

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Fakulta rybářství a ochrany vod
Ústav Akvakultury

Diplomová práce
Vertikální distribuce zoobentosu v rybníce v reakci na
biomasu obsádky kapra

Autor: Bc. Pavel Válek, DiS.

Vedoucí bakalářské práce: doc. RNDr. Zdeněk Adámek, CSc.

Konzultant bakalářské práce: Ing. Kateřina Hovorková, Ing. David Hlaváč Ph.D.

Studijní program a obor: Zootechnika, Rybářství

Forma studia: Kombinovaná

Ročník: 2.

České Budějovice, 2019

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

Datum:

Podpis studenta:

Poděkování

Děkuji svému vedoucímu práce panu doc. RNDr. Zdeňku Adámkovi, CSc. za výběr tématu, metodické vedení, odbornou pomoc, poskytnuté rady, trpělivost a cenné připomínky při vypracování této diplomové práce. Dále bych chtěl poděkovat konzultantům Ing. Davidu Hlaváčovi Ph.D. a Ing. Kateřině Hovorkové za pomoc při terénním odběru vzorků a za pomoc při průběhu pokusu a získávání dat. Velké poděkování také patří mé budoucí manželce Kristýně Pegové za trpělivost a pomoc při opravě této diplomové práce.

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH

Fakulta rybářství a ochrany vod

Akademický rok: 2017/2018

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

(projektu, uměleckého díla, uměleckého výkonu)

Jméno a příjmení: Bc. Pavel VÁLEK
Osobní číslo: V14N014K
Studijní program: N4103 Zootechnika
Studijní obor: Rybářství
Téma práce: Vertikální distribuce zoobentosu v rybníce v reakci na biomasu obsádky kapra
Zadávající katedra: Ústav akvakultury a ochrany vod

Zásady pro vypracování

Makrozoobentos je důležitou potravní složkou kapra v rybníčním chovu. Kapr při jeho získávání proniká do měkkých sedimentů s intenzitou odpovídající jeho individuální velikosti a biomase obsádky. To vyvolává konkurenční vztahy mezi chovanými rybami a zvyšuje intenzitu hledání potravy na dně. Tím ale naopak posiluje únikové reakce a migraci potravních benthických organismů do hlubších vrstev dna. Cílem práce je porovnání vertikální distribuce makrozoobentosu vybraných kaprových rybníků o různé biomase a hustotě obsádky. K tomu účelu budou s použitím Ekmanova drapáku detailně v pěti opakovaných vzorkováním dostupné výtažníky a hlavní rybníky s organickým chovem kapra v regionu Waldviertel a rybníky s tradičním chovem kapra ve stejném povodí (Lužnice) na Třeboňsku. Vertikální distribuce zoobentosu bude tak porovnávána i s ohledem na technologii chovu (organický vs. tradiční). K odběrům bude použit upravený Ekmanův drapák s možností separace jednotlivých hloubkových frakcí sedimentů. Výsledky budou prezentovány především s ohledem na různou biomasu obsádky a technologii chovu. Jde o přepracování neobhájené práce v roce 2018 s ohledem k výtčám komise státních závěrečných zkoušek.

Rozsah pracovní zprávy: 50-70 stran
Rozsah grafických prací: podle potřeby s ohledem na získané podklady
Forma zpracování diplomové práce: tištěná

Seznam doporučené literatury:

- Adámek, Z., 2006. Metodika odběru a zpracování vzorků makrozoobentosu stojatých vod. VÚV TGM, 10 s.
Adámek, Z., Helešic, J., Maršálek, B., Rulík, M., 2010. Aplikovaná hydrobiologie, FROV JU Vodňany, 350 s.
Adámek, Z., Linhart, O., Kratochvíl, M., Flajšhans, M., Randák, T., Polícar, T., Masojídek, J., Kozák, P., 2012. Aquaculture in the Czech Republic in 2012: Modern European prosperous sector based on thousand-year history of pond culture, *Aquacult. Europe* 37, 5-14
Adámek, Z., Maršálek, B., 2013. Bioturbation of sediments by benthic macroinvertebrates and fish and its implication for pond ecosystems: a review, *Aquacult. Int.* 21, 1-17.
Borodíčov, N. D., 1962. Vertikálne rozvrstvenie benthických organizmov v dne rybníkov. *Práce Laboratória rybárstva*, 1: 21 – 28.
García-Berthou, E., 2001. Size- and depth-dependent variation in habitat and diet of the common carp (*Cyprinus carpio*). *Aquatic Sciences*. 63, 466-476.
Hartman, P., Regenda, J., 2014. Praktika v rybníkářství, FROV JU Vodňany, 375 s.
Huser, B.J., Bajer, P.G., Chizinski, Ch.J., Sorensen, P.W., 2016. Effects of common carp (*Cyprinus carpio*) on sediment mixing depth and mobile phosphorus mass in the active sediment layer of a shallow lake. *Hydrobiologi.* 763, 23-33.
Kornijów, R., 1997. The impact of predation by perch on the size-structure of *Chironomus* larvae – the role of vertical distribution of the prey in the bottom sediments, and habitat complexity. *Hydrobiol.* 342/343, 207-213.
Lellák, J., 1974. The intensity of fish predation upon the bottom fauna in carp ponds. *Er. Tidskr. Suppl. Stockholm.* 95, 156 s.
Lellák, J., 1978. Population dynamics of the bottom fauna and its respect to the fish stock in the carp ponds. *Verh. Inter. Ver. Limnol.* 20, 21-94.
Lellák, J., Kubíček, F., 1991. *Hydrobiologie*, UK Praha, 257 s.
Matěna, J., 1989. Seasonal dynamics of a *Chironomus plumosus* (L.) (Diptera, Chironomidae) population from a fish pond in Southern Bohemia. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 74, 599-610.

Pechar, L., Musil, M., Baxa, M., Petřů, A., Benedová, Z., Kröpfelová, L., Šulcová, J., 2017. Tři roky bez kapra na rybníce Rod (Třeboňsko) – aneb, jak reálná je možnost zlepšit kvalitu vody a stav rybníčního biotopu absencí obsádky kapra? In: Sborník referátů ze 4. ročníku odborné konference, České Budějovice: 55 – 59.

Persson, A., Svensson, J.M., 2006. Vertical distribution of benthic community responses to fish predators, and effects on algae and suspended material. Aquatic Ecology. 40, 85- 95

Wilcox, T.P., Hornbach, D.J., 1991. Macrobenthic community response to carp (Cyprinus carpio L.) foraging. Journal of Freshwater Ecology. 6, 171-183.

Vedoucí diplomové práce: **doc. RNDr. Zdeněk Adámek, CSc.**
Ústav akvakultury a ochrany vod

Konzultant diplomové práce: **Ing. David Hlaváč, Ph.D.**
Ústav akvakultury a ochrany vod

Datum zadání diplomové práce: **7. června 2018**

Termín odevzdání diplomové práce: **3. května 2019**

V Českých Budějovicích dne 11. června 2018


prof. Ing. Pavel Kozák, Ph.D.
děkan


doc. Ing. Jan Mráz, Ph.D.
ředitel

JIHOČESKÁ UNIVERZITA
V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
FAKULTA RYBÁŘSTVÍ A OCHRANY VOD
Zatišší 728/II
389 25 Vodňany

Obsah

| | | |
|--------|--|----|
| 1. | Úvod | 7 |
| 2. | Literární přehled | 8 |
| 2.1. | Taxonomické zařazení | 8 |
| 2.2. | Význam kapra v rybníkářství | 8 |
| 2.3. | Potravní nároky kapra | 9 |
| 2.4. | Vliv hustoty obsádky kapra na denzitu a biomasu zoobentosu | 9 |
| 2.5. | Reakce zoobentosu na predanční tlak biomasy ryb | 11 |
| 2.6. | Vliv makrofytní vegetace na výskyt zoobentosu v rybnících | 12 |
| 2.7. | Působení obsádek ostatních druhů ryb na denzitu a biomasu zoobentosu | 12 |
| 2.8. | Metody sledování bentosu | 13 |
| 2.8.1. | Přímé metody odběru | 13 |
| 2.8.2. | Nepřímé metody odběru | 14 |
| 3. | Materiál a metodika | 14 |
| 3.1. | Odběry | 14 |
| 3.2. | Lokality odběru | 15 |
| 3.3. | Popis lokalit | 16 |
| 3.3.1. | Rybník Rod | 16 |
| 3.3.2. | Rybník Dobrá Vůle | 17 |
| 3.3.3. | Rybník Pohořelec | 18 |
| 3.3.4. | Rybník Haslauerteich | 19 |
| 3.3.5. | Rybník Neuteich | 20 |
| 3.3. | Vlastní odběr | 21 |
| 3.4. | Laboratorní zpracování vzorků | 23 |
| 3.5. | Determinace, vážení vzorků | 23 |

| | |
|---|----|
| 3.6. Zpracování nasbíraných dat..... | 25 |
| 4. Výsledky..... | 25 |
| 4.1. Rybník Rod..... | 25 |
| 4.2. Rybník Dobrá Vůle..... | 27 |
| 4.3. Rybník Pohořelec | 29 |
| 4. 4. Rybník Haslauerteich | 31 |
| 4.5. Rybník Neuteich | 33 |
| 4.6. Vztah mezi biomasou obsádky kapra a kvantitou zoobentosu | 36 |
| 4.7. Porovnání biomasy z jednotlivých odběrů | 42 |
| 4.8. Velikostní distribuce larev pakomárů..... | 50 |
| 4.9. Srovnání biomasy a denzity zoobentosu v rybnících tradičního a organického chovu kapra | 52 |
| 5. Diskuze | 54 |
| 6. Závěr..... | 58 |
| 7. Přehled použité literatury..... | 59 |
| 8. Abstrakt | 66 |
| 9. Abstract..... | 67 |

1. Úvod

Kapr obecný je naší nejvíce chovanou rybou. Mělké nádrže rybníčního typu, ve kterých probíhá jeho chov, mu poskytují dostatek přirozené potravy v sedimentu. Jeho zaměření na společenstvo zoobentosu nám dává informaci o jeho potravní preferenci. Po vyčerpání hrubého zooplanktonu kapr hledá výživnější zdroj přirozené potravy a začíná se orientovat na faunu rybníčního dna. Tato změna je doprovázena zakalením vody vlivem rozvíření sedimentů. Kapr i tímto vířením do vodního sloupce uvolňuje ze sedimentu živiny (Adámek, Maršálek 2013). Pro produkční rybáře je to jasný signál začít s příkrmováním Hlaváč et al. (2014).

