny ve vodě. Laboratorní zpracování vzorků náletového hmyzu probíhalo v laboratoři Rybníční akvakultury, FROV JČU. Vzorky byly rozmrazeny a převedeny na Petriho misku. Pomocí binokulární lupy a pinzety převedeny na savý papír. Po vysušení byly vzorky přeneseny do aluminiových mistichek a umístěny do lyofilizátoru (Obr. č. 13), zde byly ponechány cca 15 hodin. Lyofilizace je metoda sušení vlhkých materiálů, jež pracuje na principu nízkého tlaku a teploty. Jedná se o metodu nedestruktivní, co se týče buněk, tudíž i vhodnou pro zpracování vzorků hmyzu. Po lyofilizaci samotné byly vzorky zváženy na kalibrovaných analytických vahách (Obr. č. 14) a hodnoty byly pečlivě zaznamenány. Poté byl hmyz převeden do Eppendorferových epruvet (Obr. č. 15), zmrazen a s pomocí kolegů z PřF MU v Brně determinován.



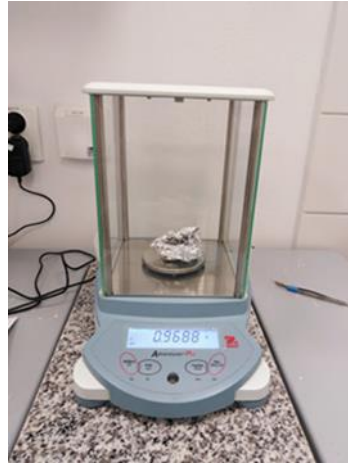
Obr. č. 11: Odběrový box instalovaný pod světelný lapač. Hrana boxu cca 5 cm nad hladinou.



Obr. č. 12: Odběrový box instalovaný na kontrolní rybník se závažím.



Obr. č. 13: Lyofilizátor určený k sušení vzorků náletového hmyzu.



Obr. č. 14: Kalibrované analytické váhy použité k vážení vzorků.



Obr. č. 15: Popsané vzorky hmyzu po vysušení určené k determinaci.



Obr. č. 16: Pokusné nádrže na sádkách Litschau s instalovanými světly, žlutými deskami a vzorkovacími boxy na náletový hmyz

### 3.3.5. Monitoring ryb

Monitoring probíhal od nasazení (včetně) do výlovu (včetně) přibližně v měsíčních intervalech. Ryby byly loveny pomocí elektrického bateriového agregátu Smith-Root (50 - 70 Hz, 400-600 V). Po vylovení byly ryby umístěny do žlabů (20 – 40 ks) a následně změřeny a zváženy pomocí váhy s přesností na setiny gramu (Obr. č. 17 a 18). Ryby byly následně umístěny do čerstvé vody a poté vráceny zpět do příslušných pokusných rybníčků či sádek. Veškerá data byla pečlivě zaznamenána a následně statisticky vyhodnocena.



Obr. č. 17: Propriety použité k měření a vážení ryb.



Obr. č. 18: Vlastní měření ryb.

### 3.4. Statistické zpracování dat

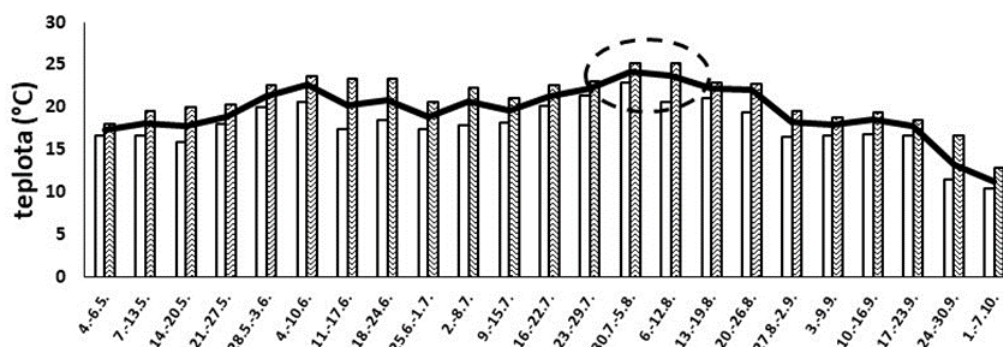
Výsledky byly zpracovány v programu Statistica 12 a tabulkovém editoru MS Excel. Testování signifikance odlišnosti hodnot veličin v daném souboru byla testována jednocestnou analýzou variance (ANOVA) parametrickým nebo neparametrickým (Kruskal-Wallis) testem nebo Studentovým t-testem.

## 4. VÝSLEDKY

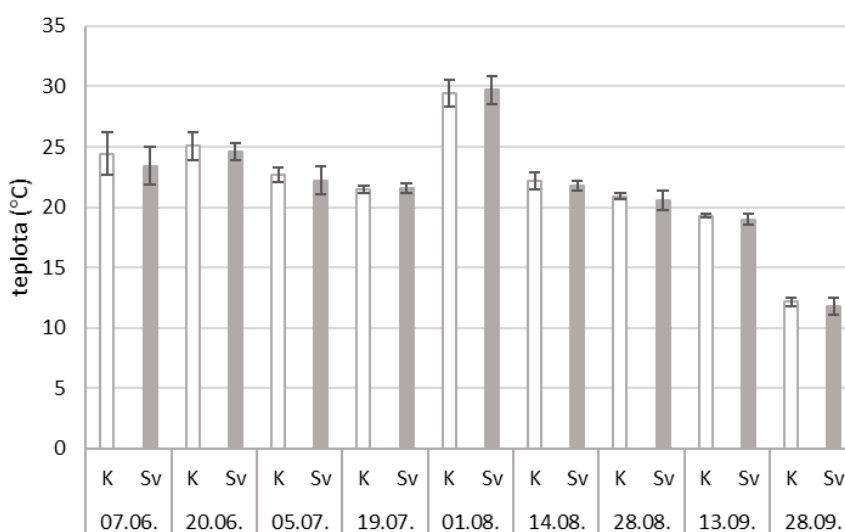
### 4.1. Chov násady tlouště s použitím ponořených světel jako atraktantů hmyzu (ČR)

#### 4.1.1. Fyzikálně chemické parametry prostředí

Fyzikálně chemické parametry byly měřeny ve dvoutýdenních intervalech na kontrolních rybnících i na rybnících s instalovanými světly pro lapání hmyzu. Podmínky prostředí v kontrolních rybnících a v rybnících se světly se průkazně nelišily ( $p > 0,05$ ). Teplota vody, registrovaná datalogery v hloubce 0,5 m, se v průběhu chovu pohybovala od 10,4 °C na začátku května po 24 – 25 °C v srpnu s maximem 25,2 °C (5.8.2018 – Graf č. 3). Hodnoty u hladiny, registrované při pravidelném monitoringu, však dosahovaly až 27,8 - 31,3 °C (1.8.2018 – Graf č. 4).



Graf č. 3: Průběh teplot v hloubce 0,5 m (graf týdenních průměrů naměřených datalogery) v období chovu násady tlouště.

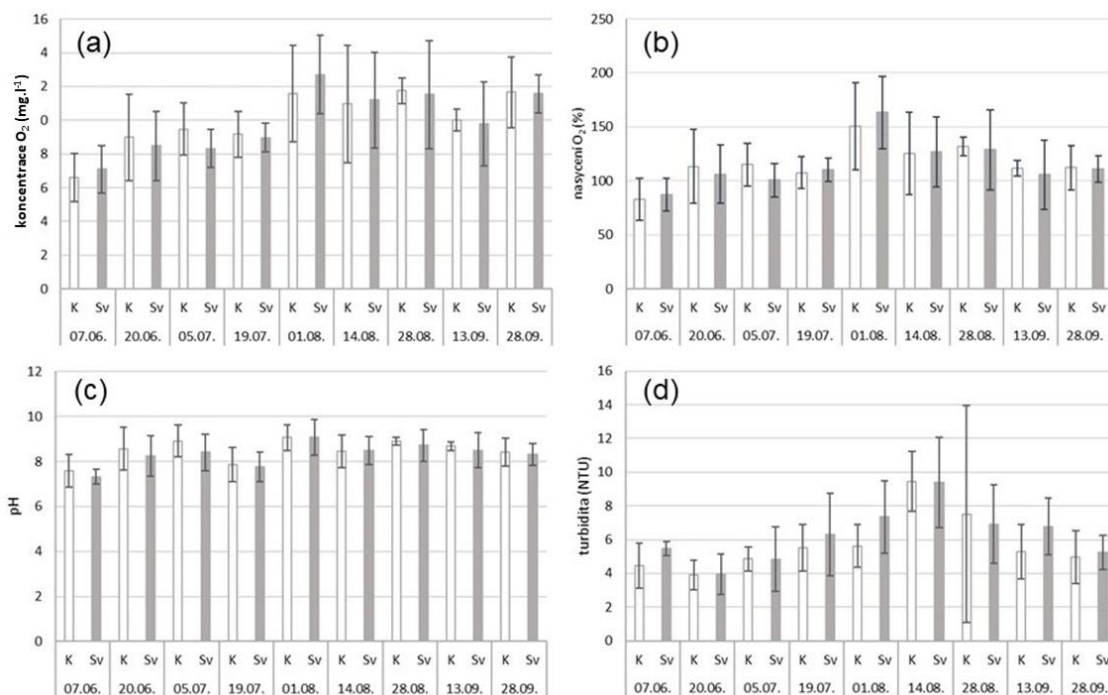


Graf č. 4: Průměrné hodnoty teploty vody pod hladinou ( $\bar{X} \pm S.D.$ ) v kontrolních rybnících (K) a v rybnících s instalovanými světly (Sv).

Průměrné hodnoty koncentrace kyslíku dosahovaly od  $6,59 \pm 1,44 \text{ mg.l}^{-1}$  na začátku června (07.06.2018) do  $12,79 \pm 2,34 \text{ mg.l}^{-1}$  v srpnu (01.08.2018 – Graf č. 5 a). Maximálních hodnot koncentrace  $\text{O}_2$  dosáhla  $15,92 \text{ mg.l}^{-1}$  (01.08.2018) v rybnících se světly. V kontrole dosáhly maximální hodnoty  $16,48 \text{ mg.l}^{-1}$  (14.08.2018). Nasycení kyslíkem kopírovalo obdobný trend jako koncentrace  $\text{O}_2$ . Průměrné hodnoty nasycení  $\text{O}_2$  se pohybovaly od  $83,07 \pm 19,31 \%$  na začátku června (07.06.2018) až do  $163,42 \pm 33,42 \%$  na počátku srpna (01.08.2018 – Graf č. 5 b). Hodnoty nasycení kyslíku dosáhly maximálních hodnot 01.08.2018 a to jak v kontrolních rybnících (194,3 %), tak i v rybnících s instalovanými lapači hmyzu (196,0 %).

Hodnoty pH (Graf č. 5 c) dosáhly maxima (9,58) 01.08.2018 v rybnících s instalovanými lapači, resp. 20.06.2018 v kontrole (9,83). Minimálních hodnot (6,98) bylo dosaženo 07.06.2018 v rybnících se světly, resp. 19.07.2018 v kontrolních rybnících (7,10).

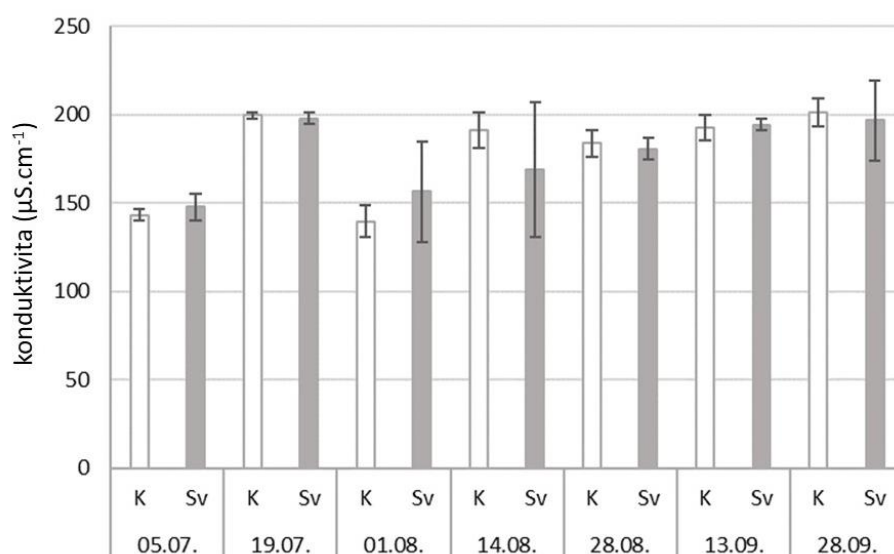
Rozdíly mezi hodnotami turbidity se pohybovaly 01.08.2018 na hladině významnosti ( $p = 0,055$ ). V celé periodě měření kolísaly mezi 2,85 NTU a 11,43 NTU na rybnících s lapači hmyzu, resp. mezi 1,88 NTU a 18,86 NTU v kontrole (Graf. č. 5 d)



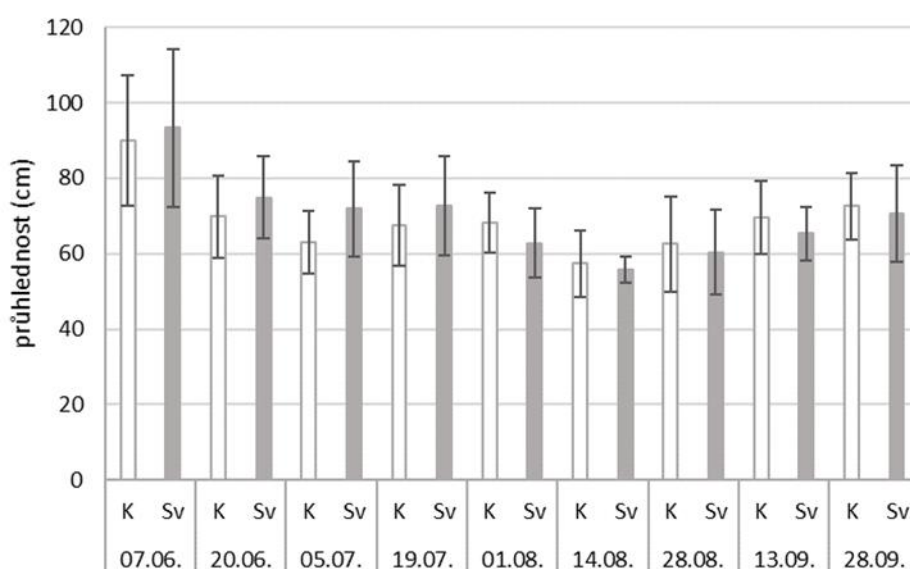
Graf č. 5: Graf průměrných hodnot ( $\bar{x} \pm \text{S.D.}$ ) v kontrole (K) a v rybnících se světly (Sv): **a** koncentrace  $\text{O}_2$ , **b** nasycení  $\text{O}_2$ , **c** pH, **d** turbidita.

Nejnižší hodnoty konduktivity byly zaznamenány 14.08.2018, kdy v rybnících s lapači dosáhly  $102,7 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ , resp.  $127,8 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  v kontrole 01.08.2018. Nejvyšších hodnot v rybnících se světly ( $209,6 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) dosáhly 28.09.2018, resp.  $207,9 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  v kontrole (Graf č. 6).

Nejvyšší průhlednost (110 cm) v rybnících se světly i v kontrolních rybnících byla naměřena na začátku vegetační sezóny, tj. 07.06.2018. Nejnižší naměřené hodnoty (50 cm) byly v rybnících se světly 05.07., 01.08., 14.08., 28.08.2018, resp. 14.08.2018 v kontrole (45 cm – Graf č. 7).



Graf č. 6: Hodnoty konduktivity ( $\bar{x} \pm \text{S.D.}$ ) v kontrolních rybnících (K) a rybnících se světly (Sv).