Na změnu potravní aktivity bentofágních ryb reaguje i zoobentos rybníka. Larvy pakomárů, máloštětinatci i méně zastoupené larvy koreter se brání vyžíracímu tlaku nejen kapra únikem do hlubších vrstev sedimentů. Pro tyto živočichy neexistuje jakási bezpečná vrstva, ale optimální biotop dna obsazují dle aktuálních podmínek. Jejich další přežití závisí na mnoha faktorech. Hlavní vliv na přežití má biomasa obsádky kapra v nádrži a jeho věková kategorie. Z toho lze usoudit, že bude jiná úniková reakce, pokud bude v nádrži chovaná násada, plůdek nebo tržní ryba.

Vysoká biomasa kapra v nádrži má za následek změnu bentického společenstva. Dojde ke snížení diverzity a denzity zoobentosu v mělkých vrstvách. Můžeme očekávat v těchto vrstvách i menší jedince. Předpokládáme tedy, že bychom měli nalézt hojněji oživené hlubší vrstvy rybníčního dna. Tento zmíněný teoretický předpoklad by nám měla objasnit sledování provedená ve vybraných nádržích lišících se způsobem hospodaření, biomasou a věkovou kategorií chovaných ryb.

Cílem této práce bylo na základě odebraných vzorků ze sledovaných rybníků vyhodnotit biomasu, denzitu a kvalitativní složení bentických organismů. Jako podklady pro sběr dat nám posloužily rybníky s tradičními technologiemi chovu na Třeboňsku a rybníky s organickým chovem ve Waldviertelu (Rakousko) v období plné (červen - červenec) a pozdní (září) potravní aktivity kapra.

Nashromážděná data ze dvou uskutečněných odebrání vzorků rybníčního sedimentu nám objasní trend v chování zoobentosu na základě predačního tlaku kapra. Vyhodnocené údaje nám poskytnou srovnání z jednotlivých rybníků s různou obsádkou a věkovou kategorií ryb a poskytnou objasnit problematiku vertikální distribuce zoobentosu v závislosti na biomase kapra.

2. Literární přehled

2.1. Taxonomické zařazení

Taxonomické zařazení: Nadtřída: ryby (Osteichthyes), třída: paprskoploutví (Actinopterygii), řád: máloostní (Cypriniformes), čeleď: kaprovití (Cyprinidae), rod: kapr (Cyprinus) (Dungel a Řehák 2005).

2.2. Význam kapra v rybníkářství

Kapr obecný je celosvětově oblíbenou konzumní a sportovní rybou, která byla do mnoha míst introdukována (Tapia a Zambrano 2003, Matsuzaki et al. 2009, Bajer a Sorensen 2010). Welcomme (1988) popisuje kapra obecného jako jednu z nejvíce distribuovaných ryb na světě. Z přirozených habitatů východní Evropy a Asie byl kromě Antarktidy úspěšně introdukovaný na všechny kontinenty (Welcomme 1988). Kapr obecný je atraktivní rybou pro komerční akvakulturu. Introdukovaný kapr přispívá k degradaci vodního ekosystému (Crivelli 1983, Zambrano et al. 1999, Koehn 2004).

Kapr obecný je naší hospodářsky nejcennější a nejvýznamnější rybou (Adámek et al. 2012). V našem chovu je upřednostňován díky svému rychlému růstu a všežravosti (Hartman et al. 1998). Milstein (1992) popisuje kapra jako druhou nejhojněji chovanou rybou na světě s hlavní produkcí v Asii. Podle Padisáka a Reynoldse (2003) je krajina České republiky bohatá na rybníky a malé vodní nádrže. Tyto umělé nádrže byly vybudovány člověkem v dobách největšího rozkvětu českého rybníkářství. S tím je spojen chov kapra v rybnících, které byly pro tento účel budovány. Rybníky pro chov kapra jsou charakterizovány jako mělké nádrže s průměrnou hloubkou jeden metr, kdy sediment je situován ve fotické zóně.

Kapr je obvykle v rybníčních podmínkách chovaný do tržní velikosti ve tří – čtyřletém chovném cyklu. Délka chovného cyklu je především závislá na stupni intenzifikace a podmínkách prostředí. Jednotlivé věkové kategorie jsou chovány odděleně (Kestemont 1995, Pillay a Kutty 2005). Rahman (2009) uvádí, že kapr roste nejefektivněji v polointenzivních podmínkách rybníčního chovu s optimálním poměrem přirozené potravy (zooplankton, zoobentos) a příkrmování.

2.3. Potravní nároky kapra

Kapr obecný patří mezi bentofágní a omnivorní druhy ryb vyhledávající primárně zooplankton a bentos (Breukelaar et al. 1994, Cline et al. 1994, Rahman et al. 2010, Rahman a Meyer 2009, Rahman et al. 2009, Rahman a Verdegem 2010).

Potravou raných vývojových stádií kapra je hlavně drobný zooplankton, tvořený zástupci vířníků (Rotifera) (Adámek et al. 2003, Britton et al. 2007, Kloskowski 2011b). S růstem přechází na větší organismy, především na sezónní druhy perlooček (Cladocera) (Hall et al. 1970, Vilizzi a Walker 1999b). Mladší věkové kategorie kapra (10 – 30 cm) preferují v potravní složce planktonní živočichy (García – Berthou 2001), z bentické složky malé larvy pakomárů (Chironomidae).

Kapr starší jednoho až dvou let přechází na objemnější potravu. Zaměřuje se především na zoobentos a díky spodnímu postavení úst je schopen hledat potravu i v hlubších částech sedimentu (Sibbing 1988, Hasan a MacIntosh 1992, García-Berthou 2001). Proto starší věkové kategorie preferují bentickou složku potravy – larvy pakomárů, měkkýše a části odumřelých rostlin (Hall et al. 1970).

Bablu et al. (2015) uvádějí, že kapr kategorie K₂ preferuje v potravní nabídce bentos z důvodu brzkého vyčerpání hrubého zooplanktonu. Adámek et al. (2004) popisují, že změna potravní preference je dána úbytkem hrubého zooplanktonu a menší druhy zooplanktonu nejsou schopny pokrýt nutriční požadavky.

2.4. Vliv hustoty obsádky kapra na denzitu a biomasu zoobentosu

Složení a rozvoj zoobentosu v rybnících je ovlivněn mnoha faktory. Z abiotických faktorů má vliv na složení zoobentosu pH, teplota vody, kyslík a salinita. Z biotických faktorů má vliv na složení zoobentosu predace, vývojové cykly jednotlivých skupin, konkurenční vztahy a meliorační zásahy jako zimování či letnění rybníků (Sukop 2007).

Lellák (1969) k tomuto dodává, že při zimování rybníků část bentické fauny sice zahyne ale značná část zoobentosu může přečkat nepříznivé podmínky až do jarního napuštění. Autor dále popisuje, že při letnění rybníků zahyne prakticky veškerá fauna. Ovšem brzo po napuštění rybníka nastává obnovení temporární složky zoobentosu (larvy hmyzu). Regenerace permanentní složky (korýši, měkkýši a kroužkovci) probíhá pomaleji, kolonizace nově napuštěného rybníka je daleko pomalejší.

Lellák (1958) zkoumal vyžírací tlak ryb na bentické společenstvo. Část dna zkoumaného rybníka ohradil a ochránil jej tak proti predaci bentofágních druhů ryb. Autor po té srovnával

biomasy zoobentosu s nechráněnou částí rybníčního dna. V chráněné části se na podzim kvantitativně vyskytovalo dvojnásobné množství zoobentosu oproti nechráněné části.

Lellák (1965) s experimentem pokračoval. Do chráněných oblastí nasimuloval tři různé typy obsádek (bez ryb, normální obsádka – dva kapři, velmi vysoká obsádka – 10 kaprů). Výsledky potvrdily, že biomasa ryb ovlivňuje kvantitu makrozoobentosu. Normální rybí obsádka zkonsumuje za vegetační období polovinu bentické produkce. Autor dále došel k závěru, že vysoká biomasa ryb měla pozitivní vliv na rozvoj zoobentosu v podzimním období.

Podle Lelláka (1958, 1961, 1978) denzita a biomasa zoobentosu dosahuje vyšších hodnot na začátku a na konci vegetačního období. Nejnížší denzita a biomasa bývá během letních měsíců (červen – červenec). To je zapříčiněno hromadným výletem imág vodního hmyzu koncem jara a zvýšeným predacním tlakem ryb. Vrcholem výskytu zoobentosu v rybnících bývá únor – duben.

Nejdůležitějšími bentickými potravními organismy kapra v rybníčním chovu jsou máloštětinatí červi (Oligochaeta) a larvy pakomárů (Chironomidae) (Bonneau a Scarnecchia (2015). Ty podle Brozy et al. (2000) a Matěny (1989) tvoří podstatnou složku zoobentosu v mělkých nádržích a rybnících. Jsou důležitou potravní složku ryb díky jejich velikosti a velké biomase v rybnících (Jonansson 1972). Nejznámějším druhem čeledi Chironomidae je podle Hartmana et al. (1998) pakomár kouřový (*Chironomus plumosus*) jehož až 28 mm dlouhé krvavě červené larvy jsou známy jako patentky.

Larvy pakomárů jsou běžnými živočichy, vyskytujícími se v hlubších částech rybníčního dna (Matěna 1989). Podle Hartmana et al. (1998) množství pakomárů silně kolísá v průběhu roku. Lellák (1974) a Matěna (1989) uvádějí, že denzita pakomárů bývá nejvyšší během dubna – května. Po té výskyt pakomárů během letních měsíců denzita klesá i díky zvýšené potravní aktivitě bentofágních ryb. Bonneau a Scarnecchia (2015) zjistili, že početnost larev pakomárů čeledi Chironomidae vzrůstala v rybnících bez obsádek kapra a tyto larvy se vyskytovaly především v mělkých vrstvách sedimentu. Byl pozorován jev ukrývání těchto larev do hlubších vrstev sedimentů se zvyšující se obsádkou kapra a jeho predacním tlakem.

Ze sledování Leláka (1991) vyplývá, že podíl larev pakomárů v zoobentosu klesá se zvyšující se obsádkou ryb, naopak roste podíl máloštětinatců.

Trzoch – Szalkiewicz (1971) uvádí, že kapři plůdek požírá pakomáří larvy Chironomidae a to především *Cricotopus silvestris*, *Microtendipes* a *Cryptochironomus*. Tato kategorie kapra upřednostňuje velikost zoobentosu pod 2 mm. Nejvyhledávanějším druhem čeledi Chironomidae je *Cricotopus silvestris* a to v období červen – srpen.

Chironomus. thummi dominuje na začátku června, v září je běžnější *Ch. plumosus*. Larvy střední velikosti *Microtendipes*, *Endochironomus*. Larvy *Polypedilum* se vyskytují zejména během léta. Máloštětinaté červy Oligochaeta druhu *Limnodrilus hoffmeisteri* můžeme v rybníce najít spíše na začátku vegetačního období. Vyskytují se hojně v rybnících nasazených tržní rybou. Největší podíl z celkové biomasy zoobentosu byl zjištěn u *Ch. thummi* (91 %) a *Glyptotendipes* sp. (69 %). Nejčastější zjištěnou délkou bylo 25 mm u *Ch. plumosus* a u *Ch. thummi* 17 mm (Zieba 1971).

2.5. Reakce zoobentosu na predační tlak biomasy ryb

Optimální prostředí pro zoobentos kaprového rybníka je v několika centimetrech sedimentu v oxické vrstvě, hloubka výskytu bentických organismů stoupá se zvyšujícím se rizikem predace především ryb. Je známo, že predace má rozhodující vliv na hloubku sedimentu, ve které bentičtí živočichové žijí, toto souvisí i s potravním chováním bentofágních živočichů (Goeij et al. 2001). Rahman (2015) udává, že hlavní a nejdůležitější složkou zoobentosu jsou larvy pakomárů čeledi Chiromonidae, které za normálních podmínek žijí v sedimentu v hloubce několika centimetrů. Biomasa kapra v rybničním chovu má vliv na výskyt i vertikální distribuci těchto larev během výletu.

Při větším vyžírácím tlaku bentické organizmy reagují na tento stav změnou velikostí těla, případně nenápadným zbarvením (Gilinsky 1984, Tatrai et al. 1994, Kornijów 1997).

Snižující se počet bentických živočichů se vzrůstající hustotou obsádky kapra indikuje změnu jeho potravní preference (Tatrai et al. 1994, Zambrano a Hinojosa 1999). Noy – Meir (1975) popisuje, že se vzrůstající biomasou kapra lze předpokládat snížení abundance zoobentosu až o 50 %. Biomasa zoobentosu se snižuje se zvyšující se hloubkou sedimentu. Bentofágní živočichové pronikají do hlubších částí sedimentů, který jim poskytuje ochranu před zvyšujícím se vyžírácím tlakem bentofágních ryb. Mlži jsou schopni pronikat do hlubších vrstev než plži (Persson a Svensson, 2006).

Význam a vliv rybích obsádek na bentické společenstvo a mechanismy jejich působení se liší dle druhu chovaných ryb, hustoty obsádky a podmínek prostředí. V některých případech predace ryb zvyšuje denzitu některých bentických druhů potlačením konkurentů nebo predátorů (Hall et al. 1970, Crowder a Cooper 1982, Gilinsky 1984, Morin 1984). Hartman et al. (1998) se s tímto názorem ztotožňují a přidávají, že zoobentos se brání unikáním do hlubších vrstev bahna. Hustota obsádky v plůdkových výtažnicích má malý vliv na dynamiku bentosu, avšak v rybnících s hustou obsádkou tržního kapra dochází již koncem jara k vyžírání larev pakomárů.

Existuje mnoho studií popisující různé účinky biomasy kapra obecného na vertikální dynamiku zoobentosu v rybnících. Různé hustoty obsádky kapra obecného mají vliv na snižování denzity zoobentosu. Tento ukazatel ovlivňuje celkovou produkci v rybničním hospodářství (Costa-Pierce a Pullin 1989, Rahman et al. 2008, Brönmark 1994, Beklioglu a Moss 1998, Barthelmes a Bärmick 2003). Bablu et al. (2015) uvádějí, že v rybnících bez obsádky kapra lze pozorovat výskyt zoobentosu v mělkých vrstvách sedimentu.

2.6. Vliv makrofytní vegetace na výskyt zoobentosu v rybnících

Gerking (1962), Crowder a Cooper (1982), Dvorac a Best (1982), Gilinsky (1984), Rabe a Gibson (1984), Gregg a Rose (1985), Hershey (1985), Diehl (1988), Andersson et al. (1990) popisují, že biomasa a abundance zoobentosu bývá větší při výskytu submerzní makrofytní vegetace. Tyto porosty poskytují vodním bezobratlým úkryty. Může tak být dosaženo zmírnění predčního tlaku ze strany rybí obsádky. Hahn (1995) pozoroval ukrývání larev pakomárů ve svém pokusu. Zjistil, že v měsíci červnu pakomáři i nitěnky preferovali porost růžkatce ponořeného (*Ceratophyllum demersum*). Pakomáři obsazovali tato stanoviště díky větší akumulaci organické hmoty, která slouží jako zdroj potravy. Dále jim růžkatec poskytoval ochranu proti predátorům. Chilton (1990).

2.7. Působení obsádek ostatních druhů ryb na denzitu a biomasu zoobentosu

Rovněž obsádky dalších druhů ryb mohou působit predčně na zoobentos. Příkladem může být cejn velký (*Abramis brama*), což doložili Persson a Svensson, (2006) ve svých pokusech. Autoři zjistili největší abundanci bentických organismů ve svrchních vrstvách sedimentu v rybnících bez obsádky cejna. U rybníků nasazenými cejnem nebyl pozorován výskyt zoobentosu.

Potravu juvenilních jedinců lína obecného (*Tinca tinca*) tvoří na začátku exogenní výživy jemný zooplankton a fytofilní larvy pakomárů. Po této periodě převládá v potravě lína široká škála zoobentických druhů (Kennedy a Fitz-Maurice 1970, O'Maileidigh a Bracken 1989, Giles et al. 1990). Významný podíl na některých lokalitách mají bentické larvy pakomárů (Chironomidae). Ve srovnání s kaprem je lín díky své menší hmotnosti schopen získat pakomáry z menší hloubky (do cca 10 cm) (Baruš a Oliva 1995b). Podle Brönmarka (1994) lín vytváří větší predční tlak na výskyt měkkýšů. Preferuje v potravní nabídce plovatku bahenní (*Lymnaea stagnalis*).

Podle studie Diehla (1992) okoun říční (*Perca fluviatilis*) působí predančně na populaci larev střechatky (*Sialis*). Abundance střechatek klesala až o 50 % se vzrůstající biomasou okouna. Adámek et al. (2004) ve svém experimentu našli larvy pakomárů v trávicím traktu plůdku i adultních jedinců okouna.

Peterka et al. (2003) zjistili při svém pokusu s plůdkem candáta, že jeho dominantní potravou byl prachový zooplankton. Larvy pakomárů tvořily pouze 1% objemu potravy. Plůdku candáta tedy nelze přičítat velký vliv na predaci larev pakomárů.

2.8. Metody sledování bentosu

Hartman a Regenda (2014) uvádějí, že součástí kontroly potravní základny ryb je i bentos odebíraný pomocí Ekman – Birge drapáku. Zoobentos rybníku v zásadě dělíme na larvy pakomárů (Chironomidae), máloštětinatci (Oligochaeta) a ostatní živočichy.

Metody sledování bentosu rozdělujeme na přímé a nepřímé. Při přímých metodách využíváme pomůcky pro odběr bentosu jako např. Ekman – Birgeho drapák anebo Kubičkův bentometr. Nepřímá metoda spočívá v instalaci umělého substrátu, který po určitém časovém intervalu odebíráme.

Kvantitativní sledování zoobentosu je podle Hartmana et al. (1998) komplikovanější než sledování zooplanktonu. Bentos totiž není v rybníku rozmístěn rovnoměrně jako plankton. Rozdíly v zonaci zoobentosu jsou v hloubce, charakteru dna a podkladu. Dále je nutné během kvantitativního sledování brát velký počet náhodně rozmístěných dílčích vzorků nebo menší počet vzorků z jednotlivých typů substrátů a současně odhadnout podíl ploch těchto substrátů.

2.8.1. Přímé metody odběru

K tomuto typu odběru vzorků používáme několik typů pomůcek. Mezi nejzákladnější patří dredž, vlečné síť, Ekman – Birgeho drapák, Suberova síť, Kubičkův bentometr, Ponarův drapák nebo pneumatický vzorkovač FBA.

Kvalitativní vzorky makrozoobentosu se v mělkých stojatých vodách získají nejsnáze pomocí obyčejného kuchyňského cedníku o průměru 15 – 20 cm s oky 0,5 – 1 mm velkými. Pro získání vzorků z hlubších míst se používá dredž, která je tažená na laně. Koule slouží jako závaží, aby nedošlo při tahu lana k nadlehčování rámu a jeho vytažení ze dna.

Pro kvantitativní odběry makrozoobentosu používáme různé typy drapáků. Ty se zaboří do dna pomocí čelistí a ty se následně zesponu uzavřou. Ke stejnému účelu se také používají sondy, které mají menší plochu. V měkkém bahně je možno použít také sklopné sondy, které se po

zaboření sklopí a vytahují v převrácené poloze. Sediment ze sond a drapáků se pak propírá na sítích s oky 0,25 nebo 0,5 mm. Ze zahuštěného vzorku je nutné vybírat živočichy zaživa. (Hartman et al. 1998).

Metody vzorkování měkkých sedimentů jsou založeny na odebrání a separaci organismů od dnových substrátů, jejich roztřídění a determinaci. Vzorek měkkých sedimentů můžeme odebírat různými typy drapáků (Ekman-Birge, van Veen, Ponar o ploše minimálně 200 cm²). Každý odběr je tvořen minimálně pěti separátními vzorky. Vzorek se odebírá z vymezené plochy dna (kvantitativní stanovení). Odebrané vzorky jsou promyty na fosfobronzovém sítu o velikosti ok 250 - 500 μm. Zachycený substrát spolu s bentickými bezobratlými je konzervován 4% roztokem formaldehydu. Při následném laboratorním zpracování vzorků jsou zástupci makrozoobentosu vybráni, determinováni a spočítáni. Rušivými vlivy může být přítomnost předmětů (dřevní zbytky, šterk apod.) bránících řádnému dovření čelistí drapáku v měkkých sedimentech. V takových případech je třeba odběr opakovat (Adámek 2006).