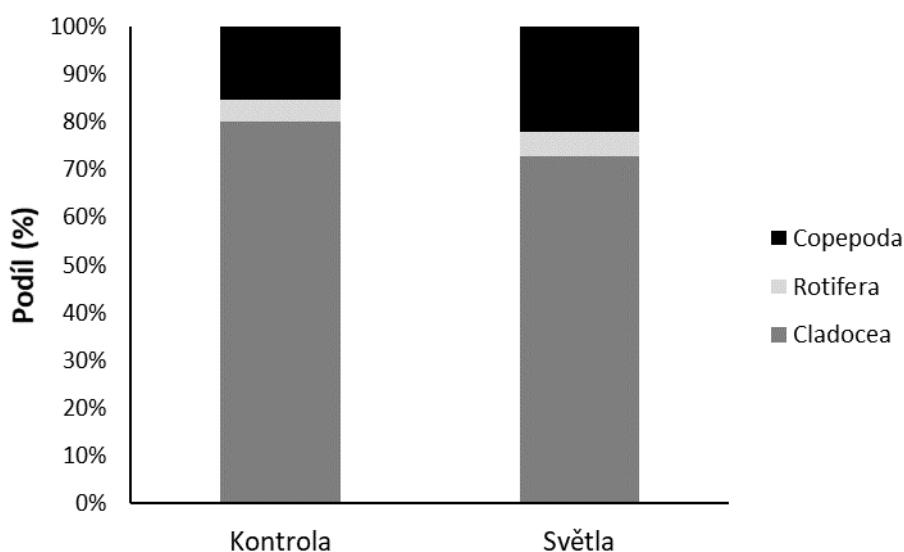


Graf č. 7: Naměřené hodnoty průhlednosti ( $\bar{x} \pm \text{S.D.}$ ) v kontrolních rybnících (K) a rybnících s instalovanými lapači hmyzu (Sv).



#### 4.1.2. Zooplankton

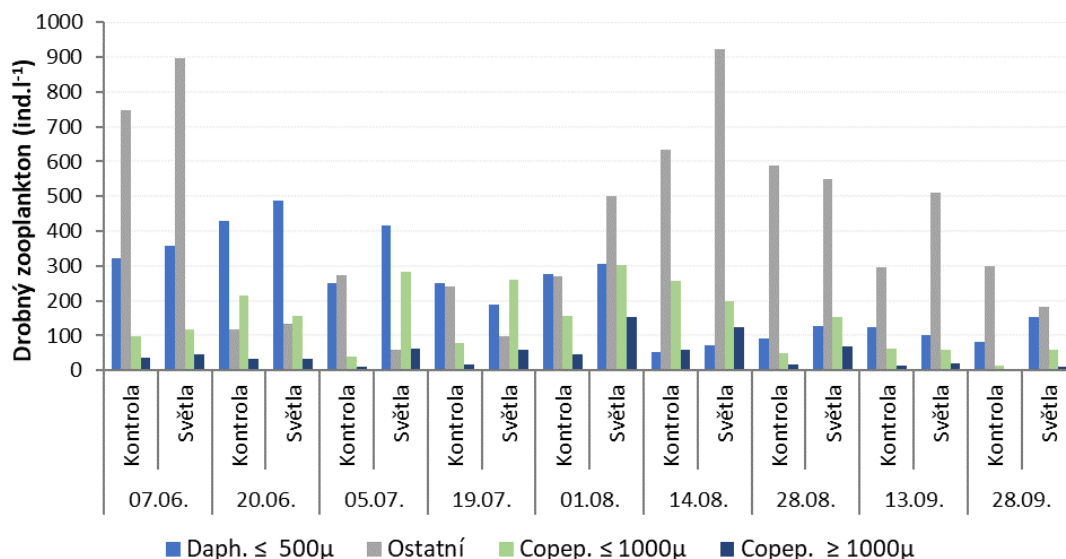
V průběhu sledování bylo odebráno celkem 162 vzorků zooplanktonu (3 vzorky z každého monitorovaného rybníčku ve dvoutýdenních intervalech). Nejpočetnějším skupinou zooplanktonu během celého experimentu byla Cladocera, a to jak v rybnících s instalovanými lapači (72,77 %), tak v kontrolních rybnících (80,01 %). Procentuální zastoupení skupiny Copepoda dosáhlo v rybnících s lapači 22,02 %, resp. 15,15 % v kontrole. Nejnižší hodnoty byly zjištěny u skupiny Rotifera (Graf č. 8).



Graf č. 8: Procentuální zastoupení taxonomických skupin zooplanktonu (Copepoda, Rotifera, Cladocera) během celého experimentu, resp. od 07.06. do 28.09.2018.

Nejpočetnější složkou drobného zooplanktonu (Graf č. 9 a Tab. č. 3) byla skupina ostatní. Nejvyšších hodnot ( $922 \pm 349 \text{ ind.l}^{-1}$ ) bylo dosaženo 14.08. v rybnících se světly, resp. v kontrole ( $747 \pm 318 \text{ ind.l}^{-1}$ ) 07.06. Nejméně početnou skupinou byly skupina Copepoda  $\geq 1000 \mu$ . Nejnižší hodnota ( $9 \pm 6 \text{ ind.l}^{-1}$ ) byla registrována 28.09. v rybnících se světly i v kontrolních rybnících, kde byl zaznamenán pouze  $1 \pm 1 \text{ ind.l}^{-1}$ . Statisticky významný rozdíl ( $p < 0,05$ ) v denzitě skupiny Copepoda  $\geq 1000 \mu$  byl zaznamenán v termínech 05.07., 19.07, 28.08. a 28.09. U skupiny Copepoda  $\leq 999 \mu$  se hodnoty denzity významně lišily ( $p < 0,05$ ) v termínech 19.07., 01.08., 28.08. a 28.09. U zbylých skupin drobného zooplanktonu nebyl zaznamenán signifikantně významný rozdíl ( $p > 0,05$ ). Nejpočetněji se ve frakci hrubého zooplanktonu (Graf. č. 10 a Tab. č. 4) vyskytovala skupina Daphniidae 500 – 999  $\mu$ . U jmenované skupiny v rybnících se světly bylo 28.08. zaznamenáno  $247 \pm 156 \text{ ind.l}^{-1}$ , resp. 01.08. hodnoty v kontrole dosáhly  $191 \pm 96 \text{ ind.l}^{-1}$ . Nejméně početnou byla skupina Daphniidae  $\geq 1500\mu$ , jejíž zástupci se

vyskytovali v jednotkách individuí na liter. Signifikantně významný rozdíl ( $p < 0,05$ ) v denzitě skupiny Daphniidae 500 – 999  $\mu$  byl zaznamenán v termínech 07.06., 05.07., 28.08. a 28.09. Statisticky významný rozdíl v denzitě byl zaznamenán i u skupiny Daphniidae 1000 – 1499  $\mu$ , a to 07.06., 01.08. a 28.08. U skupiny Daphniidae  $\geq 1500\mu$  byl významný rozdíl zaznamenán pouze 01.08.2018.

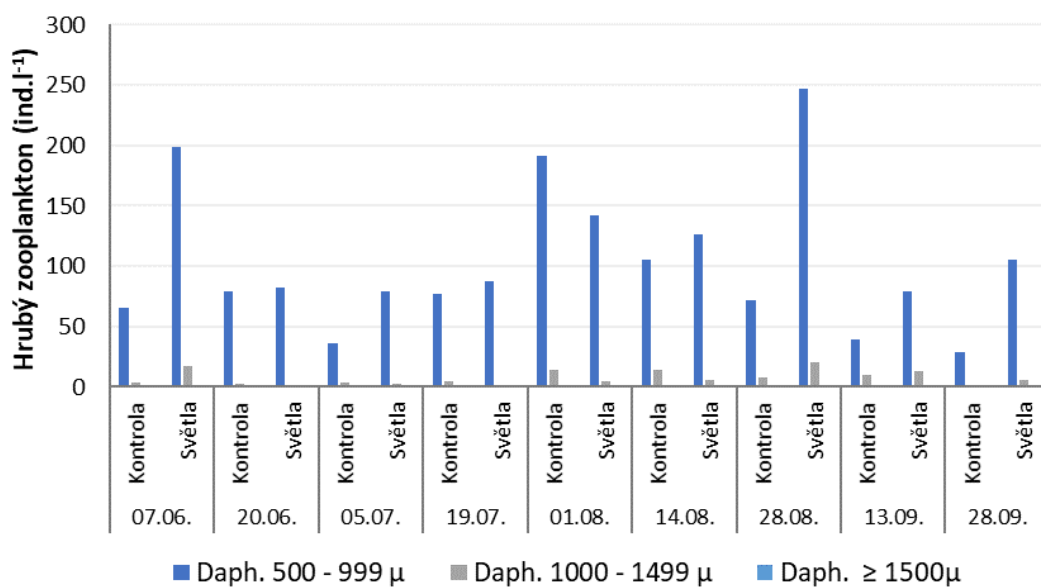


Graf. č. 9: Abundance drobného zooplanktonu ( $\text{ind.l}^{-1}$ ) v průběhu pokusného období.

Tab. č. 3: Abundance ( $\text{ind.l}^{-1}$ ) drobného zooplanktonu ( $\bar{X} \pm \text{S.D.}$ ) v kontrolních rybnících (K) a rybnících se světly (SV).

ns rozdíl nevýznamný  $p > 0,05$ , \*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ , \*\*\*  $p < 0,001$

	Daph. $\leq 500\mu$			Ostatní			Copep. $\leq 1000\mu$			Copep. $\geq 1000\mu$		
	K	Sv	p	K	Sv	p	K	Sv	p	K	Sv	p
07.06.	322 $\pm$ 251	359 $\pm$ 116	ns	747 $\pm$ 318	898 $\pm$ 192	ns	99 $\pm$ 54	119 $\pm$ 109	ns	35 $\pm$ 21	47 $\pm$ 34	ns
20.06.	430 $\pm$ 390	487 $\pm$ 223	ns	116 $\pm$ 155	133 $\pm$ 84	ns	214 $\pm$ 209	158 $\pm$ 97	ns	32 $\pm$ 33	33 $\pm$ 28	ns
05.07.	249 $\pm$ 259	415,5 $\pm$ 98	ns	275 $\pm$ 347	58 $\pm$ 28	ns	39 $\pm$ 10	284 $\pm$ 141	ns	10 $\pm$ 9	61 $\pm$ 60	*
19.07.	250 $\pm$ 174	188 $\pm$ 75	ns	240 $\pm$ 224	99 $\pm$ 87	ns	79 $\pm$ 47	261 $\pm$ 169	*	17 $\pm$ 7	60 $\pm$ 15	ns
01.08.	276 $\pm$ 173	307 $\pm$ 114	ns	269 $\pm$ 192	501 $\pm$ 319	ns	158 $\pm$ 47	302 $\pm$ 93	**	44 $\pm$ 24	154 $\pm$ 80	**
14.08.	53 $\pm$ 23	71 $\pm$ 31	ns	634 $\pm$ 150	922 $\pm$ 349	ns	258 $\pm$ 223	199 $\pm$ 76	ns	58 $\pm$ 58	123 $\pm$ 52	ns
28.08.	92 $\pm$ 60	126 $\pm$ 53	ns	589 $\pm$ 347	550 $\pm$ 360	ns	48 $\pm$ 41	153 $\pm$ 81	**	15 $\pm$ 16	67 $\pm$ 40	**
13.09.	125 $\pm$ 143	102 $\pm$ 68	ns	295 $\pm$ 169	509 $\pm$ 367	ns	61 $\pm$ 53	60 $\pm$ 36	ns	14 $\pm$ 12	19 $\pm$ 19	ns
28.09.	81 $\pm$ 38	153 $\pm$ 192	ns	300 $\pm$ 338	181 $\pm$ 124	ns	14 $\pm$ 6	60 $\pm$ 40	**	1 $\pm$ 1	9 $\pm$ 6	***



Graf. č. 10: Abundance hrubého zooplanktonu (ind.l<sup>-1</sup>) v průběhu pokusného období.

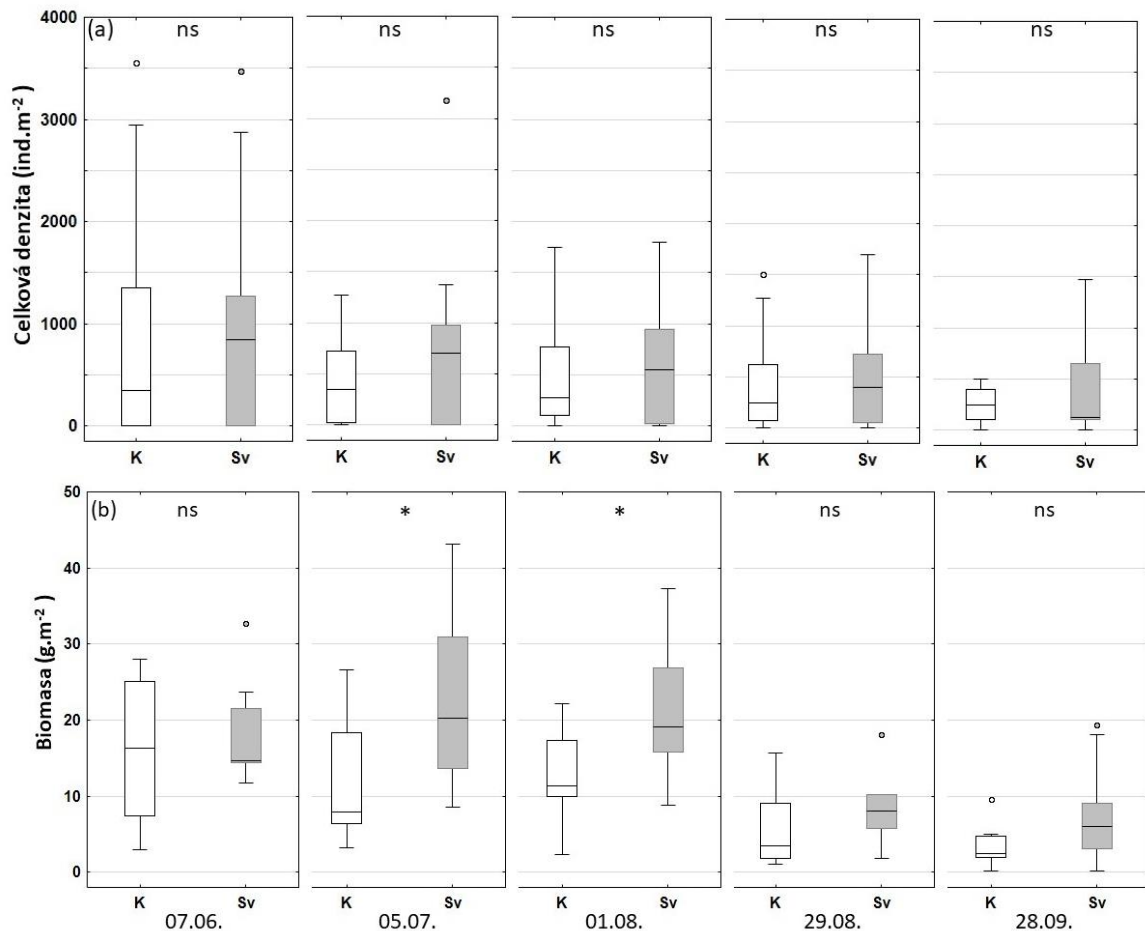
Tab. č. 4: Abundance (ind.l<sup>-1</sup>) drobného zooplanktonu ( $\bar{X} \pm S.D.$ ) v kontrolních rybnících (K) a rybnících se světly (SV).

ns rozdíl nevýznamný  $p > 0,05$ , \*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$

	Daph. 500 - 999 μ			Daph. 1000 - 1499 μ			Daph. ≥ 1500 μ		
	K	Sv	p	K	Sv	p	K	Sv	p
07.06.	65 ± 55	199 ± 124	*	3 ± 3	17 ± 11	*	0	0	ns
20.06.	79 ± 64	82 ± 50	ns	3 ± 4	1 ± 2	ns	0	0	ns
05.07.	36 ± 31	79 ± 42	*	4 ± 4	2 ± 3	ns	0	0	ns
19.07.	77 ± 53	87 ± 32	ns	5 ± 6	1 ± 2	ns	0	0	ns
01.08.	191 ± 96	143 ± 41	ns	14 ± 12	4 ± 4	*	1 ± 1	0	*
14.08.	105 ± 45	127 ± 29	ns	14 ± 13	6 ± 5	ns	1 ± 2	0	ns
28.08.	71 ± 42	247 ± 156	**	7 ± 7	20 ± 15	*	0	1 ± 2	ns
13.09.	40 ± 33	79 ± 60	ns	9 ± 12	13 ± 13	ns	1 ± 1	2 ± 3	ns
28.09.	28 ± 12	105 ± 88	*	2 ± 2	6 ± 7	ns	0	0	ns

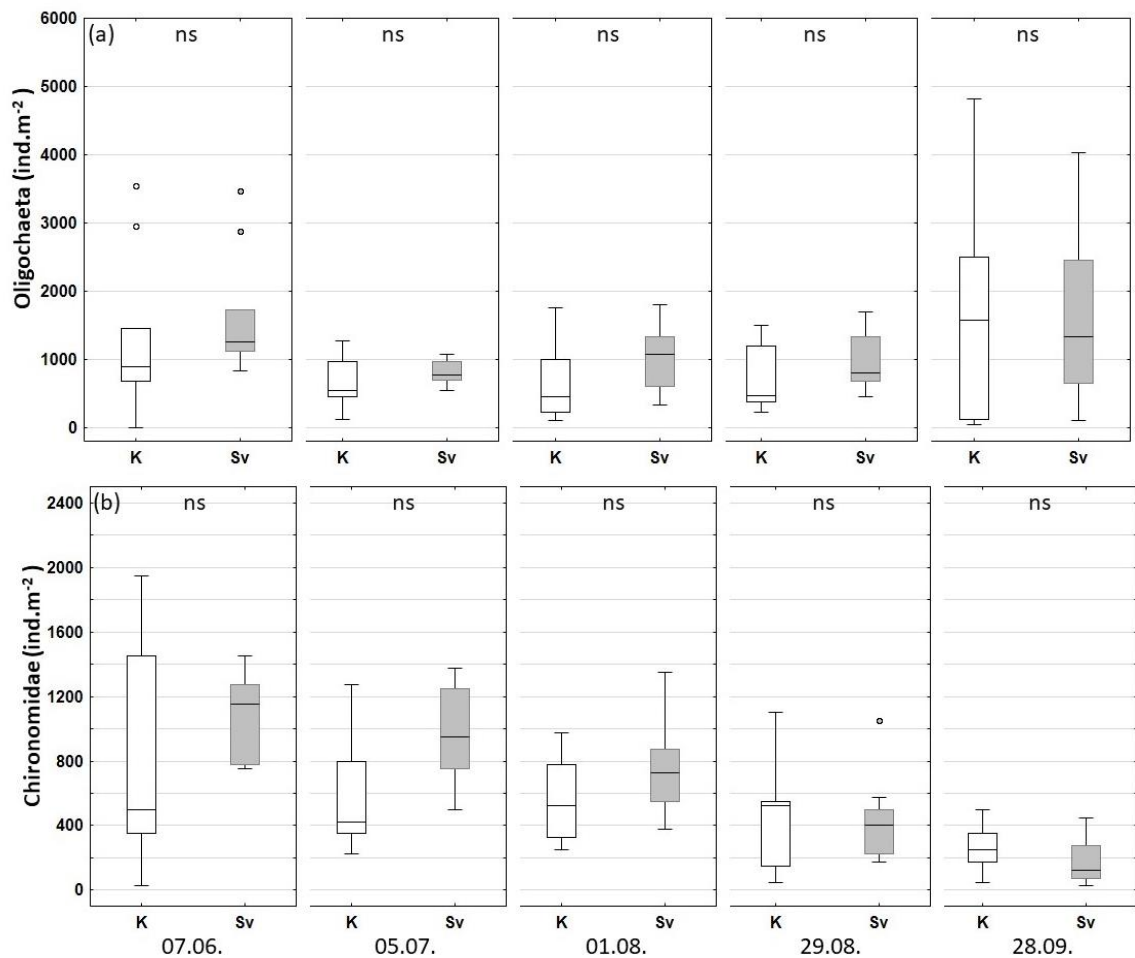
### 4.1.3. Zoobentos

Odběr vzorků makrozoobentosu probíhal v měsíčních intervalech od 07.06. do 28.09.2018. souběžně na kontrolních rybnících i na rybnících s instalovanými lapači hmyzu. Celková denzita bentických bezobratlých se průkazně nelišila ( $p > 0,05$ ), přesto byly zaznamenány vyšší hodnoty denzity v rybnících s instalovanými lapači hmyzu (Graf. č. 11 a). Výjimkou byl poslední odběr (28.09.2018), kdy průměrná hodnota denzity byla mírně vyšší v kontrole ( $696,30 \pm 1200,30 \text{ ind.m}^{-2}$ ) nežli v rybnících s instalovanými světly ( $619,44 \pm 986,94 \text{ ind.m}^{-2}$ ). Hodnoty biomasy se průkazně lišily ( $p < 0,05$ ) 05.07. a 01.08.2018 (Graf. č. 11 b). Průměrné hodnoty se pohybovaly od  $7,81 \pm 6,73 \text{ g.m}^{-2}$  (28.09.2018) do  $22,75 \pm 11,53 \text{ g.m}^{-2}$  (05.07.2018) v rybnících se světly, resp. od  $3,51 \pm 2,84 \text{ g.m}^{-2}$  (28.09.2018) do  $15,32 \pm 9,82 \text{ g.m}^{-2}$  (07.06.2018) v kontrole.



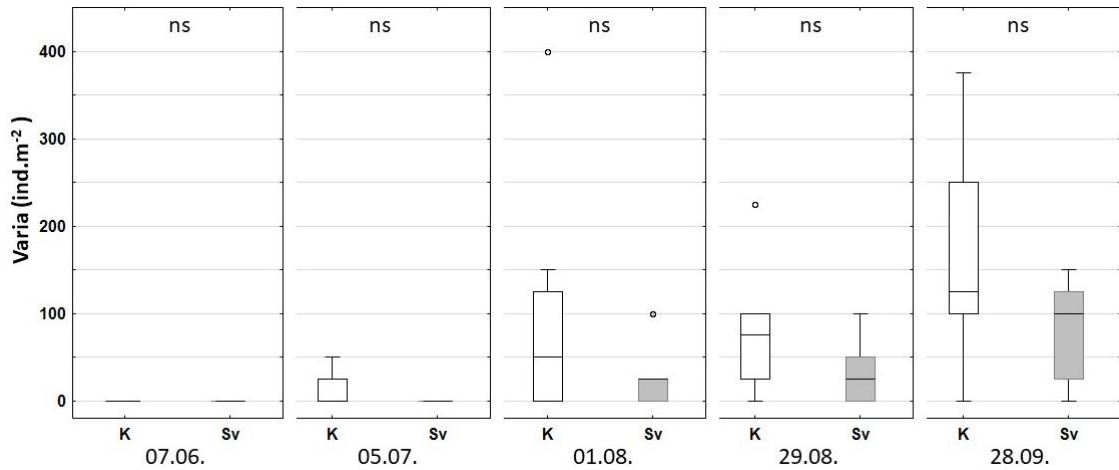
Graf. č. 11: Box-ploty celkové denzity ( $\text{ind.m}^{-2}$ ) a biomasy ( $\text{g.m}^{-2}$ ) makrozoobentosu v kontrolních rybnících (K – bílý box) a v rybnících se světly (Sv – šedý box): **a** celková denzita, **b** biomasa. Pozn.: centrální linie – medián, box – kvartily rozsahu, úsečky – neodlehle hodnoty, body – odlehle hodnoty (koeficient 1,5)  
ns rozdíl nevýznamný, \*  $p < 0,05$

Denzita skupiny Oligochaeta (Graf č. 12 a) a Chironomidae (Graf č. 12 b) se průkazně nelišila ( $p > 0,05$ ). Přesto byl zaznamenán jistý trend v početnosti bentických bezobratlých. U obou skupin dosahovaly hodnoty denzity vyšších hodnot v rybnících s instalovanými lapači hmyzu. Jedinou výjimkou byl poslední odběr (28.09.2018), kdy zjištěné hodnoty skupiny Oligochaeta byly v kontrolních rybnících ( $1664 \pm 1750 \text{ ind.m}^{-2}$ ) nevýznamně ( $p > 0,05$ ) vyšší než v rybnících se světly ( $1583 \pm 1251 \text{ ind.m}^{-2}$ ), resp. u skupiny Chironomidae v kontrole, kde hodnoty denzity dosahovaly  $261 \pm 144 \text{ ind.m}^{-2}$  a v rybnících se lapači  $194 \pm 154 \text{ ind.m}^{-2}$ .



Graf. č. 12: Denzita ( $\text{ind.m}^{-2}$ ) skupiny Oligochaeta a Chironomidae v kontrolních rybnících (K – bílý box) a v rybnících se světly (Sv – šedý box): **a** denzita Oligochaeta, **b** denzita Chironomidae. Pozn.: centrální linie – medián, box – kvartily rozsahu, úsečky – neodlehle hodnoty, body – odlehle hodnoty (koeficient 1,5)  
ns rozdíl nevýznamný ( $p > 0,05$ )

Hodnoty skupiny Varia (Graf č. 13) se průkazně nelišily ( $p > 0,05$ ). Zástupci této skupiny byly larvy hmyzu (Chaoboridae, Ceratopogonidae, Megaloptera, Odonata, Trichoptera), pijavice (*Erpobdella* sp., *Helobdella* sp., *Glossiphonia* sp.) a měkkýši (*Lymnaea*, *Viviparus*, Sphaeriidae). Průměrné hodnoty dosahovaly od  $11,11 \pm 25,35$  ind.m<sup>-2</sup> (05.07.2018) do  $80,56 \pm 56,98$  ind.m<sup>-2</sup> (28.09.2018) v rybnících s lapači, resp. od  $8,33 \pm 25,00$  ind.m<sup>-2</sup> (07.06.2018) do  $163,89 \pm 119,97$  ind.m<sup>-2</sup> (28.09.2018) v kontrole.



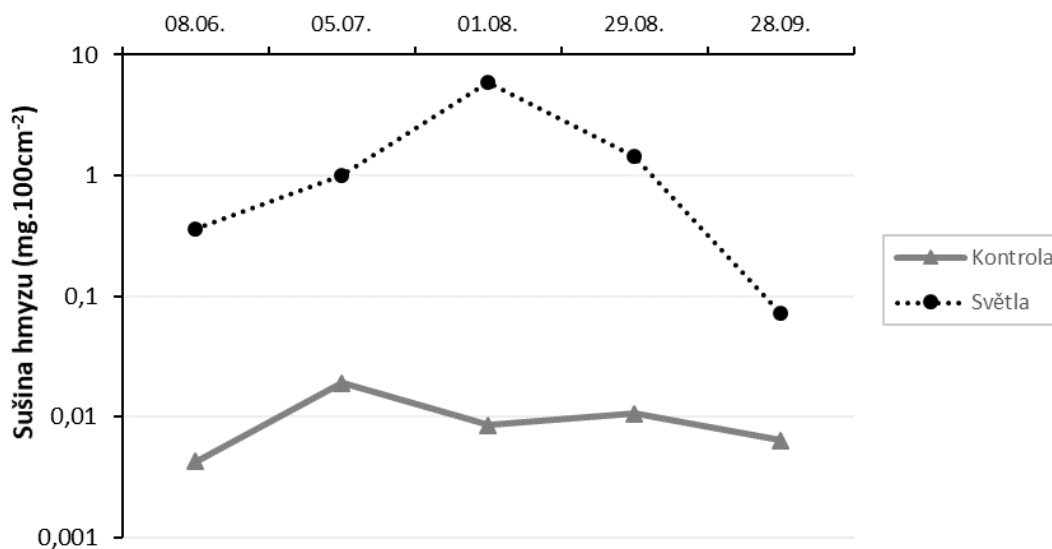
Graf. č. 13: Box-ploty denzity skupiny Varia (ind.m<sup>-2</sup>) v kontrolních rybnících (K – bílý box) a v rybnících se světly (Sv – šedý box). Pozn.: centrální linie – medián, box – kvartily rozsahu, úsečky – neodlehle hodnoty, body – odlehle hodnoty (koeficient 1,5)  
ns rozdíl nevýznamný ( $p > 0,05$ )

#### 4.1.4. Náletový hmyz

Náletový hmyz byl odebíráán se stejnou frekvencí jako vzorky zoobentosu, tj. jednou měsíčně. Odebrané vzorky hmyzu byly lyofilizovány. Sušina hmyzu dosedajícího na vodní hladinu (Graf č. 14) se v rybnících se světly pohybovala od 0,0723 (28.09.2018) do 5,91 mg.100 cm<sup>-2</sup> (01.08.), resp. od 0,00426 (08.06.) do 0,0191 mg.100 cm<sup>-2</sup> (05.07.). Zastoupení jednotlivých řádů, které byly v průběhu experimentu v kontrolních rybnících a v rybnících se světly zachyceny znázorňuje Tab. č. 5. Navíc v kontrole při posledním odběru, tj. 28.09.2018, byl determinován jeden jedinec řádu Araneae (pavouci).

Tab. č. 5: Zastoupení jedinců jednotlivých řádů hmyzu v průběhu celého experimentu v chovu tlouště.

	Diptera		Hymenoptera		Ephemeroptera		Lepidoptera	
	K	Sv	K	Sv	K	Sv	K	Sv
08.06.	2	28	0	2	0	1	0	1
05.07.	2	17	2	1	0	28	1	3
01.08.	2	6	1	3	1	334	0	7
29.08.	2	7	0	0	2	105	0	0
28.09.	1	3	0	0	1	7	0	0

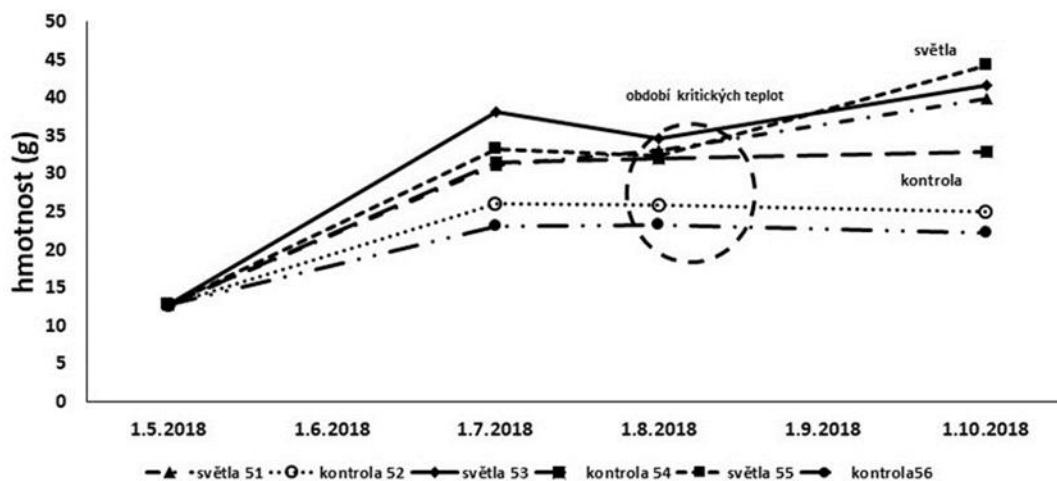


Graf. č. 14: Logaritmický graf (log<sub>10</sub>) průměrných hodnot sušiny hmyzu (mg.100 cm<sup>-2</sup>) v průběhu experimentu.

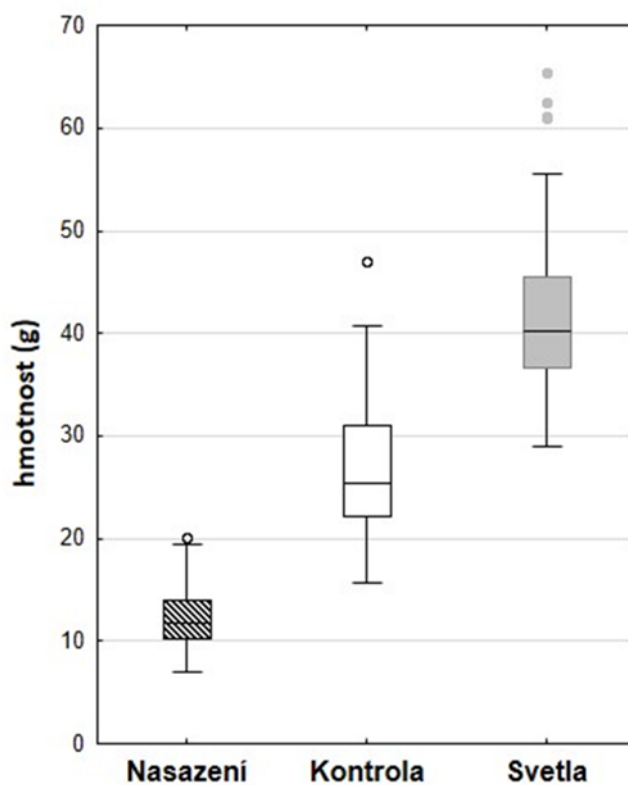
#### 4.1.5. Rybí obsádka

Průměrná hmotnost ryb vzrostla v průběhu vegetační sezóny z počátečních 12,7 g na  $41,9 \pm 2,2$  a  $26,7 \pm 5,5$  g v rybnících se světly, resp. v kontrole (Graf č. 15 a 16). Při ukončení odchovu byli zaznamenáni tři jedinci (2 v kontrole a 1 v rybníce se světly) ve velikosti 102,3 – 116,1 g, 223 – 225 mm TL. Průměrné přežití na konci pokusu v obou variantách se průkazně nelišilo ( $p > 0,05$ ) a dosáhlo  $84,2 \pm 5,4$  % v rybnících se světly, resp.  $83,7 \pm 2,0$  % v kontrole. Adekvátně tomu činila hektarová produkce  $176 \pm 25$  a  $108 \pm 50$  kg.ha<sup>-1</sup> ( $p > 0,05$ ). Kromě dvouletého tlouště byl při výlovu ve všech rybnících zjištěn poměrně početně i plůdek ryb (70 % okoun *Perca fluviatilis*, 30 % plotice *Rutilus rutilus*, ojediněle slunečnice *Lepomis gibbosus*, ježdík *Gymnocephalus cernuus*, hrouzek *Gobio gobio*, střevlička *Pseudorasbora parva*, cejn *Abramis brama*, ouklej *Alburnus alburnus*, candát *Sander lucioperca*, lín *Tinca tinca*, perlín *Scardinius erythrophthalmus*) původem ze zdroje - náhonu řeky Blanice. Jejich průměrná biomasa v rybnících se světly byla 8,05 kg a v kontrole 7,62 kg. Jejich přínos k produkci tak byl velmi významný a po korekci na jejich biomasu tedy činila průměrná produkce v rybnících se světly  $276 \pm 48$  kg.ha<sup>-1</sup> a v kontrole  $202 \pm 79$  kg.ha<sup>-1</sup> ( $p > 0,05$ ). Kondice tlouště (Graf č. 17 a 18), vyjádřená jako Fultonův koeficient poměru mezi hmotností a délkou těla, vzrostla z počátečních hodnot 1,41 po měsíci chovu na hodnoty 1,64 – 1,76 s výjimkou jedné kontroly (rybník 52 – 1,37). Již po měsíci se však ukazatele kondice prakticky srovnaly (1,59 – 1,77) a v průběhu chovu se v podstatě dál nijak neměnily (Graf. č. 17). Finální průměrné hodnoty  $1,68 \pm 0,04$  v rybnících se světly a  $1,66 \pm 0,07$  v kontrole se průkazně nelišily ( $p > 0,05$ ) (Graf č. 18). Biochemické složení ryb na konci odchovu jak v kontrole, tak v rybnících se světly bylo obecně charakteristické signifikantně zvýšeným podílem sušiny a obsahem tuku, bílkovin i popelovin ve srovnání s hodnotami při nasazení. Jedinou výjimkou byl pouze neprůkazně nižší obsah tuku v rybách v kontrole (Tab. č. 6) ve srovnání s hodnotami při nasazení.