2.8.2. Nepřímé metody odběru

Nepřímou metodou odběru vzorků můžeme nazývat odběr vzorků pomocí umělých substrátů. Umělý substrát můžeme charakterizovat jako zařízení, které napodobuje některé funkce vodního prostředí, do kterého je umístěn (Beak 1973). Odběr spočívá v tom, že sledovaná lokalita není monitorována přímým odběrem vzorků pomocí pomůcek pro přímé metody odběru. Na námi vybrané lokality jsou instalovány umělé substráty, které jsou během námi zvoleného časového období obsazeny makrozoobentosem. Použití umělých substrátů pro odběr zoobentosu během několika let roste (Hellawel 1978).

3. Materiál a metodika

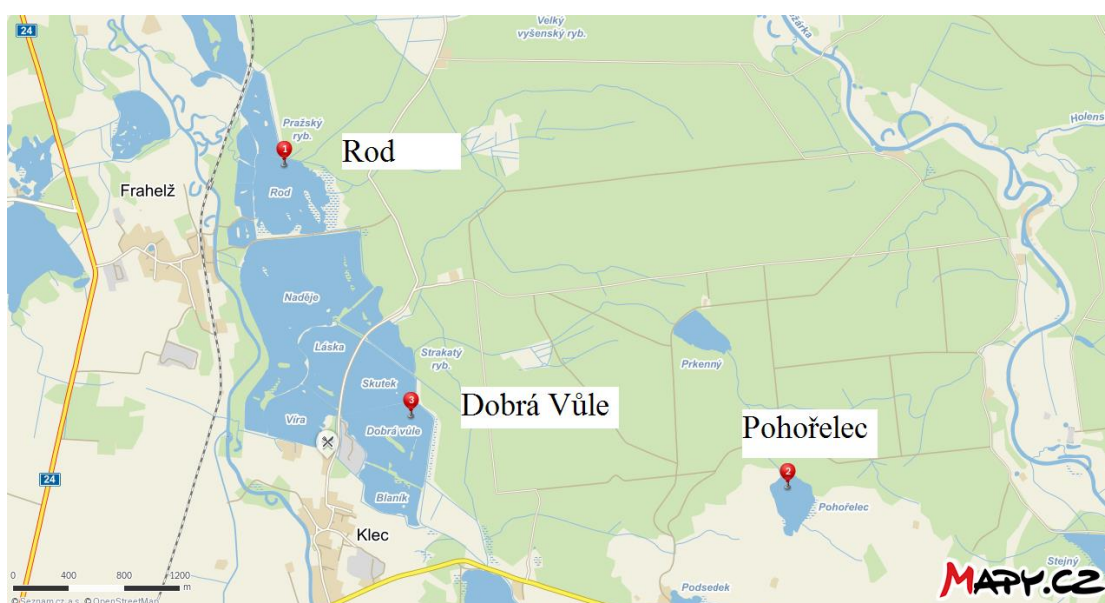
3.1 Odběry

Pro sledování byly zvoleny dva termíny odběru vzorků. Na rybnících Haslauerteich a Neuteich odběry proběhly 26. 6. 2015 a 14. 9. 2015. Na rybnících Dobrá Vůle, Pohořelec a Rod vzorkování proběhlo ve dnech 10. 7. 2015 a 14. 9. 2015. Vzorky byly odebírány z lodi. Před vlastním odběrem bylo zvoleno místo s hloubkou vody nepřesahující 1,6 m. Nevhodnými lokalitami byla i místa v okolí loviště. Před vlastním odběrem byla změřena hloubka vody, dále vizuálně proběhlo zhodnocení zooplanktonu (+++ výskyt velmi hojný, ++ výskyt hojný, + výskyt malý, - výskyt neregistrovatelný). Secciho deskou byla změřena průhlednost vody. Z fyzikálně – chemických parametrů proběhlo měření teploty vody a rozpuštěného kyslíku

(YSI ProODO), nasycení kyslíku a pH (YSI 63) a to jak nade dnem, tak pod hladinou. Naměřené hodnoty vybraných fyzikálně – chemických proměnných byly pro přehlednost zaznamenány do tabulek. Od Rybářství Třeboň a.s. a firmy Biofisch byly získány údaje obsádek rybníků. Tyto údaje doplněné o výměru rybníka a množství krmení byly zapsány do tabulek k jednotlivým rybníkům.

3.2 Lokality odběru

Odběr vzorků probíhal ve dvou regionech - rybníky Haslauerteich a Neuteich (Waldviertel, Rakousko) (Obr. 2) a Dobrá Vůle, Pohořelec, Rod (Třeboňsko, ČR) (Obr. 1).



Obr. 1 Mapa s vyznačenými rybníky Rod, Pohořelec a Dobrá Vůle (www.mapy.cz).



Obr. 2 Mapa s vyznačenými rybníky Neuteich a Haslauerteich (www.mapy.cz).

3.3. Popis lokalit

3.3.1 Rybník Rod

Rybník Rod (N 49°07'18.6", E 14°44'42.6") se nachází ve stejnojmenné přírodní rezervaci v CHKO Třeboňsko v blízkosti obcí Hamry a Val. Je součástí Nadějské rybníční soustavy. Všechny rybníky v Nadějské soustavě jsou naháněny stokou Potěšilka, která svádí vodu z řeky Lužnice. Rod byl našim největším zkoumaným rybníkem. Údaje o naměřených fyzikálně – chemických parametrech vody byly zapsány do tabulky 1. V obsádce rybníka Rod nebyla zastoupena žádná věková kategorie kapra. Vzhledem ke složení obsádky nebyl Rod přikrmován. Počty a druhy obsádky ryb jsou znázorněny v tabulce 2.

| sledovaný parametr | Rod 10.7.2016 | | | | Rod 14.9.2016 | | | |
|--|---------------|----|----|----|---------------|----|----|----|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 1 | 2 | 3 | 4 |
| hloubka (cm) | 83 | 83 | 83 | 83 | 60 | 60 | 60 | 60 |
| teplota hladina (°C) | 20,7 | | | | 17,5 | | | |
| teplota dno (°C) | 20,7 | | | | 16,7 | | | |
| O ₂ hladina (mg.l ⁻¹) | 6,16 | | | | 9,08 | | | |
| O ₂ dno (mg.l ⁻¹) | 6 | | | | 7,44 | | | |
| nasycení O ₂ hladina (%) | 68,3 | | | | 93,9 | | | |
| nasycení O ₂ dno (%) | 66,9 | | | | 76,5 | | | |
| pH (hladina) | 8,25 | | | | - | | | |
| pH (dno) | 8,23 | | | | - | | | |
| průhlednost (cm) | 77 | | | | 40 | | | |
| zooplankton | hrubý | | | | ++ | | | |
| počet vrstev | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 |
| poznámky | - | | | | - | | | |

Tab. 1 Hodnoty naměřených fyzikálně – chemických parametrů vody na rybníce Rod.

| Název rybníka | Plocha (ha) | Obsádka | | | | | Krmení (t) |
|---------------|-------------|--------------------|---------------|---------------------------------|--------|---------------------|------------|
| | | druh ryby | hmotnost (kg) | hmotnost (kg.ha ⁻¹) | ks | ks.ha ⁻¹ | |
| Rod | 34,33 | Ca _{gen.} | 90 | 3 | 60 | 2 | 0 |
| | | Ca _r | 0 | | 2 500 | 73 | |
| | | L ₂ | 430 | 13 | 4 300 | 125 | |
| | | Su _r | 0 | | 15 000 | 437 | |

Tab. 2 Obsádka rybníka Rod.

3.3.2. Rybník Dobrá Vůle

Rybník Dobrá Vůle (N 49°06'22.1", E 14°45'12.5") se nachází v katastru obce Klec, která spadá do mikroregionu Třeboňsko. Je součástí Nadějské rybníční soustavy a CHKO Třeboňsko. Na rybníce byla nasazena polykulturní obsádka candáta a kapra. Přesné údaje o obsádce byly zaznamenány do tabulky 4. Naměřené fyzikálně – chemické parametry zjištěné během odběru vzorků byly zapsány do tabulky 3.

| sledovaný parametr | Dobrá Vůle 10.7.2015 | | | | Dobrá Vůle 14.9.2015 | | | |
|--|----------------------|----|----|----|----------------------|----|----|----|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 1 | 2 | 3 | 4 |
| hloubka (cm) | 83 | 83 | 83 | 83 | 50 | 50 | 50 | 50 |
| teplota hladina (°C) | 19,4 | | | | 16,4 | | | |
| teplota dno (°C) | 19,2 | | | | 16,4 | | | |
| O ₂ hladina (mg.l ⁻¹) | 10,1 | | | | 8,26 | | | |
| O ₂ dno (mg.l ⁻¹) | 9 | | | | 7,81 | | | |
| nasycení O ₂ hladina (%) | 110,8 | | | | 84,4 | | | |
| nasycení O ₂ dno (%) | 98 | | | | 78,4 | | | |
| pH (hladina) | 9,53 | | | | - | | | |
| pH (dno) | 9,37 | | | | - | | | |
| průhlednost (cm) | 15 | | | | 20 | | | |
| zooplankton | drobný | | | | ++ | | | |
| počet vrstev | 7 | 7 | 7 | 7 | 6 | 6 | 6 | 6 |
| poznámky | vegetační zákal | | | | - | | | |

Tab. 3 Hodnoty naměřených fyzikálně – chemických parametrů vody na rybníce Dobrá Vůle.

| Název rybníka | Plocha (ha) | Obsádka | | | | | Krmení (t) |
|---------------|-------------|--------------------|---------------|---------------------------------|-------|---------------------|------------|
| | | druh ryby | hmotnost (kg) | hmotnost (kg.ha ⁻¹) | ks | ks.ha ⁻¹ | |
| Dobrá Vůle | 25,4 | K ₃ | 5 250 | 207 | 6 550 | 258 | 20 |
| | | Ca _{gen.} | 90 | 4 | 60 | 2 | |
| | | | | | | | |

Tab. 4 Obsádka rybníka Dobrá Vůle.