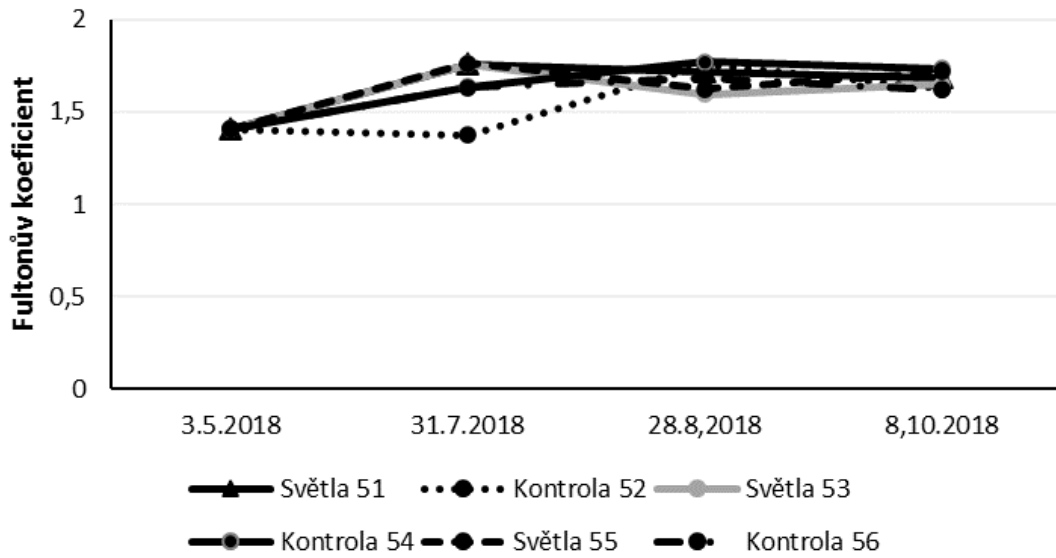




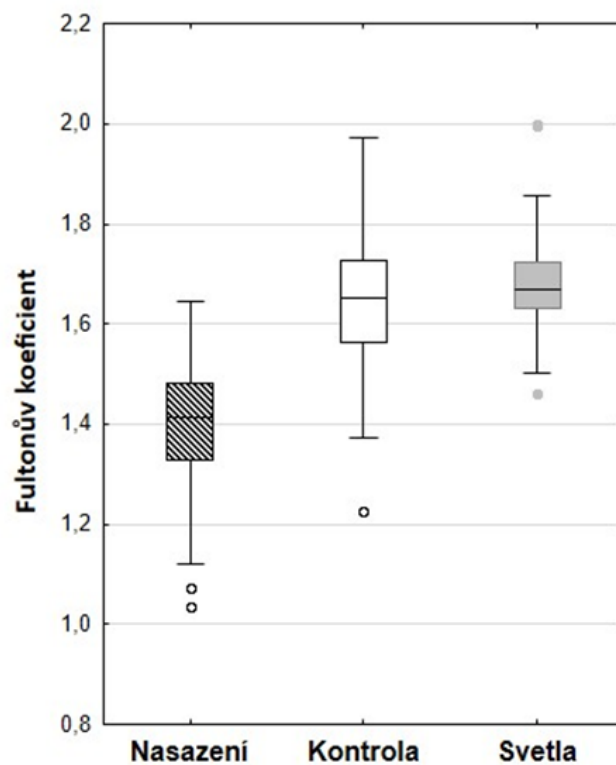
Graf. č. 15: Růst ryb v průběhu chovu jelce tlouště.



Graf. č. 16: Box-ploty finálních průměrných hmotností v kontrolních rybnících a rybnících s lapáči v porovnání s hmotností ryb při nasazení. Pozn.: centrální linie – medián, box – kvartily rozsahu, úsečky – neodlehle hodnoty, body – odlehle hodnoty (koeficient 1,5). Hodnoty s odlišným horním indexem se liší na hladině významnosti  $p = 0,05$ .



Graf č. 17: Kondice ryb (Fultonův koeficient) v průběhu chovu násady tlouště.



Graf č. 18: Box-ploty finálních hodnot Fultonova koeficientu v kontrolních rybnících a rybnících s lapači hmyzu. Pozn.: centrální linie – medián, box – kvartily rozsahu, úsečky – neodlehle hodnoty, body – odlehle hodnoty (koeficient 1,5).

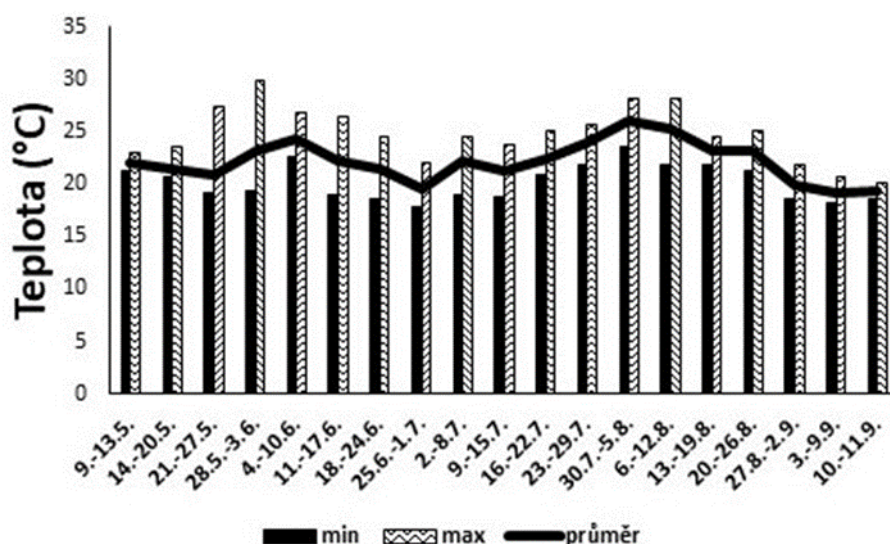
Tab. č. 6: Biochemické ukazatele složení těla ryb (%) v průběhu tlouště. Pozn.: Hodnoty se odlišným horním indexem se liší na hladině významnosti  $p = 0,05$ .

	<b>Nasazení</b>	<b>Kontrola</b>	<b>Světla</b>
<b>Sušina</b>	21,71 ± 0,63 <sup>a</sup>	22,57 ± 1,84 <sup>b</sup>	23,29 ± 0,79 <sup>b</sup>
<b>Tuk</b>	3,43 ± 0,85 <sup>ab</sup>	2,47 ± 1,30 <sup>a</sup>	3,71 ± 1,27 <sup>b</sup>
<b>Bílkoviny</b>	14,15 ± 0,91 <sup>a</sup>	15,99 ± 0,80 <sup>b</sup>	16,30 ± 0,82 <sup>b</sup>
<b>Popel</b>	3,81 ± 0,41 <sup>a</sup>	4,67 ± 0,61 <sup>b</sup>	4,40 ± 0,37 <sup>b</sup>

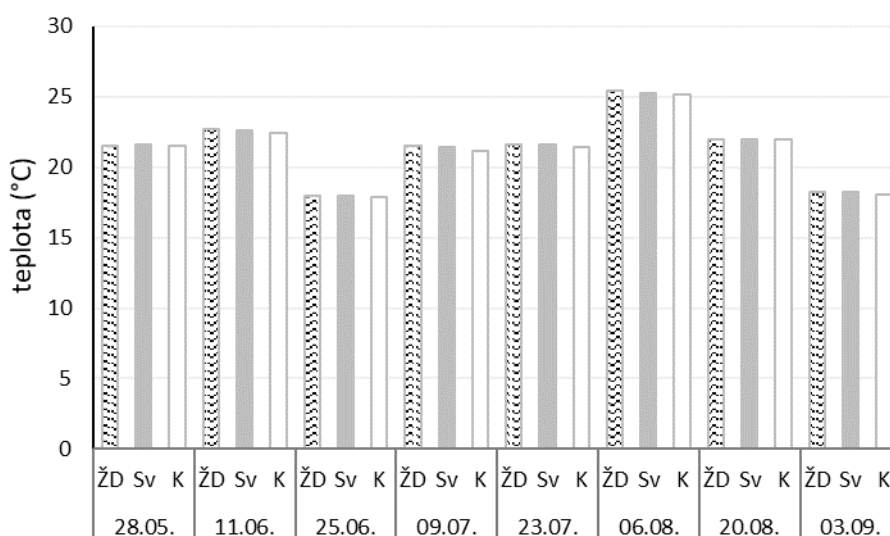
## 4.2. Chov násady jesena s použitím ponořených světel a žlutých desek jako atraktantů hmyzu (Rakousko)

### 4.2.1. Fyzikálně chemické parametry prostředí

Fyzikálně chemické parametry byly měřeny ve dvoutýdenních intervalech na kontrolních rybnících i na rybnících s instalovanými lapači hmyzu. Teplota vody, která byla registrovaná dataloggery v hloubce 0,5 m, v průběhu chovu dosahovala maximálních hodnot 29,9 °C na konci května, přičemž nejnižší teploty (18,0 °C) byly zaznamenány na konci června (Graf. č. 19). Hodnoty u hladiny, registrované při pravidelném monitoringu, dosahovaly 17,9 (25.6.2018) až 25,3 °C (6.8.2018 – Graf. č. 20).

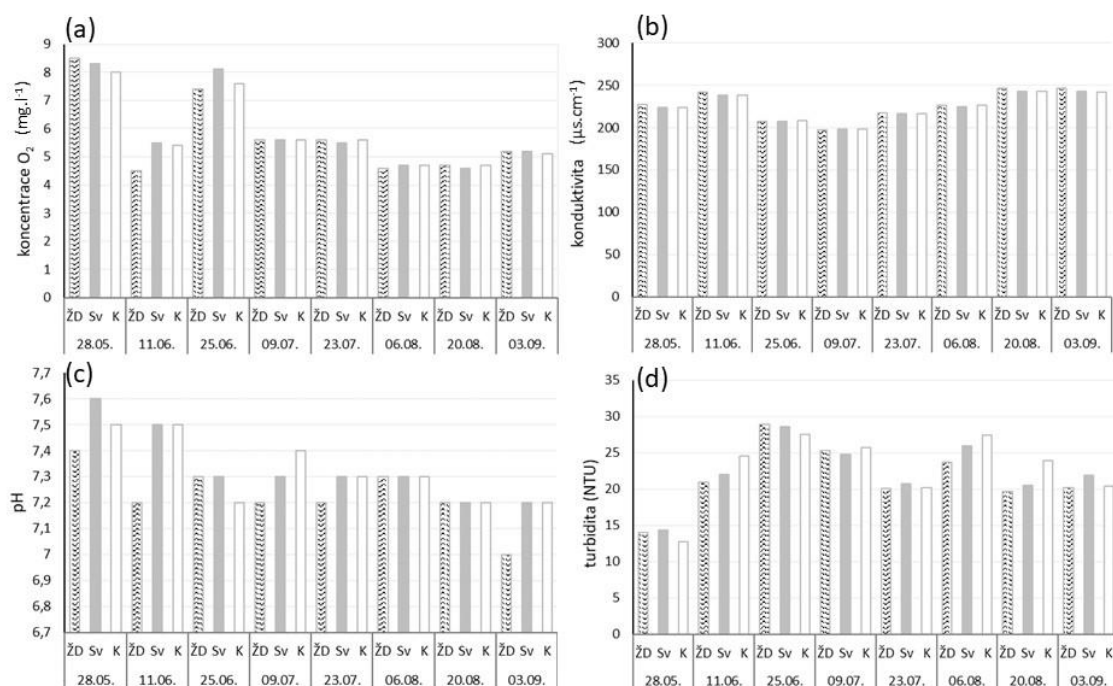


Graf. č. 19: Průběh teplot v hloubce 0,5 m (graf týdenních průměrů) v období chovu násady jesena.



Graf. č. 20: Hodnoty teploty (°C) u hladiny, registrované při pravidelném monitoringu v rybnících se žlutými deskami (ŽD), světly (Sv) a kontrolních rybnících (K).

Hodnoty koncentrace kyslíku dosahovaly od 4,5 mg.l<sup>-1</sup> (11.06.2018) do 8,5 mg.l<sup>-1</sup> (01.08.2018 - Graf. č. 21 a). U zjištěných hodnot konduktivity nebyly zaznamenány výkyvy. Nicméně nejnižší hodnoty byly zaznamenány 09.07.2018, kdy v rybnících se žlutými deskami dosáhly 197 μS.cm<sup>-1</sup>, resp. v rybnících se světly a kontrole 198 μS.cm<sup>-1</sup>. Nejvyšších hodnot v rybnících se žlutými deskami (246 μS.cm<sup>-1</sup>) bylo dosaženo 03.09.2018, resp. 243 μS.cm<sup>-1</sup> v rybnících se světly (20.08. a 03.09.2018) i v kontrole (20.08.2018) (Graf č. 21 b). Minimální naměřené hodnoty pH (Graf. č. 21 c) klesly na 7 v rybnících s instalovanými lapači, resp. 7,2 v rybnících s lapači hmyzu a v kontrole. Minimálních hodnoty v rybnících se žlutými deskami činily 7,4 a v rybnících se světly 7,6, resp. 7,5 v kontrolních rybnících. V průběhu celého experimentu hodnoty turbidity kolísaly mezi 14 NTU (28.05.2018) a 28,9 NTU (25.06.2018) v rybnících se žlutými deskami. V rybnících se světly hodnoty dosahovaly od 14,3 NTU (28.05.2018) a 28,6 NTU, resp. od 12,7 NTU (28.05.2018) do 27,5 NTU (25.06.2018) v kontrole (obr. č. 21 d).