3.3.3 Rybník Pohořelec

Rybník Pohořelec (N49°06'06.2", E14°47'43.5") se nachází v katastru obce Koleneč. Je součástí stejnojmenné rybníční soustavy. Pohořelec spadá do CHKO Třeboňsko. Pohořelec byl nasazen polykulturní obsádkou složenou z plůdku amura, kapra, sumce a generačního lína. V roce 2015 byl přisazen kapr K₁ (Tab. 6). Během odběru byly změřeny fyzikálně – chemické parametry vody (Tab. 5).

| sledovaný parametr | Pohořelec 10.7.2015 | | | | Pohořelec 14.9.2015 | | | |
|--|---------------------|----|----|----|---------------------|----|----|----|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 1 | 2 | 3 | 4 |
| hloubka (cm) | 60 | 60 | 60 | 60 | 70 | 70 | 70 | 70 |
| teplota hladina (°C) | 19,7 | | | | 16,6 | | | |
| teplota dno (°C) | 19,5 | | | | 16,6 | | | |
| O ₂ hladina (mg.l ⁻¹) | 10,15 | | | | 4,78 | | | |
| O ₂ dno (mg.l ⁻¹) | 9,66 | | | | 3,51 | | | |
| nasycení O ₂ hladina (%) | 111,1 | | | | 48,5 | | | |
| nasycení O ₂ dno (%) | 105,1 | | | | 38,9 | | | |
| pH (hladina) | 8,79 | | | | - | | | |
| pH (dno) | 8,73 | | | | - | | | |
| průhlednost (cm) | 35 | | | | 25 | | | |
| zooplankton | drobný | | | | +++ | | | |
| počet vrstev | 6 | 6 | 6 | 6 | 4 | 3 | 4 | 6 |
| poznámky | vegetační zákal | | | | - | | | |

Tab. 5 Hodnoty naměřených fyzikálně – chemických parametrů vody na rybníce Pohořelec.

| Název rybníka | Plocha (ha) | Obsádka | | | | | Krmení (t) |
|---------------|-------------|----------------------|---------------|---------------------------------|-----------|---------------------|------------|
| | | druh ryby | hmotnost (kg) | hmotnost (kg.ha ⁻¹) | ks | ks.ha ⁻¹ | |
| Pohořelec | 8,78 | 2014 | | | | | 7 |
| | | Ab ₀ | | | 200 000 | 22 779 | |
| | | K ₀ lys | 50 | 6 | 2 800 000 | 318 907 | |
| | | L _{gen.} | 50 | 6 | 100 | 11 | |
| | | Su _r | | | 8 600 | 979 | |
| | | 15 (dosazení) | | | | | 20,1 |
| | | K ₁ lys | 500 | 57 | 10 000 | 1 139 | |
| | | | | | | | |
| | | | | | | | |
| | | | | | | | |

Tab. 6 Obsádka rybníka Pohořelec.

3.3.4. Rybník Haslauerteich

Rybník Haslauerteich (N 48°49,31', E 15°7,93') se nachází v Dolním Rakousku nedaleko obce Pfaffenschlag. Hodnoty fyzikálně – chemických parametrů byly zapsány do Tab. 7. Rybník Haslauerteich byl nasazen polykulturní obsádkou kapra, dravých druhů ryb s přísazením bílé ryby (Tab. 8).

| sledovaný parametr | Haslauerteich 26.6.2015 | | | | Haslauerteich 17.9.2015 | | | |
|--|-------------------------|-----|-----|-----|-------------------------|-----|-----|-----|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 1 | 2 | 3 | 4 |
| hloubka (cm) | 155 | 158 | 156 | 158 | 140 | 140 | 140 | 140 |
| teplota hladina (°C) | 20,7 | | | | 17,3 | | | |
| teplota dno (°C) | 17,7 | | | | 15,8 | | | |
| O ₂ hladina (mg.l ⁻¹) | 8,00 | | | | 10,1 | | | |
| O ₂ dno (mg.l ⁻¹) | 4,91 | | | | 3,9 | | | |
| nasycení O ₂ hladina (%) | 84,8 | | | | 105,2 | | | |
| nasycení O ₂ dno (%) | 52,7 | | | | 40 | | | |
| pH (hladina) | - | | | | 8,91 | | | |
| pH (dno) | - | | | | 7,87 | | | |
| průhlednost (cm) | 150 | | | | 35 | | | |
| zooplankton | +++ | | | | střední | | | |
| počet vrstev | 4 | 3 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 |
| poznámky | - | | | | vegetační zákal | | | |

Tab. 7 Hodnoty naměřených fyzikálně – chemických parametrů vody na rybníce Haslauerteich.

| Název rybníka | Plocha (ha) | Obsádka | | | | | Krmení (t) |
|---------------|-------------|------------------|---------------|---------------------------------|-------|---------------------|------------|
| | | druh ryby | hmotnost (kg) | hmotnost (kg.ha ⁻¹) | ks | ks.ha ⁻¹ | |
| Haslauerteich | 48,5 | K ₂₋₃ | 4 085 | 84 | 7 975 | 164 | 27,4 |
| | | L ₂ | 454 | 9 | 4 500 | 93 | |
| | | Š ₁ | 64 | 1 | 500 | 10 | |
| | | bílá ryba | 35 | 1 | 233 | 5 | |
| | | Ca ₂ | 287 | 6 | 1 548 | 32 | |
| | | Su ₂ | 3 | 0 | 100 | 2 | |

Tab. 8 Obsádka rybníka Haslauerteich.

3.4.5. Rybník Neuteich

Neuteich (N48°52'14.9", E 15°07'24.9") je situován na severním okraji města Heidenreichstein v Dolním Rakousku. Rybník Neuteich byl nasazen polokulturní obsádkou kapra a síha marény (Tab. 10). Hodnoty fyzikálně – chemických parametrů byly zaznamenány do Tab. 9.

| sledovaný parametr | Neuteich 26.6.2015 | | | | Neuteich 17.9.2015 | | | |
|--|--------------------|-----|-----|-----|--------------------|-----|-----|-----|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 1 | 2 | 3 | 4 |
| hloubka (cm) | 130 | 136 | 128 | 128 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| teplota hladina (°C) | 21,1 | | | | 19,7 | | | |
| teplota dno (°C) | 17,6 | | | | 19,1 | | | |
| O ₂ hladina (mg.l ⁻¹) | 11,41 | | | | 3,96 | | | |
| O ₂ dno (mg.l ⁻¹) | 5,49 | | | | 3,1 | | | |
| nasycení O ₂ hladina (%) | 137,4 | | | | 43,9 | | | |
| nasycení O ₂ dno (%) | 52,9 | | | | 33,5 | | | |
| pH (hladina) | - | | | | 7,72 | | | |
| pH (dno) | - | | | | 7,53 | | | |
| průhlednost (cm) | 29 | | | | 25 | | | |
| zooplankton | - | | | | drobný | | | |
| počet vrstev | 4 | 3 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 |
| poznámky | - | | | | - | | | |

Tab. 9 Hodnoty naměřených fyzikálně – chemických parametrů vody na rybníce Neuteich.

| Název rybníka | Plocha (ha) | Obsádka | | | | | Krmení (t) |
|---------------|-------------|-----------------|---------------|---------------------------------|-------|---------------------|------------|
| | | druh ryby | hmotnost (kg) | hmotnost (kg.ha ⁻¹) | ks | ks.ha ⁻¹ | |
| Neuteich | 4,1 | K ₁ | 34 | 8 | 5 230 | 1 276 | 6,3 |
| | | Ma ₂ | 64,8 | 16 | 324 | 79 | |

Tab. 10 Obsádka rybníka Neuteich.

3.3 Vlastní odběr

Pro vlastní vzorkování jsme měli k dispozici Ekman – Birgenův drapák pro odběr rybníčních sedimentů. Před zahájení odběru byl drapák rozevřen a zajištěn pomocí ocelových lanek tak, aby nedošlo k předčasnému uzavření. Vzorkovatel pustil drapák do vody, po dosažení dna po provazu spustil zarážku, která uvolnila klapku, a čelisti drapáku ukrojily obsah dna do zásobního prostoru. Po vytažení zajištěného drapáku do lodě došlo k rozdělení jednotlivých vrstev po dvou centimetrech pomocí ploché plechové zarážky (Obr. 3). Jednotlivé vrstvy sedimentu tak byly odděleny od sebe. Po konečném rozvrstvení (oddělení vrstev od sebe) byly jednotlivé vrstvy postupně propírány. Začalo se nejspodnější vrstvou odpovídající hloubce 10 – 12 cm. Obsah vrstvy byl uvolněn na síto, případné zbytky z drapáku vzorkovatel vybral rukou a přidal na síto (Obr. 4). Po té co byl veškerý obsah vrstvy vyjmut z drapáku, vzorkovatel začal propírat sediment krouživými pohyby na hladině vody (Obr. 5). Po důkladném proprání byli živočichové spolu se zbytky sedimentu uloženi do plastové nádoby. Vzorek byl konzervován 4 % formaldehydem. Následně byla nádobka nesmazatelně označena, uzavřena a uložena v plastové bedýnce. Pro příklad můžeme uvést označení vzorku HAS/26.6/4/1 (zkratka rybníka/datum/ číslo vzorku/ hloubka). Pro naši orientaci byla číslice jedna nejhlubší vrstva. Tento pracovní postup se opakoval pro všechny vrstvy a odběry. Po skončení terénního vzorkování byly nádobky s konzervovanými vzorky uloženy ve skladu FROV na Husově ulici.



Obr. 3 Rozdělení jednotlivých vrstev sedimentu pomocí destiček.



Obr. 4. Vyprazdňování sedimentu z drapáku na prosévací síto.



Obr. 5 Promývání sedimentu.

3.4. Laboratorní zpracování vzorků

Zpracování vzorků probíhalo v Ústavu akvakultury FROV JU (Obr. 5). Byla dodržena bezpečnost práce při manipulaci s nebezpečnými látkami. Veškerá manipulace s formaldehydem probíhala v digestoři.