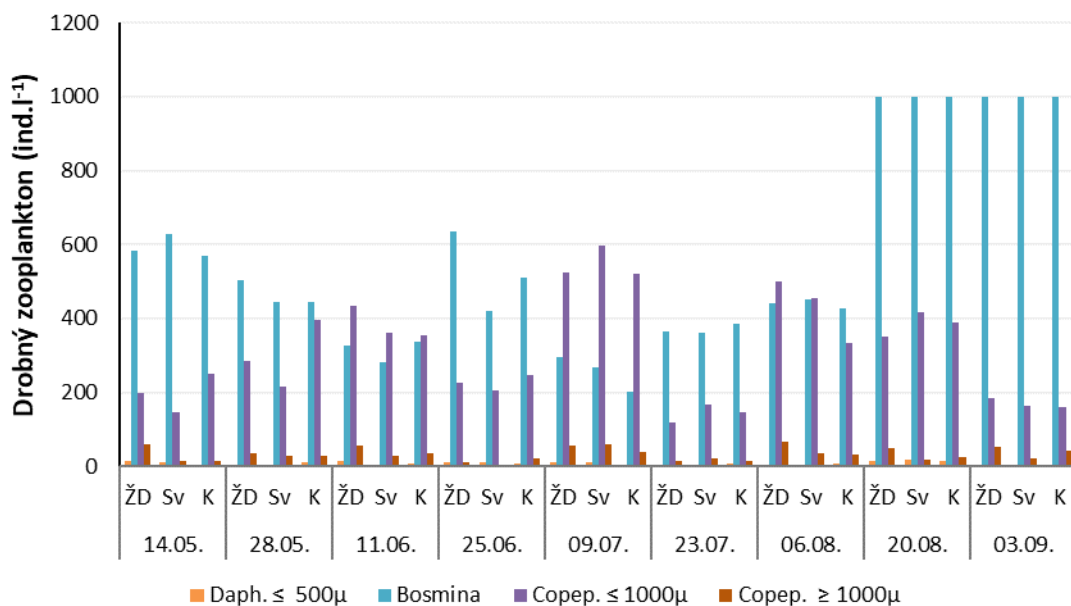


Graf č. 21: Graf naměřených hodnot v rybnících se žlutými deskami (ŽD), v rybnících se světly (Sv) a v kontrole (K): **a** koncentrace O<sub>2</sub>, **b** konduktivita, **c** pH, **d** turbidita.

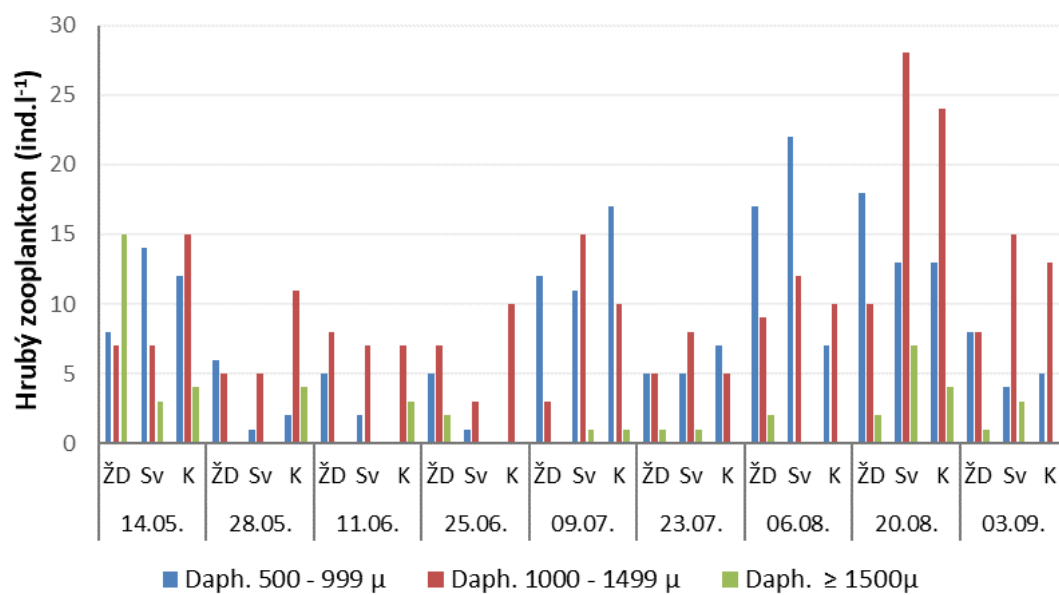
#### 4.2.2. Zooplankton

Odběr vzorků zooplanktonu probíhal ve dvoutýdenních intervalech od 14.05.2018 do 03.09.2018. Abundanci drobného a hrubého zooplanktonu znázorňuje Graf č. 22 a 23. Nejpočetnější složkou drobného zooplanktonu byla skupina Ostatní. Nejvyšších hodnot ( $>1000 \text{ ind.l}^{-1}$ ) ve všech třech nádržích, tj, žluté desky, světla a kontrola, bylo dosaženo 20.08. a 03.09.2018. Nejnižší hodnota ( $201 \text{ ind.l}^{-1}$ ) byla zaznamenána 09.07.2018 v kontrole. Nejméně početnou skupinou byly skupina Daphniidae  $\leq 499 \mu$ , kde hodnoty kolísaly od  $2 \text{ ind.l}^{-1}$  v kontrole (23.07.2018) do  $17 \text{ ind.l}^{-1}$  v rybnících s instalovanými světly (20.08.2018).

Hodnoty denzity hrubého zooplanktonu se pohybovaly v jednotkách až desítkách jedinců na litr, na rozdíl od drobného zooplanktonu, jehož denzita činila stovky až tisíce jedinců na litr. Nejpočetněji se v hrubém zooplanktonu vyskytovala skupiny Daphniidae  $1000 - 1499 \mu$ . Nejméně početnou byla skupina Daphniidae  $\geq 1500 \mu$ . V 10 případech z 27 vzorků nebyl zaznamenán žádný jedinec z této skupiny. Maximálně bylo ve vzorku přítomno 15 jedinců.



Graf č. 22: Abundance drobného zooplanktonu ( $\text{ind.l}^{-1}$ ) v průběhu celého pokusu.



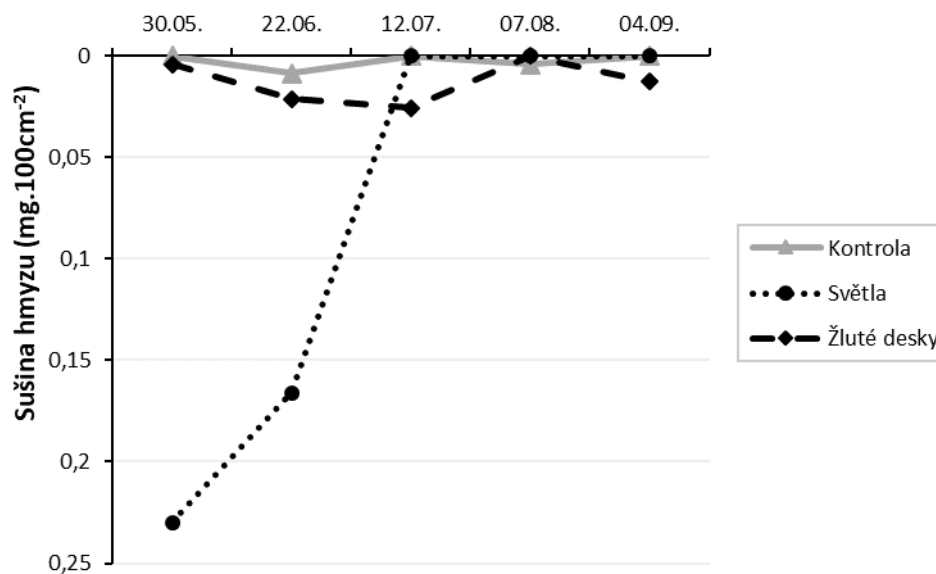
Graf č. 23: Abundance hrubého zooplanktonu (ind.l<sup>-1</sup>) v průběhu celého pokusu.

### 4.2.3. Náletový hmyz

Náletový hmyz, uvedený jako sušina hmyzu ( $\text{mg} \cdot 100 \text{ cm}^{-2}$ ), znázorňuje Graf č. 24. V sádkách s instalovanými žlutými deskami se hodnoty sušiny hmyzu pohybovaly od 0 (07.08.) do  $0,0255 \text{ mg} \cdot 100 \text{ cm}^{-2}$  (12.07.), se světly od 0 (12.07., 07.08., 04.09.) do  $0,230 \text{ mg} \cdot 100 \text{ cm}^{-2}$  (30.05.), resp. od 0 (30.05., 12.07., 04.09.) do  $0,00851 \text{ g} \cdot 100 \text{ cm}^{-2}$  v kontrole (22.06.). V průběhu experimentu byli zaznamenáni jedinci tří řádů náletového hmyzu (Tab. č. 7).

Tab. č. 7: Zastoupení jedinců jednotlivých řádů hmyzu v průběhu celého experimentu v chovu tlouště.

	Diptera	Ephemeroptera	Hemiptera
Kontrola	1	0	1
Světla	13	1	1
Žluté desky	5	0	5



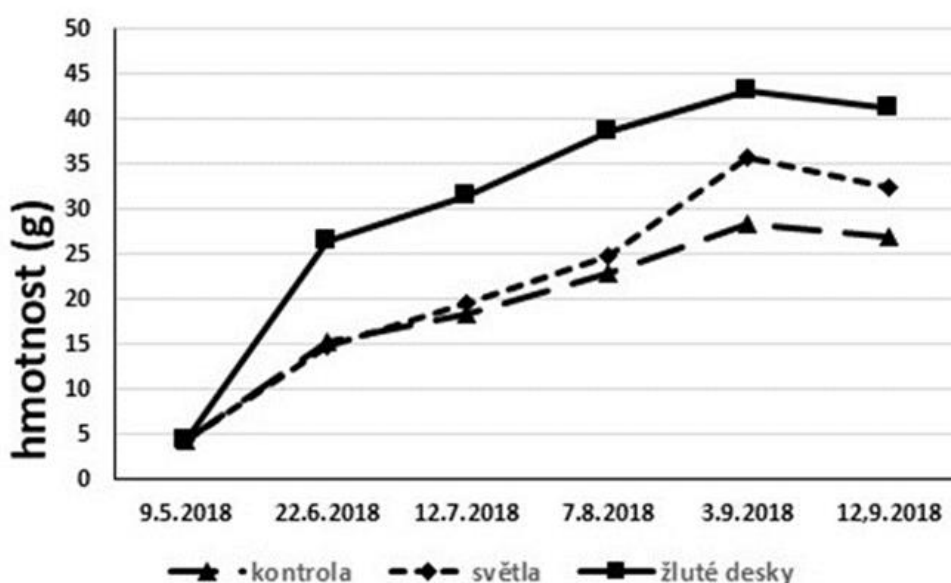
Obr. č. 24: Průměrné hodnoty sušiny hmyzu ( $\text{mg} \cdot 100 \text{ cm}^{-2}$ ) v průběhu experimentu.



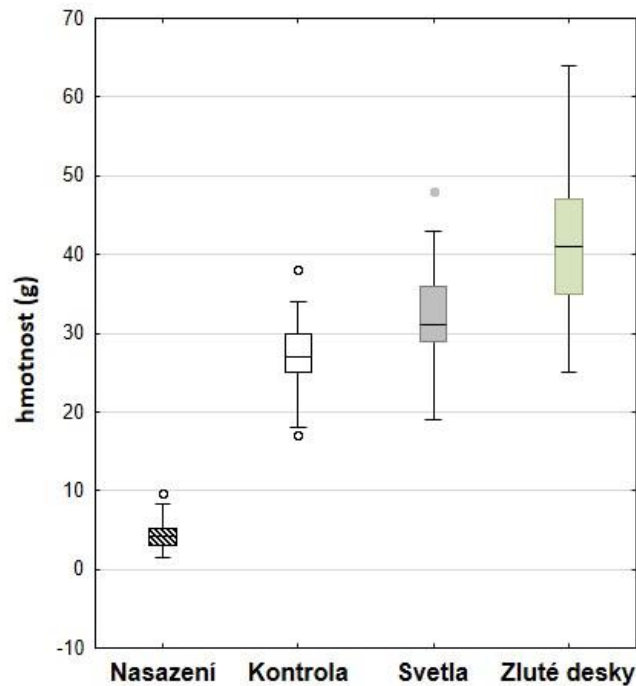
#### 4.2.4. Rybí obsádka

Průměrná hmotnost ryb vzrostla v průběhu vegetační sezóny z počátečních 4,3 g na  $26,9 \pm 4,9$ ,  $32,3 \pm 6,5$  a  $41,2 \pm 9,2$  g v rybnících v kontrole, se světly, resp. žlutými deskami, přičemž rozdíly jak mezi kontrolou a pokusnými variantami, tak mezi světly a žlutými deskami byly vysoce průkazné ( $p < 0,001$ ). Průběh hmotnostního růstu ryb je prezentován na Graf č. 25, z něhož je patrné, že k rozdílnému růstu zvláště v nádrži se žlutými deskami docházelo již od prvního měsíce pokusu. Graf č. 26 znázorňuje porovnání počáteční a finální hmotnosti jesena. Přežití v kontrole a sádce se žlutými deskami bylo stoprocentní, zatímco se světly 70 %. Výsledné hodnoty produkce po přepočtu na 100 m<sup>2</sup> plochy sádek činily 9,6 kg v kontrole, 7,7 kg se světly a 13,2 kg se žlutými deskami.

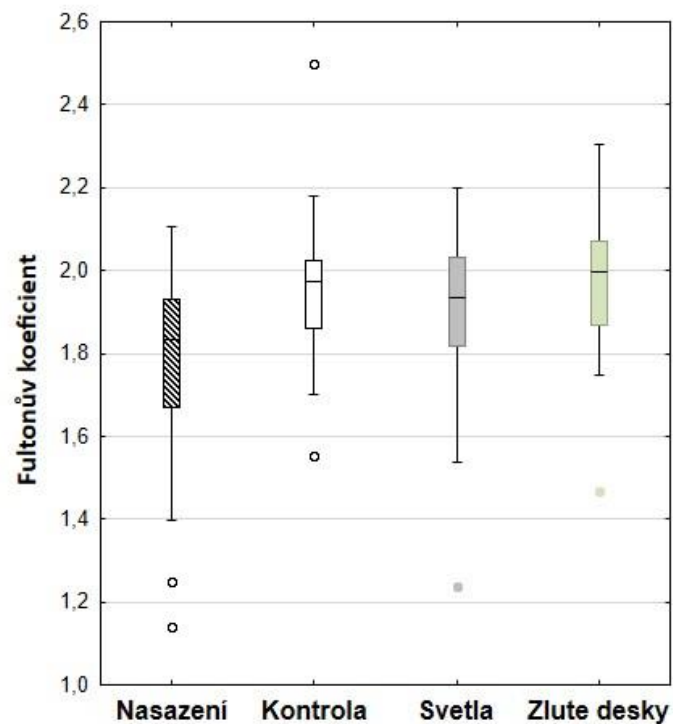
Hodnoty Fultonova koeficientu vzrostly z počátečních hodnot  $1,79 \pm 0,21$  po ukončení chovu na hodnoty  $1,87 \pm 0,19$  v kontrole,  $1,82 \pm 0,20$  v rybnících se světly a na  $1,91 \pm 0,16$  v rybnících s instalovanými žlutými deskami (Graf č. 27). Finální průměrné hodnoty v rybnících se světly, žlutými deskami a v kontrole se průkazně nelišily ( $p > 0,05$ ). Nicméně jmenované finální hodnoty jak v kontrole, tak se světly i žlutými deskami se signifikantně lišily v porovnání s hodnotami při nasazení ( $p < 0,05$ ). Biochemické složení ryb je znázorněno v Tab. č. 8. Signifikantně vyšší podíl bílkovin byl zaznamenán u všech experimentálních skupin v porovnání s kontrolou. Výjimkou byl průkazně nižší obsah tuku v rybách v rybnících se světly v porovnání s hodnotami v kontrole a v rybnících se žlutými deskami.



Graf č. 25: Růst ryb v průběhu chovu jelce jesena.



Graf č. 26: Box-ploty finálních hmotností v kontrolních rybnících, rybnících se světly a v rybnících se žlutými deskami v porovnání s hmotností ryb při nasazení. Pozn.: centrální linie – medián, box – kvartily rozsahu, úsečky – neodlehle hodnoty, body – odlehle hodnoty (koeficient 1,5).



Graf č. 27: Box-ploty finálních hodnot Fultonova koeficientu v kontrolních rybnících, v rybnících se světly a rybnících se žlutými deskami v porovnání s kontrolou. Pozn.: centrální linie – medián, box – kvartily rozsahu, úsečky – neodlehle hodnoty, body – odlehle hodnoty (koeficient 1,5).