Obsah nádoby s konzervovaným vzorkem byl proprán přes sítko (0,5 mm), aby se zbavil co nejvíce malých částic sedimentu. Tento postup byl žádoucí pro snazší následné přebírání. Obsah vody a konzervačního prostředku byl vylíván do sběrné nádoby a bylo s ním nakládáno dle platné legislativy o odstraňování nebezpečného odpadu. Po přeprání pod tekoucí vodou byl obsah z nádoby přemístěn na menší misku. Pomocí pinzety, lehkým vířením bylo možno rozeznat živočichy. Nalezení zástupci zoobentosu po vybrání byli opět vráceni do vyčištěných nádob a konzervováni 4% roztokem formaldehydu (Obr. 6). Pracovalo se s každým vzorkem zvlášť, tak aby nedošlo k záměně vzorků. Zbytek sedimentů na misce prostý živočichů byl vylit do jiné sběrné nádoby. Po přebrání veškerých vzorků došlo k jejich uskladnění.

3.5. Determinace, vážení vzorků

Nejhojněji byli ve vzorcích zastoupeni larvy pakomárů a zástupci máloštětinatců Oligochaeta. Po otevření nádoby byly např. všechny larvy pakomárů pinzetou vyjmuty na Petriho misku a spočítány. Po té došlo k osušení na filtračním papíru. Po těchto operacích byly vzorky po předchozím vytárování váhy zvaženy na fosfobronzovém sítu s přesností na tisíciný gramu. Po vážení byly opět vzorky vráceny do příslušné nádoby a zakonzervovány. Údaje o váze, počtech a druhu byly zapsány do sešitu. Veškerá bezpečnost práce a použitý konzervační prostředek byly totožné jako u předchozí kapitoly.



Obr. 5 Laboratorní pomůcky pro determinaci zoobentosu.



Obr. 6 Zafixovaný vzorek zoobentosu.

3.6. Zpracování nasbíraných dat

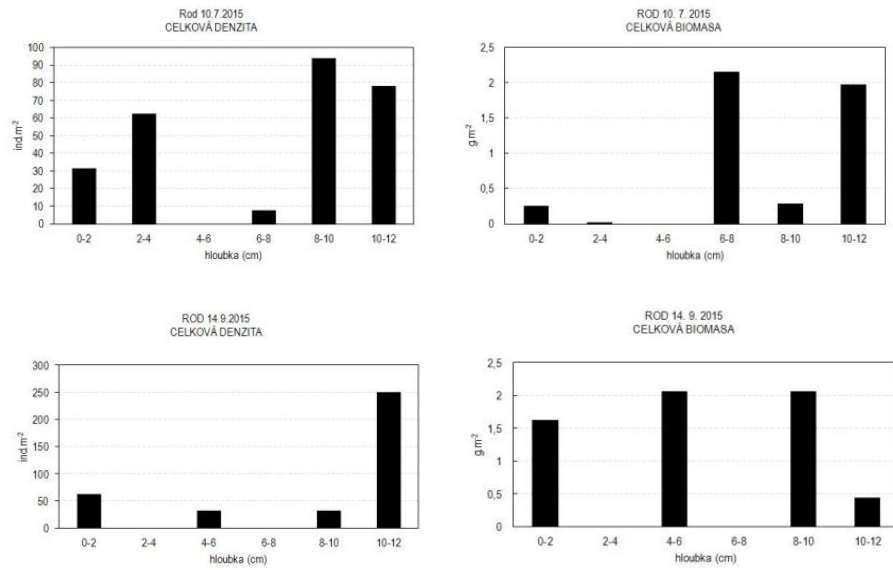
Zapsané údaje dle předchozí kapitoly byly přepsány do programu MS Excel 2010. Hodnoty denzity a biomasy byly vynásobeny hodnotou 125, což odpovídalo výpočtu 10 000 (plocha v cm²) : 80 (plocha drapáku v cm²). Denzita byla vyjádřena v jednotkách ind.m⁻². Biomasa v jednotkách g.m⁻². Vypracované grafy byly podkladem pro další hodnocení reakce zoobentosu na vyžírací tlak biomasy ryb. Statistické vyhodnocení probíhalo v programu MS Excel 2016. Pro vyhodnocení byly použity testy Studentova rozdělení. V grafech byly statistické průkaznosti označeny indexy a, b popř. c.

4. Výsledky

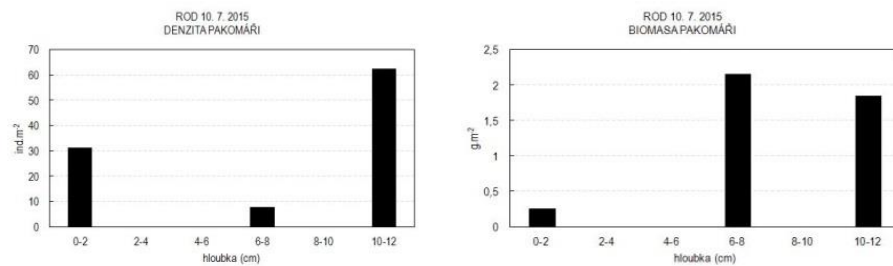
Výsledky získané terénním sledováním jsou prezentovány v grafické formě. Grafy vztahující se k odběrům bez výskytu příslušné skupiny bentických živočichů nejsou uvedeny, nulový výskyt je zmíněn pouze v textu.

4.1. Rybník Rod

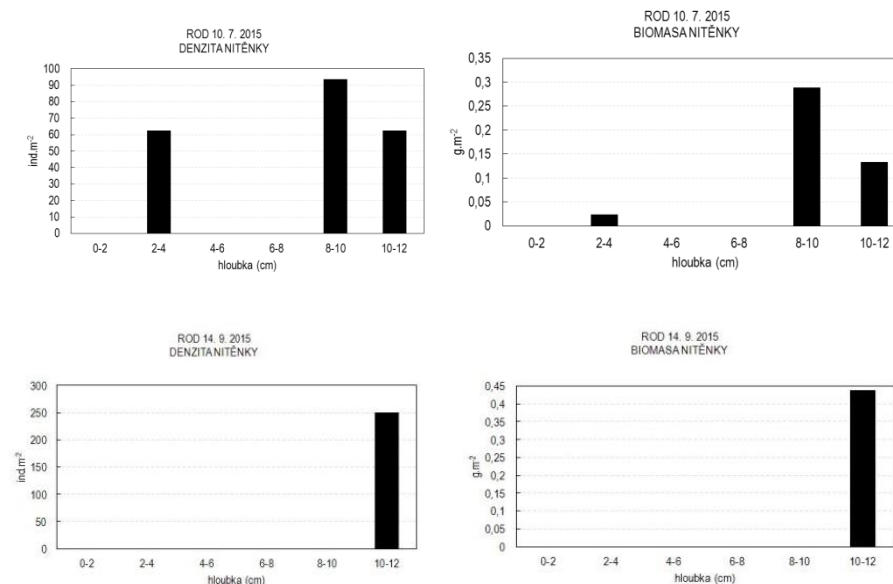
V obsádce rybníka Rod (34,33 ha) nebyla žádná věková kategorie kapra. Polykulturní obsádku tvořil lín (L₂) o hmotnosti 430 kg. Dále z dravých ryb obsádku tvořil generační candát (Ca_{gen}) 90 kg, rychlený plůdek (Ca_r) 2 500 ks a sumec (Su_r) 15 000 ks. Odběry na rybníce Rod proběhly v termínech 10. 7. a 14. 9. 2015. Celková denzita a biomasa zoobentosu je znázorněna na Obr. 7. Nejvyšší denzita i biomasa zoobentosu byla v obou odběrech zaznamenána v hloubce 8 – 12 cm. Hodnoty celkové denzity v horních vrstvách sedimentu (0 – 4 cm) se pohybovaly mezi 30 až 60 jedinci na m² při biomase 0,02 – 0,25 g.m⁻². V hloubce 8 – 12 cm se počty jedinců zoobentosu a jejich biomasa pohybovaly mezi 90 – 250 ind.m⁻², resp. 0,28 – 2,06 g.m⁻². V odběru 14.9. se vyskytly larvy střechatek (*Sialis*) a koreter (Chaoboridae) (Obr. č. 10) a ve vzorcích zoobentosu odebraných 14.9. nebyl registrován výskyt larev pakomárů (Obr. 8). Denzita a biomasa zástupců Oligochaeta je znázorněna na Obr. 9.



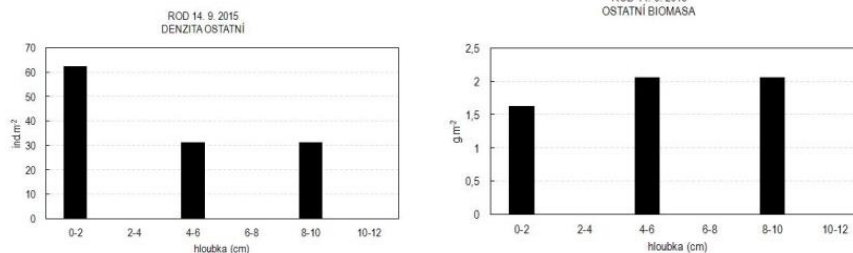
Obr. 7 Celková denzita a biomasa zoobentosu v různých hloubkách sedimentu na rybníce Rod.



Obr. 8 Denzita a biomasa larev pakomárů (Chironomidae) v různých hloubkách sedimentu na rybníce Rod.



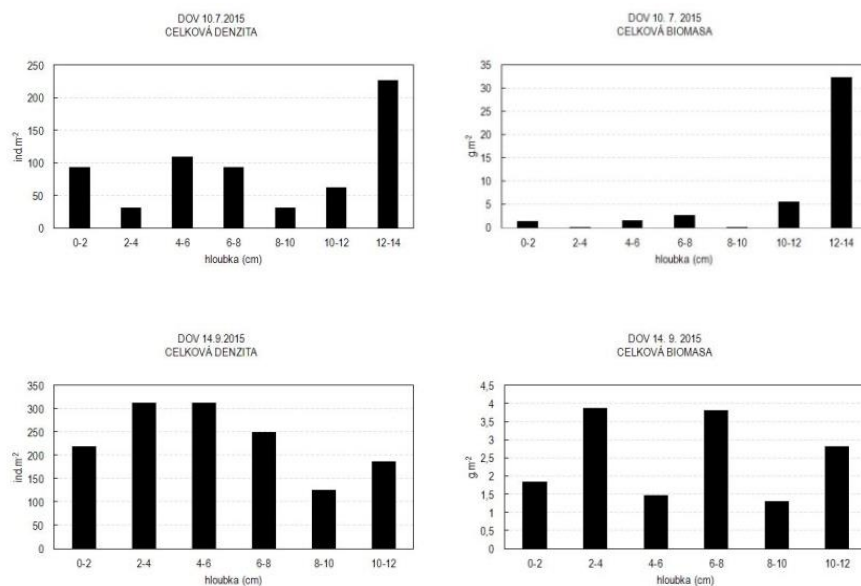
Obr. 9 Denzita a biomasa nitěnek (Oligochaeta) v různých hloubkách sedimentu na rybníce Rod.