Tab. č. 8: Biochemické ukazatele složení těla ryb (% v čerstvé hmotě) v průběhu chovu jesena.  
 Pozn.: Hodnoty se odlišným horním indexem se liší na hladině významnosti  $p = 0,05$

	<b>Nasazení</b>	<b>Kontrola</b>	<b>Světla</b>	<b>Žluté desky</b>
<b>Sušina</b>	29,47	26,40 ± 0,19 <sup>a</sup>	26,51 ± 0,66 <sup>a</sup>	26,05 ± 0,70 <sup>a</sup>
<b>Tuk</b>	12,81	6,94 ± 0,56 <sup>b</sup>	4,05 ± 0,40 <sup>a</sup>	7,01 ± 0,94 <sup>c</sup>
<b>Bílkoviny</b>	15,22	16,57 ± 0,74 <sup>a</sup>	17,61 ± 0,16 <sup>b</sup>	16,01 ± 0,44 <sup>c</sup>
<b>Popel</b>	3,57	4,29 ± 0,14 <sup>a</sup>	4,44 ± 0,57 <sup>a</sup>	4,41 ± 0,24 <sup>a</sup>

## 5. DISKUZE

Produkce násad reofilních ryb je založena především na rybničním chovu s příkrmováním. V tom případě se odchovné podmínky násadového materiálu pro volné vody od přírodního habitatu reofilních ryb významně liší. To může vést k formování odlišného chování uměle odchovaných násad v porovnání s chováním divokých ryb (Brown a kol., 2003). Jeden z hlavních limitujících faktorů přežití vysazených ryb do volných vod je adaptace na přirozenou potravu (Johnsen a Ugedal, 2008), kterou u jelce jesena a tluště tvoří perifyton, zoobentos a náletový hmyz (Adámek a Obrdlík, 1977; Adámek a Sukop, 2000; Raikova-Petrova a kol., 2008). V intenzivním chovu násad jmenované potravní zdroje však buď chybí, nebo jsou v nedostatku. Přejít na přirozenou složku potravy je kritické období před vysazením ryb do volných vod a je tedy vhodné odchované ryby navyknout na přirozenou složku potravy. Tím se jako vhodné jeví chov násad v extenzivních či polointenzivních podmínkách s atraktanty náletového hmyzu. Suchozemský hmyz představuje pro ryby důležitou, avšak v akvakultuře zcela nedostatečně využívanou složku potravy, která i v kvantitativně nevýznamných množstvích může přispět k významnému zvýšení růstu i kvality odchovávaných ryb. Logicky, perspektivy jeho využití spočívají především v odchovu plůdku, případně násadových nebo generačních lososovitých ryb. Způsobů, jak ho rybám v různých typech produkčních systémů poskytnout, je celá řada a všechny jsou v podstatě velmi nenáročné a levné. Od světél osvětlujících bílou stěnu (Adámek a kol., 1995), přes světla umístěná pod vodní hladinou, elektrické lapače hmyzu (Hercig, 2008) až po barevné desky pod vodní hladinou, které hmyz lákají k usednutí (Dulić a kol., 2015). Výsledky, kterých bylo dosaženo s aplikací různých atraktantů hmyzu, které jej nalákaly na hladinu v produkčních jednotkách s odchovávaným plůdkem nebo násadami reofilních ryb, potvrdily, že i zdánlivě zanedbatelné množství hmyzu, které se rybám dostane jako doplněk potravy, ať už v extenzivním rybničním chovu nebo v intenzivních chovech založených na umělé dietě, vede vesměs k průkaznému zlepšení růstu, kondice i produkčních výsledků.

Složení potravy plůdku jelce jesena sumarizoval například Prejs (1976). Složení a výběrovost potravy plůdkem jelce jesena v rybničním chovu se zabýval Adámek a Sukop (2000). Autoři uvádí, že plůdek jesena v rybničním chovu preferuje větší zástupce zooplanktonu. S tímto tvrzením se ztotožňují i výsledky naší studie, kdy v chovu jelce jesena bylo zaznamenáno ve frakci hrubého zooplanktonu od 0 do 28 jedinců v jednom litru, což

svědčí o silném vyžíracím tlaku. Ve frakci drobného zooplanktonu byla abundance vyšší. Výjimkou byla skupina Daphnidae ( $\leq 499 \mu\text{m}$ ), kde se abundance pohybovala od 4 – 66 ind.l<sup>-1</sup>. Podobně tomu bylo u skupiny Copepoda  $\geq 1000 \mu\text{m}$ , jejíž abundance dosahovala od 2 – 17 ind.l<sup>-1</sup>. Vysoká abundance byla zaznamenána nejen ve skupině Ostatní, ale i u Copepod  $\leq 999 \mu\text{m}$ . To nasvědčuje tomu, že plůdek jesena preferuje především větší jedince perlooček, méně pak menší jedince perlooček, klanonožců a jejich naupliových stádií stejně jako uvádí Adámek a Sukop (2000). Velikostní frakci zooplanktonu však nemusel ovlivnit pouze vyžírací tlak ryb, ale i průtok vody sádkami a zdroj vody (rybník). Abundance zooplanktonu nevykazovala žádný jistý trend. Nebyly zaznamenány ani rozdíly mezi kontrolou a testovanými skupinami.

V extenzivním odchovu násady tlouště byla abundance hrubého zooplanktonu výrazně nižší než v chovu jelce jesena a v porovnání s drobným zooplanktonem. To mohlo být způsobeno, stejně jako v chovu jesena, silným vyžíracím tlakem ryb s preferencí hrubého zooplanktonu. K silnému vyžíracímu tlaku mohl přispět i plůdek okouna (70 %), plotice (30 %) ojedinele slunečnice, ježdík, hrouzek, střevlička, cejn, ouklej, candát, lín a perlín, kteří pronikli do pokusných rybníků z přítokového zdroje přes instalovaná síta. Romare a kol. (1999) konstatuje, že plůdek okouna vyvíjí v průběhu pozdního léta silný predanční tlak na populaci zooplanktonu. Z toho je zřejmé, že populace ryb může ovlivnit velikostní strukturu i biomasu planktonu, což publikoval již Hrbáček a kol. v roce 1961. Regulace planktonu rybí obsádkou, tzv. regulace shora dolů (top-down efekt) byla prokázána mnoha autory (Shapiro a kol., 1975; Sedal a Duncan, 1994; Mátyás a kol., 2004). Na rozdíl od hrubého daphniového zooplanktonu, drobný zooplankton byl zastoupen hojně. Skupina ostatní, v níž byla přítomna především *Bosmina longirostris*, dominovala ve všech vzorcích. Prevalence tohoto druhu spočívá v menší velikosti, a tak snazšímu unikání predančnímu tlaku ryb (Adámek a kol., 2010; Potužák, 2009). Tak si lze vysvětlit i vyšší abundanci drobných klanonožců (buchanek) v zooplanktonu, jejichž populace tvořila převážně vývojová stadia (jedinci  $\leq 999 \mu\text{m}$ ). Během vegetační sezóny abundance drobného zooplanktonu kolísala a nebyl pozorován rozdíl mezi kontrolními rybníky a rybníky se světly. Abundance hrubého zooplanktonu vykazovala jistý trend u skupiny Daphniidae 1000 - 1499  $\mu\text{m}$  - abundance byla, až na jeden případ v srpnu (01.08.), vyšší v rybnících s instalovanými lapači hmyzu. To lze vysvětlit preferencí konzumace jiného potravního zdroje. Abundance skupiny Daphniidae  $\geq 1500 \mu\text{m}$  se pohybovala od 0 do  $2 \pm 3$  ind.l<sup>-1</sup>. Potužák (2009) ve své práci uvádí i příklady, kde se i přes nízkou obsádku ryb nevyskytovali velcí jedinci rodu *Daphnia*. Toto zjištění je v

souladu i s výsledky mé studie. Jak uvádí Adámek a kol. (2010) v rybnících s nižší obsádkou převažují větší druhy zooplanktonu. Při našem pozorování však byla struktura zooplanktonu podobná jako v rybnících s vyšší obsádkou ryb, převažoval tedy drobný zooplankton. Nízká abundance hrubého zooplanktonu mohla být zapříčiněna i absencí refugií (makrofyta). Rostlinná vegetace totiž může hrát určitou roli při snižování predančního tlaku na zooplankton (Irwine a kol., 1989; Moss, 1990; Cazzanelli a kol., 2008).

Podle studie Raikové-Petrové a kol. (2008) se juvenilní tloušť ve velké míře živí drobnými vodními bezobratlými, tudíž je v jeho potravě zastoupen nejen zooplankton, ale i zoobentos. Abundance a biomasa zoobentosu je v rybníčních ekosystémech ovlivněna faktory abiotickými (teplota vody, pH, kyslík) i biotickými (predace, vývojové cykly jednotlivých skupin zoobentosu, konkurenční vztahy a hospodářské zásahy na rybnících). Nejvyšší hustoty máloštětinatých červů (*Oligochaeta*) a larev pakomárů (*Chironomidae*) byly zjištěny v kontrolních i experimentálních rybníčcích na začátku vegetačního období (červen). Skupina *Oligochaeta* dosáhla obdobně vysokých hodnot i na konci vegetační sezóny (říjen), což mohlo být díky uvolnění potravní niky výletem imag vodních larev hmyzu a snížení predančního tlaku ze strany pakomárovitých. Podle Lelláka (1961, 1978) se v kaprových rybnících minimální hodnoty biomasy i abundance zoobentosu vyskytují nejčastěji v červnu a v červenci. Na podzim se abundance zoobentosu opět zvyšuje v důsledku líhnutí mladých jedinců z nakladených vajíček, což však není v souladu s mými zjištěními. Biomasa a abundance skupiny *Chironomidae* v průběhu vegetační sezóny klesala v průběhu celého vzorkování (od června do října), pravděpodobně v souvislosti se zvýšeným vyžíracím tlakem ryb spolu s výletem imag (Matěna, 1989). Abundance skupiny *Varia* v průběhu vegetační sezóny silně kolísala. Jedním z faktorů mohl být nedostatek habitatů, jako například litorální vegetace. Litorální makrofyta a jejich podloží, stejně jako mokřady, poskytují řadu důležitých ekosystémových služeb, zejména v oblasti biologické rozmanitosti, ochrany přírody, zadržování vody, zmírňování eroze břehů a mnoha dalších (Čížková a kol., 2019). U celkové biomasy a denzity skupin *Chironomidae* a *Oligochaeta* byly hodnoty v rybnících se světly vždy vyšší než v kontrole, nicméně statisticky významný rozdíl byl zjištěn pouze u biomasy v červencovém a srpnovém odběru. Rozdíl mezi rybníky je možným důsledkem orientace ryb v rybnících se světly na jinou složku potravy, kterou byl náletový hmyz. Sušina hmyzu zachyceného v odběrových boxech nedosahovala vysokých hodnot, ale zjevně podpořila růst ryb. Je nutné zmínit, že rybníky v případě této

studie jsou experimentální, nikoliv chovné. Nelze tedy zahrnout do diskuze časový vývoj hospodaření na těchto rybnících a je tedy obtížné zhodnotit všechny faktory, které by mohly mít vliv na kvantitu a složení společenstev zooplanktonu a zoobentosu.

Růst dvouletého tlouště v rybníčních podmínkách byl ve srovnání s údaji z volných vod, sumarizovaných Barušem a Olivou (1995) rychlejší a dosažené hodnoty délky těla (v průměru 117 – 135 mm) byly bližší jimi uváděným hodnotám z nádrží (111 – 125 mm). Při ukončení experimentu byli zaznamenáni tři jedinci (2 v kontrole a 1 v rybníce se světly) ve velikosti (223 – 225 mm TL a 102,3 – 116,1 g), která extrémně přesahovala průměr – pravděpodobně se jednalo o ryby, které se již v druhém roce života živily převážně dravě (kanibalismus). Finální hmotnost, která v rybnících se světly činila  $41,9 \pm 7,3$  g, byla statisticky významně vyšší ( $p < 0,05$ ) než v rybnících kontrolních ( $26,7 \pm 6,1$  g). Obdobný experiment s použitím žlutých desek probíhal v rybníčním chovu dvouletého jelce tlouště v roce 2015 pod vedením Dulić a kol. (2015). V jejich experimentu činila finální hmotnost dvouletého tlouště v rybníčním chovu s použitím žlutých desek  $35,78 \pm 4,29$  g (v kontrole  $26,40 \pm 3,63$  g), byla tedy o 56,9 % vyšší než v kontrole. V průběhu našeho experimentu s instalovanými světly bylo dosaženo o 35,5% vyšší hmotnosti než v kontrole. V experimentu Dulić a kol. (2015) se žlutými deskami byla i produkce analogicky vyšší a to o 63 %. I v našem experimentu hodnoty produkce byly vyšší o 28,0 %. Se započtením produkce ryb, které se do rybníků dostaly přes instalovanou ochrannou síťovinu pravděpodobně jako volná embrya nebo larvy driftem, činil rozdíl v produkci mezi kontrolou a rybníky se světly 20,9 %. Rozdíl ve finální hmotnosti i produkci mohl být způsoben nižší aktivitou hmyzu v průběhu léta 2018 (vysoké teploty) společně s vyšší efektivitou žlutých desek jako atraktantů hmyzu.

Hodnoty hektarové produkce činily v rybnících se světly v chovu dvouletého tlouště  $176 \pm 25$  kg.ha<sup>-1</sup> (v kontrole  $108 \pm 50$  kg.ha<sup>-1</sup>). Spolu s dalšími druhy ryb produkce činila  $275,6 \pm 47,70$  kg.ha<sup>-1</sup>, což je mírně více než přirozená produkce rybníků  $250$  kg.ha<sup>-1</sup> v odpovídající nadmořské výšce 400 m, uváděná Hartmanem a Regendou (2016), zatímco produkce v kontrolních rybnících ( $202,3 \pm 78,90$  kg.ha<sup>-1</sup>) byla výrazně nižší. I přesto, že produkce v rybnících se světly byla vyšší, nebyl zaznamenán statisticky významný rozdíl mezi variantami.

Růst zlaté aberace jesena v experimentálních podmínkách umělých nádrží byl rychlejší, než jsou známá dostupná data z přirozených podmínek ve Štrbském plese (Balon a Žitňan, 1964). Ve dvou letech tam dosáhl zlatý jesen průměrné délky těla 104 mm, což je méně než v našem chovu (v průměru 111 – 127 mm SL), nepochybně

v důsledku mimo jiné odlišných potravních a klimatických podmínek - nadmořská výška Štrbského plesa je 1346 m.n.m, zatímco Schönau pouze 531 m.n.m.

V chovu jelce jesena se finální hmotnost průkazně ( $p < 0,001$ ) lišila ve všech 3 variantách, tedy v sádce s instalovanými žlutými deskami, světly i kontrole. I přes fakt, že v rybnících se světly produkce dosahovala o 20 % méně než v kontrole, jedinci v průměru vážili  $32,3 \pm 6,5$  g, což bylo signifikantně ( $p < 0,05$ ) více než v kontrole, kde finální hmotnost činila  $26,9 \pm 4,9$  g. Důsledkem nízké hodnoty produkce v rybnících se světly mohlo být i nízké přežití, které dosahovalo pouze 70 %. V ostatních variantách přežití činilo 100 %. Toto tvrzení podporují i hodnoty Fultonova koeficientu, indikujícího kondici ryb. V kontrolních rybnících dosahovala tato hodnota v průměru  $1,87 \pm 0,19$ , což bylo nepatrně více než v rybnících se světly ( $1,82 \pm 0,20$ ). Hodnoty Fultonova koeficientu jesena ve variantě s instalovanými žlutými deskami ( $1,91 \pm 0,16$ ) podporují názor, že i nepatrné množství hmyzu v potravě může podpořit kvalitu chovaných ryb. Ve všech variantách s předpokládaným vyšším podílem hmyzu v potravě byla patrná i vyšší intenzita zbarvení ve srovnání s rybami v kontrole (Obr. č. 19). To je pravděpodobně důsledkem vyššího příjmu barviv (především astaxanthinu), obsažených v kutikule exoskeletu hmyzu.



Obr. č. 19: Vzorek ryb (jelec jesen) dne 3.9.2018. Pozn.: Zleva – kontrola, světla, žluté desky.

Hlavními obdobími růstu tlouště v rybníčních podmínkách byla období května až června a září. Jak je zřejmé z Grafu č. 3 a 15, extrémní teploty vody okolo  $25\text{ }^{\circ}\text{C}$  v průběhu chovu v roce 2018 se projevíly stagnací růstu ve všech rybnících i variantách. Extrémní teploty a sucho v srpnu 2018 mělo pravděpodobně za následek i sníženou aktivitu hmyzu a výlet (rojení) imag druhů s vodními larvami. Na kondici ryb se to však neprojevilo – ta v období května až července po nasazení (s výjimkou jednoho kontrolního rybníka) zřetelně vzrostla a dále se již nijak významně neměnila. Dvouletý zlatý jesen je ve srovnání s tlouštěm pravděpodobně mnohem tolerantnější k vysokým



teplotám vody, neboť ani extrémní teploty blížící se 30 °C na konci května nebo dlouhodobě mezi 27 – 28 °C v srpnu se na jeho růstu negativně neprojevíly (Graf č. 25). Ostatní fyzikálně chemické parametry se významně nelišily, tudíž není pravděpodobné, že by negativně ovlivnily růst tlouště i jesena.