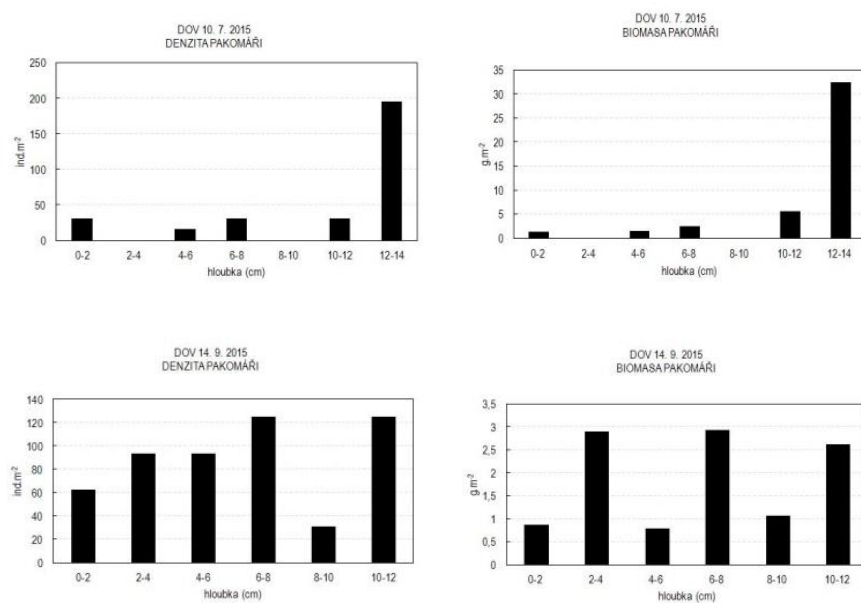
Obr. 10 Denzita a biomasa ostatních živočichů (larvy střechatek a koreter) v různých hloubkách sedimentu na rybníce Rod.

4.2. Rybník Dobrá Vůle

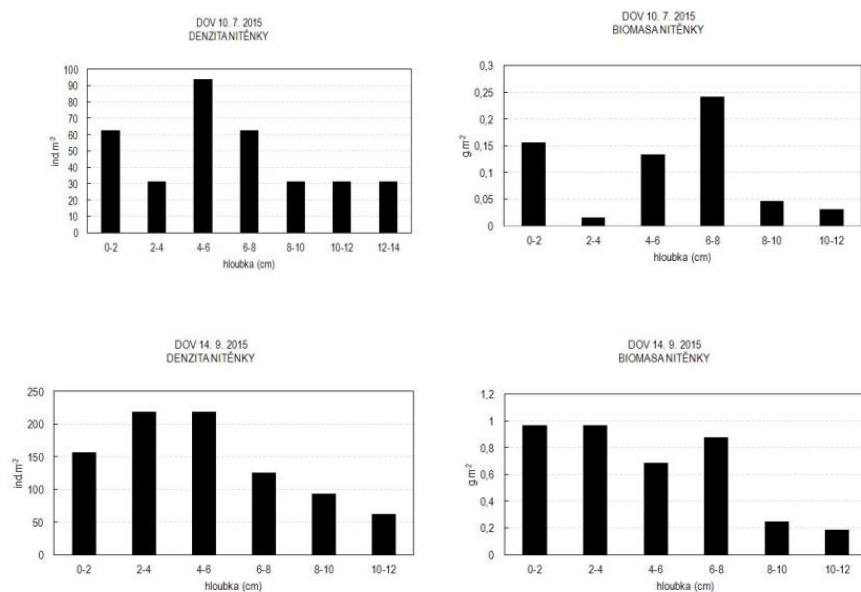
Rybník Dobrá Vůle má rozlohu 25,4 ha. Obsádku tvořil kapr (K_3) v počtu 6 550 ks o hmotnosti 5 259 kg a candát (Ca_{gen}) o hmotnosti 90 kg při 60 ks. Odběry na rybníce Dobrá Vůle probíhaly 10. 7. a 14. 9. 2015. Celková denzita i biomasa jsou znázorněny na obr. 11. Největší denzita byla zaznamenána shodně v hloubkách 2 – 4 cm a 4 – 6 cm a to 313 ind.m⁻² při biomase 0,01 – 3,87 g.m⁻². Hodnoty celkové denzity ve svrchních vrstvách sedimentu (0 – 4 cm) se pohybovaly mezi 31 – 312 jedinci na m² při biomase 0,01 – 3,87 g.m⁻². V hloubce odběru 8 – 12 cm se počty jedinců zoobentosu pohybovaly v rozmezí 31 – 187 na m² při biomase 0,04 – 32,4 g.m⁻². Ani v jednom odběru nebyli pozorováni ostatní bentičtí živočichové. Nejvyšší denzitu pozorujeme v hloubce 12 – 14 cm 195 jedinců na m² při biomase 32,37 g.m⁻². Výskyt pakomárů a máloštetinců byl pozorován v obou odběrech (Obr. 12 a Obr. 13). Výskyt ostatních zástupců zoobentosů nebyl zaznamenán.



Obr. 11 Celková denzita a biomasa zoobentosu v různých hloubkách sedimentu na rybníce Dobrá Vůle.



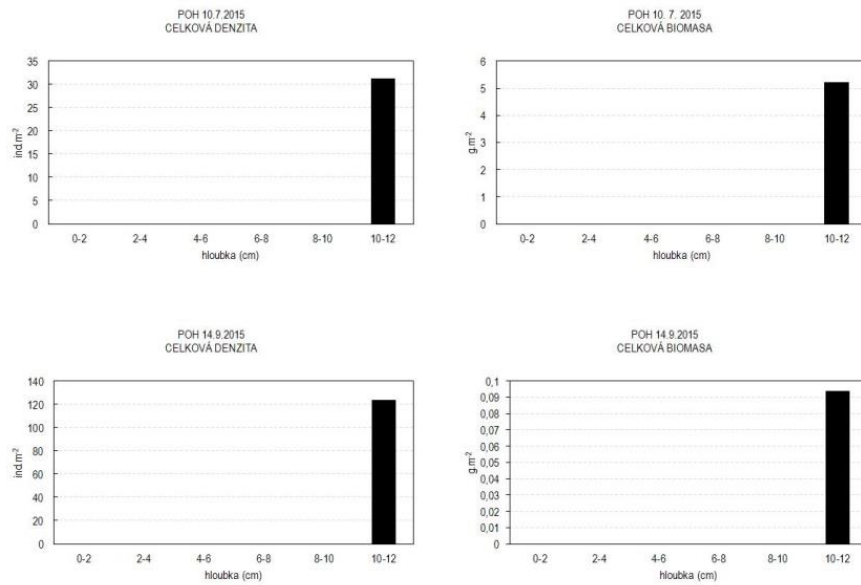
Obr. 12 Denzita a biomasa larev pakomárů (Chironomidae) v různých hloubkách sedimentu na rybníce Dobrá Vůle.



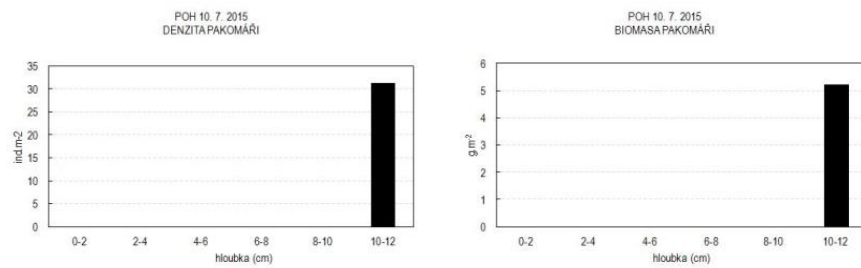
Obr. 13 Densita a biomasa nitĚnek (*Oligochaeta*) v rŮzných hloubkách sedimentu na rybníce Dobrá VŮle.

4.3. Rybník Pohořelec

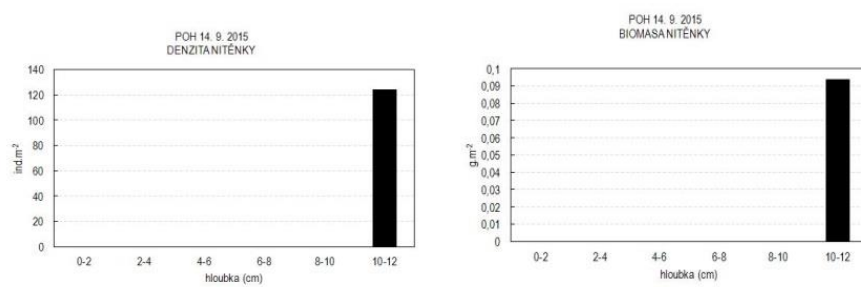
Obsádku tvořil kapr (K_0) v počtu 2 800 000 ks z nasazení 2014, k němuž bylo v dubnu 2015 dosazeno 10 000 ks K_1 o hmotnosti 500 kg, dále amur (Ab_0) 200 000 ks, lín (L_{gen}) 100 ks, 50 kg a sumec (Su_r) 8 600 ks (vše 2014). Plocha rybníka je 8,78 ha. Na rybníku Pohořelec byl výskyt bentických živočichů zaznamenán pouze v hloubce 10 – 12 cm. Byla pozorována celková densita v rozmezí 31 – 124 zástupců zoobentosu na m². Jejich celková biomasa se pohybovala v rozpětí 0,09 – 5,21 g.m⁻² (Obr. 14). Výskyt pakomárů byl pozorován pouze v odbĚru 10. 7. 2015 (Obr. 15). Máloštětinatci byly nalezeni pouze v odbĚru 14. 9. 2015 (Obr. 15). Zástupci ostatních bentických živočichů se nevyskytovali ani v jednom z odbĚrů.