Žlutá barva desek, sloužící jako atraktanty hmyzu, byla vyhodnocena jako neúčinnější i v dřívějších pokusech (Hercig, 2008) včetně těch, zaměřených na možnost využití barevných desek k ochraně rostlin (Kirk, 1984). Podle těchto poznatků je účinná i bílá, modrá nebo červená barva, přičemž hlavní rozdíly mezi nimi spočívají hlavně v habitatové preferenci cílových skupin hmyzu (hmyz nežijící nebo naopak žijící na zelených částech rostlin či vyhledávající nebo nevyhledávající květy apod.). Podle Erharda a kol. (1993) připadaly největší počty a biomasa hmyzu nalétávajícího na žluté desky, instalované pod hladinou, na červenec a srpen a byly 6,5krát a 9,4krát vyšší v kusech, resp. biomase v porovnání s matnými deskami. Žluté desky jsou zřejmě účinné i s ohledem na světelný efekt – odraz světla zvláště za jasných dnů. Světelná intenzita nad nimi dosahovala za jasných slunečných dnů v našich pokusech až 17 kLx, resp. 4 kLx při zatažené obloze, což byly hodnoty výrazně vyšší než světelná intenzita použitých ponořených světel (2,5 kLx) za tmy. Zvýšená koncentrace části obsádky byla pozorovatelná zvláště za slunečných dnů v okolí žlutých desek, kde si ryby pravděpodobně navykly na přísun potravy v podobě přilákaného hmyzu.

Růst v rybnících s instalovanými žlutými lapači v chovu jesena byl znatelně rychlejší, což potvrzuje jak náš experiment, tak i Dulić a kol. (2015) a Herciga (2008), kteří lapače použili v chovu tlouště. Nicméně účinnost světelných lapačů v chovu jesena nebyla zanedbatelná. Sušina hmyzu byla v porovnání se s kontrolou 31x vyšší, resp. 5x vyšší v porovnání se žlutými deskami. V chovu jelce tlouště byla průměrná sušina hmyzu zachycená světelnými lapači 179,5x vyšší než v kontrole.

Nejpočetnějším zástupcem vodního hmyzu byl řád Ephemeroptera a Diptera, ojediněle i Trichoptera. Ze zástupců suchozemského hmyzu to byl řád Lepidoptera, což se ztotožňuje i s výsledky v práci Manfrina a kol. (2017). Larvy řádů Diptera i Trichoptera byly determinovány i ve vzorcích makrozoobentosu. Je tedy pravděpodobné, že se zčásti jednalo i o vylétávající imaga.

Práce Grubisice a kol. (2018) uvádí, že umělé světlo v noci (ALAN) zůstává zřídka uznávané jako potenciální přispěvatel pozorovaného poklesu hmyzu. I přes to, s ohledem na snižující se abundanci hmyzu, je vhodné použít lapače jen jako doplněk potravy například plůdku či generačních reofilních ryb.

## 6. ZÁVĚR

Předmětem studie bylo zhodnocení využitelnosti atraktantů hmyzu – žlutých desek a světél – umístěných pod hladinou v chovu dvouleté násady jelce jesena a jelce tlouště. Odchov jelce tlouště s použitím instalovaných světél probíhal v roce 2018 na 6 experimentálních rybníčcích ve Vodňanech. Doplnková studie chovu jelce jesena s použitím žlutých desek i instalovaných světél probíhala ve stejném roce v rakouském Schönau.

Použití žlutých desek a světél pod hladinou jako nenáročných a levných prvků, zaměřených na doplnění potravy ryb v extenzivních i intenzivních technologiích v akvakultuře je přínosným opatřením, průkazně přispívajícím ke zvýšení produkčních výsledků i kvality finálního produktu chovu. V práci jsou prezentovány výsledky pokusných odchovů dvouleté násady jelce tlouště a jesena s využitím žlutých desek a ponořených světél k zajištění zvýšeného podílu mimovodního hmyzu na výživě chovaných ryb. V práci bylo monitorováno i společenstvo zooplanktonu a zoobentosu, které tvoří významnou potravní složku obou druhů. Aplikace zmiňovaných atraktantů hmyzu vedla ke zlepšení (ve většině případů průkaznému) růstových, produkčních, kondičních i exteriérových parametrů ryb v porovnání s kontrolou bez aplikace atraktantů hmyzu. Dosažené výsledky však přinášejí i řadu dalších námětů pro zvýšení efektu použitých technologických doplňků jako např. optimalizace barev či jejich kombinace (žlutá – bílá, červená apod.), velikosti, počtu a umístění barevných desek a světél, optimalizace doby a intenzity svícení (omezení pouze na podvečer a časný večer?), to vše doplněné o analýzu potravy ryb. Ve všech těchto případech je nutno mít na zřeteli nejen pozitiva z hlediska kvantitativních aspektů, ale i kvality a kondice odchovaných ryb. Nesmíme ale opomenout snižující se abundanci suchozemského hmyzu způsobeného zemědělstvím (požívání pesticidů, aj.) či světelným znečištěním. Atraktanty hmyzu je tedy vhodné použít spíše pouze jako doplňkový zdroj potravy plůdku či generačních reofilních ryb.

## 7. POUŽITÁ LITERATURA

- Adáamek, Z., 2006. Metodika odběru a zpracování vzorků makrozoobentosu stojatých vod. VÚV TGM, 10 s.
- Adáamek, Z., Helešic, J., Maršáalek, B., Rulík, M., 2010. Aplikovaná hydrobiologie. FROV JU, Vodňany, 350 s.
- Adáamek, Z., Jirásek, J., Sukop, I., Příhoda, J., Halama, M., Černý, J., 1989. Potrava a růst plůdku hlavatky a lipana v rybnicních podmínkách. In: Chov lososovitých ryb, Mariánské Lázně, 104-108.
- Adáamek Z., Kubec V., Sukop I., 1988. Růstová a potravní charakteristika plůdku bolena dravého (*Aspius aspius*) v rybnicních podmínkách. Živočišná výroba, 33(10), 907-915.
- Adáamek, Z., Obrdlík, P., 1977: Food of important cyprinid species in the warmed barb zone of the Oslava river. Folia Zoologica, 26, 171-182.
- Adáamek, Z., Sukop, I., 2000. Složení a výběrovost potravy plůdkem jelce jesena (*Leuciscus idus*) v rybnicních podmínkách. In: J.Mikešová (Ed.): Sborník referátů ze IV. české ichtyologické konference, Vodňany, 218-222.
- Adáamek, Z., Vostradovský, J., Dubský, K., Nováček, J., Hartvich, P., 1995. Rybářství ve volných vodách. Victoria Publishing, Praha, 205 s.
- Arndt, H., Nixdorf, B., 1991. Spring clear-water phase in a eutrophic lake: Control by herbivorous zooplankton enhanced by grazing on components of the microbial web. Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen, 24(2), 879-883.
- Balon, E.K., Žitňan, R., 1964. Vek a rast v Štrbskom plese aklimatizovaného jalca tmavého (*Leuciscus idus* aberr. *orfus*). Zborník prác o TANAPu, 7, 165-180.
- Barker, D., Fitzpatrick, M.P. and Dierenfeld, E.S., 1998. Nutrient composition of selected whole invertebrates. Zoo Biology: Published in affiliation with the American Zoo and Aquarium Association, 17(2), 123-134.
- Baruš, V., Oliva, O., 1995: Mihulovci Petromyzontes a ryby Osteichthyes (2). Academia Praha, 698 s.

- Bogut, I., Adámek, Z., Puškadija, Z. and Galović, D., 2010. Nutritional value of planktonic cladoceran *Daphnia magna* for common carp (*Cyprinus carpio*) fry feeding. *Croatian Journal of Fisheries: Ribarstvo*, 68(1), 1-10.
- Bogut, I., Has-Schön, E., Adámek, Z., Rajković, V. and Galović, D., 2007. *Chironomus plumosus* larvae-a suitable nutrient for freshwater farmed fish. *Poljoprivreda*, 13(1), 159-162.
- Bondari, K. and Sheppard, D.C., 1987. Soldier fly, *Hermetia illucens* L., larvae as feed for channel catfish, *Ictalurus punctatus* (Rafinesque), and blue tilapia, *Oreochromis aureus* (Steindachner). *Aquaculture Research*, 18(3), 209-220.
- Brown, C., Markula, A. and Laland, K., 2003. Social learning of prey location in hatchery-reared Atlantic salmon. *Journal of Fish Biology*, 63(3), 738-745.
- Brönmark, Ch., Hansson L.A., 2005. *The Biology of Lakes and Ponds*. 2nd ed., Oxford University Press, New York, 285 p.
- Cazzanelli, M., Warming, T.P., Christoffersen, K.S., 2008. Emergent and floating-leaved macrophytes as refuge for zooplankton in a eutrophic temperate lake without submerged vegetation. *Hydrobiologia*, 605(1), 113-122.
- Costa, I.D.D., Soares, M.O., 2015. The seasonal diet of *Aequidens tetramerus* (Cichlidae) in a small forest stream in the Machado River basin, Rondônia, Brazil. *Acta Amazonica*, 45(4), 365-372.
- Crowder, L.B., Cooper, W.E., 1982. Habitat structural complexity and the interaction between bluegills and their prey. *Ecology*, 63(6), 1802-1813.
- Čížková H., Vlasáková L., Květ J. (eds) 2019. *Wetlands: Ecology, protection and sustainable use*. EPISTEME České Budějovice, Česká republika.
- Della Bella, V., Bazzanti, M., Chiarotti, F., 2005. Macroinvertebrate diversity and conservation status of Mediterranean ponds in Italy: water permanence and mesohabitat influence. *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems*, 15(6), 583-600.
- Diehl, S., Kornijów, R., 1998. Influence of submerged macrophytes on trophic interaction among fish and macroinvertebrates. In: Jeppesen, E., Søndergaard, Ma., Søndergaard, Mo., and Christoffersen, K. (eds). *The structuring role of submerged macrophytes in lakes*. Springer Verlag, New York, 24-46.

- Disney, R.H.L., Erzinclioglu, Y.Z., 1982. Collecting methods and the adequacy of attempted fauna surveys, with reference to the Diptera. *Field Studies*. London, 5(4), 607-621.
- Dubský K., Kouřil J., Šrámek V, 2003. *Obecné rybářství*, Informatorium, Praha, 164 s.
- Dulić, Z., Hlaváč, D., Anton-Pardo, M., Adámek, Z., 2015: Sustainable measures for improvement of rheophilic fish production – preliminary results with chub (*Squalius cephalus*) pond culture. In: *Water & Fish*, Belgrade, 78-81.
- Dvořák, J., Imhof, G., 1998. The role of animals and animal communities in wetlands. In: D.F. Westlake, J. Květ and A. Szczepański (Eds), *The Production Ecology of Wetlands*. The IBP Synthesis. Cambridge University Press, Cambridge, 211-318.
- Dyer, D.C., Perissinotto, R., Carrasco, N.K., 2015. Temporal and spatial dietary dynamics of the longspine glassy (*Ambassis ambassis*) in the St Lucia estuarine system, iSimangaliso Wetland Park. *Water SA*, 41(1), 91-104.
- Ebert, D., 2005. *Ecology, Epidemiology, and Evolution of Parasitism in Daphnia*. National Library of Medicine (US), National Center for Biotechnology Information, Bethesda (MD), 98 p.
- Erhard, S., Kratochvil, H., Lödl, M., 1993. Yellow traps as an aid in fish farming. *Aquaculture Research*, 24(1), 129-131.
- FAO (2018). *The State of World Fisheries and Aquaculture 2018 - Meeting the sustainable development goals*. Rome. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.
- Ferreze, M., Nogueira, M.G., Casatti, L., 2015. Differences in ichthyofauna feeding habits among lateral lagoons and the river channel in a large reservoir. *Brazilian Journal of Biology*, 75(2), 380-390.
- Finke, M.D., 2002. Complete nutrient composition of commercially raised invertebrates used as food for insectivores. *Zoo Biology: Published in Affiliation with the American Zoo and Aquarium Association*, 21(3), 269-285.
- Finke, M.D., 2015. Complete nutrient content of four species of commercially available feeder insects fed enhanced diets during growth. *Zoo biology*, 34(6), 554-564.
- Gabaldón, C., Buseva, Z., Illyová, M., Seda, J., 2018. Littoral vegetation improves the productivity of drainable fish ponds: Interactive effects of refuge for *Daphnia* individuals and resting eggs. *Aquaculture* 485, 111-118.

- Grubisic, M., van Grunsven, R. H., Kyba, C. C., Manfrin, A., Hölker, F., 2018. Insect declines and agroecosystems: does light pollution matter?. *Annals of applied biology*, 173(2), 180-189.
- Halloran, A., Muenke, C., Vantomme, P., van Huis, A., 2014. Insects in the human food chain: global status and opportunities. *Food Chain*, 4(2), 103-118.
- Hamáčková, J., Kozák, P., Adámek, Z., 2008. Řízená reprodukce a odchov plůdku jelce jesena (*Luciscus idus*). *Edice Metodik, VÚRH JU Vodňany*, č. 82, 14 s.
- Hanel, L., Lusk, S., 2005. Ryby a mihule České republiky: Rozšíření a ochrana. Vyd. 1. ČSOP Vlašim, 447 s.
- Hartman, P., Příkryl, I., Štědranský, E., 2005 *Hydrobiologie*. 3. přeprac. vyd. Informatorium, Praha, 359 s.
- Hartman, P., Regenda, J., 2016. *Praktika v rybníkářství*. FROV JU, 2. vydání, Vodňany, 375 s.
- He, X., Jia, L., Li, Z., Yang, Y., 1990. Nutrient requirements of juvenile allogynogenetic crucian carp, *Carassius auratus gibelio*. Ryans, R.C. (Ed.), *Fish Physiology, Fish Toxicology and Fisheries Management*. Athens, Georgia, 73–87.
- Hliwa, P., Żyła, A., Król, J., 2009. Gonadogenesis in chub *Squalius (Leuciscus) cephalus* (L. 1758). *Folia biologica*, 57(3-4), 115-120.
- Henry, M., Gasco, L., Piccolo, G., Fountoulaki, E., 2015. Review on the use of insects in the diet of farmed fish: past and future. *Animal Feed Science and Technology*, 203, 1-22.
- Hercig D., 2008. Uplatnění lapačů mimovodního hmyzu v chovu plůdku reofilních ryb. Diplomová práce. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta. Vedoucí práce doc. RNDr. Zdeněk Adámek, CSc
- Zemědělská fakulta JČU, Vedoucí práce doc. RNDr. Zdeněk Adámek, CSc, 40 s.
- Hölker, F., Wolter, C., Perkin, E.K., Tockner, K., 2010. Light pollution as a biodiversity threat. *Trends in ecology & evolution*, 25(12), 681-682.
- Hrbáček, J., Dvořakova, M., Kořínek, V., Prochazkova, L., 1961. Demonstration of the effect of the fish stock on the species composition of zooplankton and the intensity of metabolism of the whole plankton association: With 22 figures on 2 folders. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 14(1), 192-195.

- Hrabě, S., Bartoš, E., Fott, B., Frankenberger, Z., Havlík, O., Jančařík, A., Jírovec, O., Kostroň, K., Šrámek-Hušek, R., Vondráček, K., Weiser, J., 1954. Klíč zvířeny ČSR: Díl 1. (Prvoci, houby, láčkovci, červi, mechovky, měkkýši, korýši). Československá akademie věd, Praha, 539 s.
- Huis, A.V., 2013. Potential of insects as food and feed in assuring food security. Annual review of entomology, 58, 563-583.
- Chapman A. D., 2009. Numbers of Living Species in Australia and the World, 2nd edn. Report for the Australian Biological Resources Study, Canberra, ACT.
- Irvine, K., Moss, B., Ballis, H., 1989. The loss of submerged plants with eutrophication II. Relationships between fish and zooplankton in a set of experimental ponds, and conclusions. Freshwater Biology, 22(1), 89-107.
- James, M. R., Weatherhead, M., Stanger, C., Graynoth, E., 1998. Macroinvertebrate distribution in the littoral zone of Lake Coleridge, South Island, New Zealand—effects of habitat stability, wind exposure, and macrophytes. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, 32(2), 287-305.
- Johnsen, B.O., Ugedal, O., 2008. Feeding by hatchery-reared and wild brown trout, *Salmo trutta* L., in a Norwegian stream. Aquaculture research, 17(4), 281-287.
- Kalff, J., 2002. Limnology: Inland Water Ecosystems. Prentice-Hall, Inc., New Jersey, 592 p.
- Keast, A., 1985. Planktivory in a littoral-dwelling lake fish association: prey selection and seasonality. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 42(6), 1114-1126.
- Kerfoot W.C., DeMott W.R., DeAngelis D.L., 1985. Interactions among cladocerans: Food limitation and exploitative competition. Archiv für Hydrobiologie, Beihefte Ergebnisse de Limnologie, 21, 421-428.
- Kirk W. D. J., 1984: Ecologically selective coloured traps. Ecological Entomology 9, 35-41.
- Kouřil, J., Hamáčková, J., 1998. Hormonally induced artificial propagation of ide *Leuciscus idus* by means of carp pituitary. Proc. Conf. Abstr. Aquaculture and water: fish culture, shellfish culture nad water usage. EAS. Oostende, Belgium, 143-144.
- Kurvers, R.H., Hölker, F., 2014. Bright nights and social interactions: a neglected issue. Behavioral Ecology, 26(2), 334-339.

- Kwiatkowski, M., Źarski, D., Kucharczyk, D., Kupren, K., Jamróz, M., Targońska, K., Krejszeff, S., Hakuć-Błażowska, A., Kujawa, R. and Mamcarz, A., 2008. Influence of feeding natural and formulated diets on chosen rheophilic cyprinid larvae. *Archives of Polish Fisheries*, 16(4), 383-396.
- Lamb, K. P., 1958. Alate aphids trapped in Auckland, New Zealand. *New Zealand Journal of Science* 1, 579–585.
- Lampert, W., Fleckner, W., Rai, H., Taylor, B.E., 1986. Phytoplankton control by grazing zooplankton: A study on the spring clear-water phase. *Limnology and Oceanography*, 31(3), 478-490.
- Lampert, W., Sommer, U., 1997. *Limnoecology: The Ecology of Lakes and Streams*. Oxford University Press, New York, 382 p.
- Landis, B.J., 1972. The alighting response of aphids to yellow-pan water traps at different elevations. *Environmental Entomology*, 1(4), 473-476.
- Lellák, J., 1961. Zur Benthosproduktion und ihrer Dynamik in drei böhmischen Teichen: Mit 3 Abbildungen und 1 Tabelle im Text. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 14(1), 213-219.
- Lellák, J., 1978. Population dynamics of the bottom fauna and its respect to the fish stock in the carp ponds. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 20(4), 21-94.
- Lellák, J., Kubiček, F., 1992. *Hydrobiologie*. Univerzita Karlova, Praha, 257 s.
- Luecke, Ch., Vanni, M. J., Magnuson, J. J., Kitchell, J. F., Jacobson, P. T., 1990. Seasonal regulation of *Daphnia* populations by planktivorous fish: Implications for the spring clear-water phase. *Limnology and Oceanography*, 35(8), 1718-1733.
- Lusk, S., Baruš, V., Vostradovský, J., 1992. *Ryby v našich vodách*, Academia, Praha, 239 s.
- Lusk, S., Krčál J., 1987. Příkopové rybníčky. *Metodiky VÚRH Vodňany*, 28, 15 s.
- Mancuso, T., Baldi, L., Gasco, L., 2016. An empirical study on consumer acceptance of farmed fish fed on insect meals: the Italian case. *Aquaculture international*, 24(5), 1489-1507.



- Manfrin, A., Singer, G., Larsen, S., Weiß, N., van Grunsven, R.H., Weiß, N.S., Wohlfahrt, S., Monaghan, M.T., Hölker, F., 2017. Artificial light at night affects organism flux across ecosystem boundaries and drives community structure in the recipient ecosystem. *Frontiers in Environmental Science*, 5, 61 p.
- Makkar, H.P., Tran, G., Heuzé, V., Ankers, P., 2014. State-of-the-art on use of insects as animal feed. *Animal Feed Science and Technology*, 197, 1-33.
- Marczak, L.B., Richardson, J.S., 2007. Spiders and subsidies: results from the riparian zone of a coastal temperate rainforest. *Journal of Animal Ecology*, 76(4), 687-694.
- Matěna, J., 1989. Seasonal dynamics of a *Chironomus plumosus* (L.) (Diptera, Chironomidae) population from a fish pond in Southern Bohemia. *International Revue der gesamten Hydrobiologie*, 74, 599-610.
- Mátyás, K., Korponai, J., Tátrai, I., Paulovits, G., 2004. Long term effect of cyprinid fishes on phytoplankton and zooplankton communities in a shallow water protection reservoir. *International Review of Hydrobiology: A Journal Covering all Aspects of Limnology and Marine Biology*, 89(1), 68-78.
- McQueen, D.J., Post, J.R., Mills, E.L., 1986. Trophic relationships in freshwater pelagic ecosystems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 43(8), 1571-1581.
- Mehner, T., Ihlau, J., Dörner, H. and Hölker, F., 2005. Can feeding of fish on terrestrial insects subsidize the nutrient pool of lakes?. *Limnology and Oceanography*, 50(6), 2022-2031.
- Merkowsky, A.J., Handcock, A.J., Newton, S.H., 1977. Attraction of aerial insects as a fish food supplement. *Journal of the Arkansas Academy of Science*, 31(1), 75-76.
- Moericke, V., 1951. Eine Farbfalle zur Kontrolle des Fluges von Blattläusen, insbesondere der Pfirsichblattlaus, *Myzodes persicae* (Sulz.). *Nachr. Dt. Pflanzensch*, 3, 23-24.
- Moss, B., Stansfield, J. and Irvine, K., 1990. Problems in the restoration of a hypertrophic lake by diversion of a nutrient-rich inflow. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 24(1), 568-572.
- Nakano, S., Murakami, M., 2001. Reciprocal subsidies: dynamic interdependence between terrestrial and aquatic food webs. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 98(1), 166-170.

- Neves, M.P., Delariva, R.L., Wolff, L.L., 2015. Diet and ecomorphological relationships of an endemic, species-poor fish assemblage in a stream in the Iguazu National Park. *Neotropical Ichthyology*, 13(1), 245-254.
- Newman, R.M., 1991. Herbivory and detritivory on freshwater macrophytes by invertebrates: a review. *Journal of the North American Benthological Society*, 10(2), 89-114.
- Oyelese, O.A., 2007. Utilization of compounded ration and maggot in the diet of *Clarias gariepinus*. *Res. J. Appl. Sci.* 2, 301–306.
- Payne, C.L., Scarborough, P., Rayner, M., Nonaka, K., 2016. A systematic review of nutrient composition data available for twelve commercially available edible insects, and comparison with reference values. *Trends in Food Science & Technology*, 47, 69-77.
- Potužák, J., 2009: Plankton and Trophic Interactions in Hypertrophic Fish Ponds. Disertační práce. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta. Vedoucí práce doc. RNDr. Libor Pechar, CSc
- Prejs, A., 1976. Fishes and their feeding habits. Selected problems of lake littoral ecology. University of Warsaw Press, Warsaw, 155-179
- Raikova-Petrova G.N., Petrov I.K., Hamwi N.I., Beshkova M.B., 2008. The food of chub (*Leuciscus cephalus*) from the middle stream of the Iskar River (Bulgaria). *Acta Zoologica Bulgarica*, Suppl. 2, 269-273.
- Randák, T., Slavík, O., Kubečka, J., Adámek, Z., Horký, P., Turek, J., Vostradovský, J., Hladík, M., Peterka, J., Musil, J., Prchalová, M., Jůza, T., Kratochvíl, M., Boukal, D., Vašek, M., Andreji, J., Dvořák, P., 2015. Rybářství ve volných vodách. FROV JU Vodňany, 434 s.
- Regulation 2017/893/EC, 2017. COMMISSION REGULATION (EU) 2017/893 of 24 May 2017 Amending Annexes I and IV to Regulation (EC) No 999/2001 of the European Parliament and of the Council and Annexes X, XIV and XV to Commission Regulation (EC) No 142/2011 as Regards the Provisions on Proc. Off. J. Eur. Union 60, 92–116.
- Reiser, F., 1996. Ryby našich vod, Brázda, Praha, 143 s.
- Romare, P., Bergman, E., Hansson, L.A., 1999. The impact of larval and juvenile fish on zooplankton and algal dynamics. *Limnology and Oceanography*, 44(7), 1655-1666.
- Rozkošný, R., 1980. Klíč vodních larev hmyzu. Academia, Praha, 524 s.

- Sanzone, D.M., Meyer, J.L., Martí, E., Gardiner, E.P., Tank, J.L., Grimm, N.B., 2003. Carbon and nitrogen transfer from a desert stream to riparian predators. *Oecologia*, 134(2), 238-250.
- Sedal, J., Duncan, A., 1994. Low fish predation pressure in London reservoirs: II. Consequences to zooplankton community structure. *Hydrobiologia*, 291(3), 179-191.
- Shapiro, J., Lamarra, V.A., Lynch, M., 1975. Biomanipulation: an ecosystem approach to lake restoration. In Brezonic, P. L., Fox, J. L. (eds), *Proc. Symp. On Water Quality Management Through Biological Control*, 85-96.
- Schenkova, J., 2002. Aphanoneura a Oligochaeta. Materiál k determinačnímu kurzu na Přírodovědecké fakultě Masarykovy univerzity, Brno, 25.-26. června 2002, 30 s.
- Sommer, U., Gliwicz Z.M, Lampert. W, Duncan, A., 1986 The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. *Arch. Hydrobiol.* 106(4), 433-471.
- Stamer, A., 2015. Insect proteins—a new source for animal feed. The use of insect larvae to recycle food waste in high-quality protein for livestock and aquaculture feeds is held back largely owing to regulatory hurdles. *EMBO Reports*, 16(6), 676–680.
- Stráňai I., 1996. Chov ryb. Vydavateľské a edičné stredisko, Vysoká škola poľnohospodárska, Nitra, 76 s.
- Takimoto, G., Iwata, T., Murakami, M., 2002. Seasonal subsidy stabilizes food web dynamics: balance in a heterogeneous landscape. *Ecological Research*, 17(4), 433-439.
- Terofal, F., 1997: Sladkovodní ryby v evropských vodách, Ikar, Praha, 287 s.
- Turkowski, K., Kucharczyk, D., Kupren, K., Hakuć-Błażowska, A., Targońska, K., Żarski, D., Kwiatkowski, M., 2008. Economic aspects of the experimental rearing of asp, *Aspius aspius* (L.), ide, *Leuciscus idus* (L.), and dace, *Leuciscus leuciscus* (L.), under controlled conditions. *Archives of Polish Fisheries*, 16(4), 397-411.
- Turner, J.L., 1966. Distribution and food habits of ictalurid fishes in the Sacramento-San Joaquin Delta. In: Turner, J.L., Kelly, D.W. (Eds.), *Ecological Studies of the Sacramento-San Joaquin Delta. Part II Fishes of the Delta*. Fishery Bulletin, 130–143.
- Vyhlášky č. 395/1992 Sb. - *Vyhláška ministerstva životního prostředí České republiky, kterou se provádějí některá ustanovení zákona České národní rady č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny.*

Wetzel, R. G., 1983. *Limnology*. 2nd ed. Saunders college publishing, Philadelphia, 860 p.

White, J., Irvine, K., 2003. The use of littoral mesohabitats and their macroinvertebrate assemblages in the ecological assesment of lakes. *Aquatic Conservation, Marine and Freshwater Ecosystems* 13(4), 331-351.

## 8. ABSTRAKT

### Potravní zdroje plůdku reofilních ryb v rybnících s instalovanými světelnými a barevnými atraktanty hmyzu

Cílem práce bylo zhodnocení potravní základny (zooplanktonu, zoobentosu a náletového hmyzu) a produkčních výsledků v chovu násad jelce jesena (*Leuciscus idus* aber. *orfus*) a jelce tlouště (*Squalius cephalus*). Specifikou studie bylo využití atraktantů (žluté desky) a podvodních světelných zdrojů jako doplňku výživy chovaných ryb. Experimentální odchov probíhal na zemních rybníčcích v areálu pokusnictví FROV JU a Schlossfischerei Schönau bei Litschau (Rakousko). Při pravidelných dvoutýdenních odběrech byl monitorováno složení zooplanktonu a fyzikálně chemických parametrů. V měsíčních intervalech byl prováděn monitoring zoobentosu a suchozemského hmyzu zachyceného atraktanty. Odběr vzorků rybničního makrozoobentosu byl prováděn Ekmanovým drapákem. Po zpracování vzorků v laboratoři byly organismy rozděleny do tří skupin – Chironomidae, Oligochaeta a Varia. Zooplankton byl odebírán tahem planktonní sítěky na úseku 3 m a rozdělen na drobnou frakci (Daphniidae  $\leq 499 \mu\text{m}$ , Copepoda  $\leq 999$  a  $\geq 1000 \mu\text{m}$  a Ostatní – drobná Cladocera) a na frakci hrubého zooplanktonu (Daphniidae 500 – 999, Daphniidae 1000 – 1499 a  $\geq 1500 \mu\text{m}$ ). Suchozemský hmyz byl získáván instalací atraktantů po specifikovaný časový úsek dne (barevné atraktanty) nebo noci (světelné atraktanty). Z výsledků je zřejmé, že podmínky prostředí sledovaných rybníků se průkazně nelišily. Abundance hrubého zooplanktonu v obou experimentálních chovech byla ovlivněna žírem ryb. Denzita zoobentosu se průkazně nelišila. Nicméně hodnoty v rybnících se světly dosahovaly vyšších hodnot než v kontrole. Dle provedené analýzy dat o růstu a produkci ryb se zdá být použití atraktantů hmyzu jako doplňku výživy ryb v akvakultuře přínosným opatřením přispívající ke zvýšení produkčních výsledků. Průměrná hmotnost ryb v chovu jelce jesena vzrostla v průběhu vegetační sezóny z počátečních 4,3 g na  $26,9 \pm 4,9$ ;  $32,3 \pm 6,5$  a  $41,2 \pm 9,2$  g v rybnících v kontrole, se světly, resp. žlutými deskami, přičemž rozdíly jak mezi kontrolou a pokusnými variantami, tak mezi světly a žlutými deskami byly vysoce průkazné ( $p < 0,001$ ). V odchovu jelce tlouště v rybnících s instalovanými ponořenými světly průměrná hmotnost ryb vzrostla z počátečních 12,7 g na  $41,9 \pm 2,2$  g, resp. na  $26,7 \pm 5,5$  g v kontrole. V obou variantách byla i produkce analogicky vyšší.

**Klíčová slova:** lapače hmyzu, žluté desky, extenzivní chov, zlatý jelec jesen, jelec tloušť, zooplankton, zoobentos, rybníky

## 9. ABSTRACT

### **Food resources of young rheophilic fish in ponds with installed light and colour insect attractants**

The aim of this work was to evaluate the food base (zooplankton, zoobenthos and aerial insects) and production results in culture of two-year-old golden ide (*Leuciscus idus* aber. *orfus*) and chub (*Squalius cephalus*). The specifics of the study were to use the attractants (yellow plates) and submersed lights as a supplement to the nutrition of farmed fish. Experimental rearing took place in the earth ponds in the area of Experimental Fish Culture Facility in Vodňany (Czechia) and in the storage ponds in Schlossfischerei Schönau bei Litschau (Austria). Zooplankton composition and physico-chemical parameters were monitored during regular two-week sampling periods. Monitoring of zoobenthos and terrestrial insects captured by attractants was performed at monthly intervals. Macrozoobenthos was sampled by Ekman Grab. After processing the samples in the laboratory, the benthic invertebrates were divided into three groups - Chironomidae, Oligochaeta and Varia. Zooplankton was collected by planktonic mesh in the 3 m long hauling and divided into the fraction of small zooplankton (Daphnidae  $\leq 499$   $\mu\text{m}$ , Copepoda  $\leq 999$  and  $\geq 1000$   $\mu\text{m}$  and Others - small Cladocera), and into the fraction of coarse zooplankton (Daphnidae 500 - 999, Daphnidae 1000 - 1499 and  $\geq 1500$   $\mu\text{m}$ ). Terrestrial insects were captured by installed attractants for a specified time period of day (colour attractants) or night (light attractants). The results show that the environmental conditions of the monitored ponds did not differ significantly. Abundance of coarse zooplankton in both experimental cultures was influenced by fish. The density of zoobenthos did not differ significantly. However, the values in the ponds with the lights were higher than in the control. According to the analysis of growth and production data, the installation of insect attractants as a supplementary measure to fish nutrition in aquaculture seems to be beneficial for production results. The average weight of golden ide increased during the growing season from the initial 4,3 g to  $26,9 \pm 4,9$ ;  $32,3 \pm 6,5$  and  $41,2 \pm 9,2$  g in control ponds, ponds using lights and yellow plates, respectively. The differences between both control and experimental treatments as well as between lights and yellow plates were highly significant ( $p < 0,001$ ). In the culture of chub using light attractants, the average fish weight increased from the initial 12,7 g to  $41,9 \pm 2,2$  g, respectively to  $26,7 \pm 5,5$  g in control. In both treatments, the production was analogously higher.

**Keywords:** insect traps, yellow plates, extensive fish culture, golden ide, chub, zooplankton, zoobenthos, ponds