Obr. 14 Celková denzita a biomasa zoobentosu v různých hloubkách sedimentu na rybníce Pohorelec.



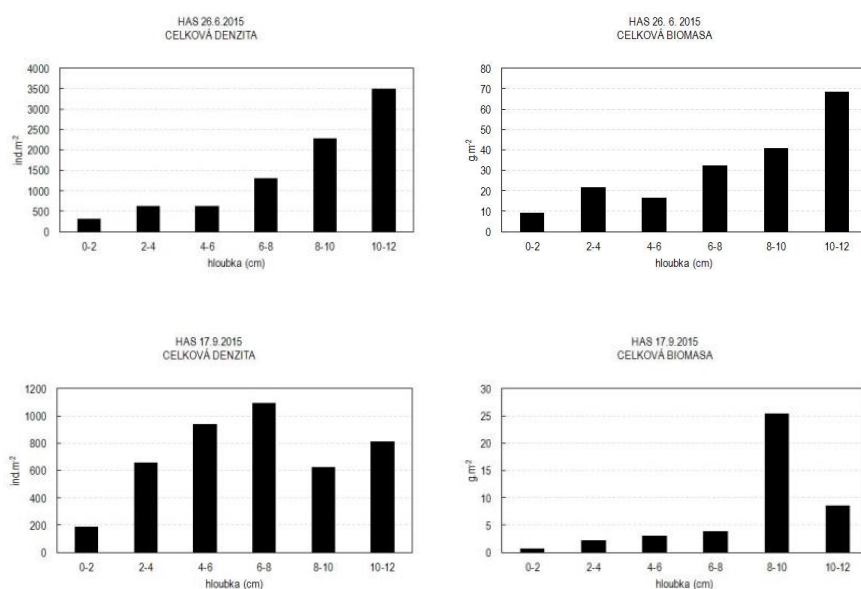
Obr. 15 Denzita a biomasa larev pakomárů (Chironomidae) v různých hloubkách sedimentu na rybníce Pohorelec.



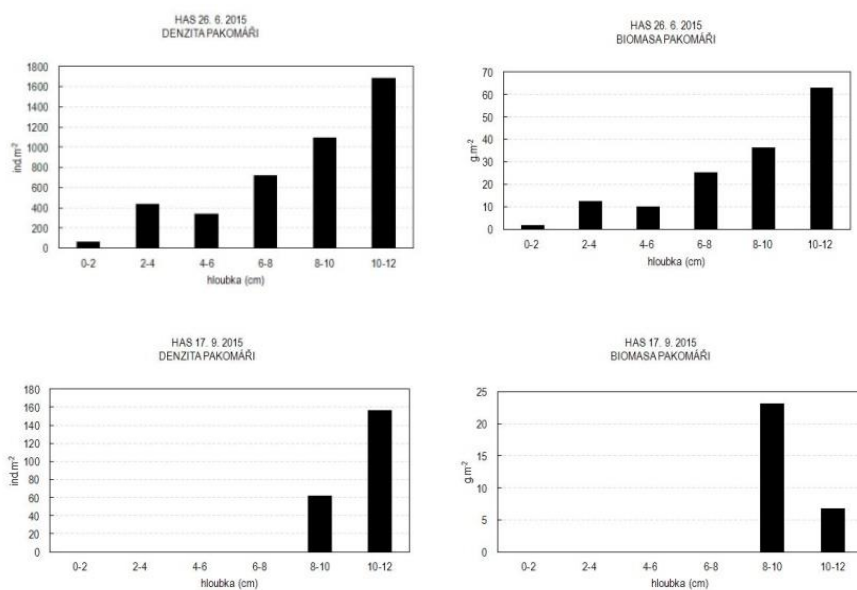
Obr. 16 Denzita a biomasa nitěnek (Oligochaeta) v různých hloubkách sedimentu na rybníce Pohorelec.

4. 4. Rybník Haslauerteich

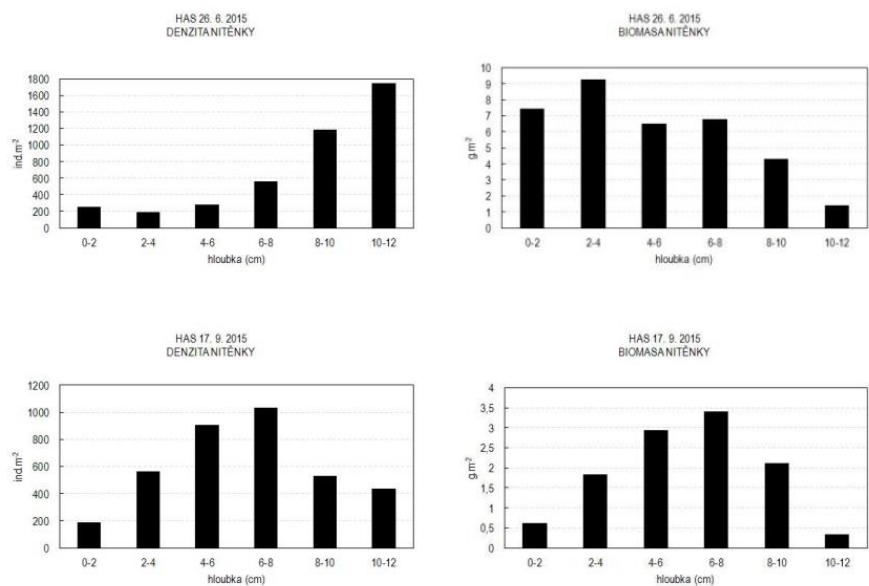
Na rybníku Haslauerteich (48,5 ha) odběry proběhly ve dnech 26. 6. a 14. 9. 2015. Obsádku rybníka tvořili: Kapr (K_{2-3}) 4 085 kg, 7 975 ks, lín (L_2) 454 kg 4 500 ks, štika (\check{S}_1) 64 kg, 500 ks, bílá ryba 35 kg 233 ks, candát (Ca_2) 287 kg 1 548 ks a sumec (Su_2) 3 kg 100 ks. Průběh celkové denzity a biomasy je znázorněn na Obr. 17. Celková denzita v hloubkách 0 – 4 cm se pohybovala v rozmezí 187 – 656 jedinců na m^2 . Biomasa v této hloubce se pohybovala v hodnotách 0,62 – 2,15 $g \cdot m^{-2}$. V hloubce 8 – 12 cm byla zjištěna denzita 625 – 3 500 jedinců zoobentosu na m^2 . Jejich biomasa činila 8,50 – 85,5 $g \cdot m^{-2}$. Ve všech odběrech byl, zaznamenám výskyt pakomárů i máloštětinatců (obr. 18 a obr. 19). Z ostatních zástupců byly determinovány larvy střechatek (*Sialis*) a koreter (Chaoboridae) (Obr. 20).



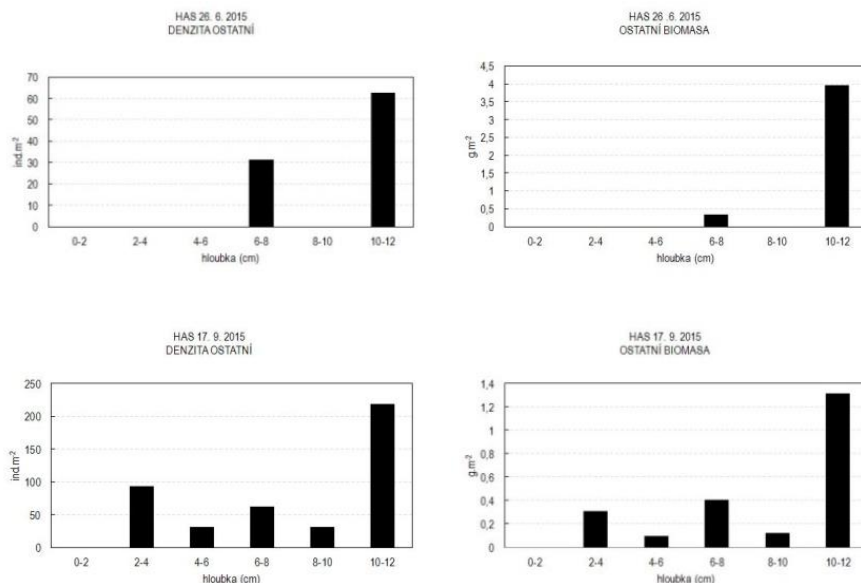
Obr. 17 Celková denzita a biomasa zoobentosu v různých hloubkách sedimentu na rybníce Haslauerteich.



Obr. 18 Denzita a biomasa larev pakomárů (*Chironomidae*) v různých hloubkách sedimentu na rybníce Haslauerteich.



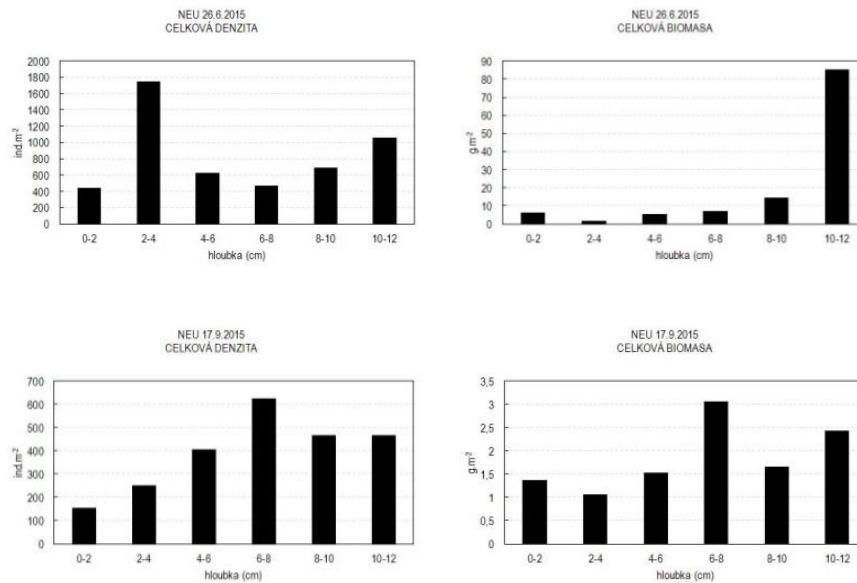
Obr. 19 Denzita a biomasa nitěnek (*Oligochaeta*) v různých hloubkách sedimentu na rybníce Haslauerteich.



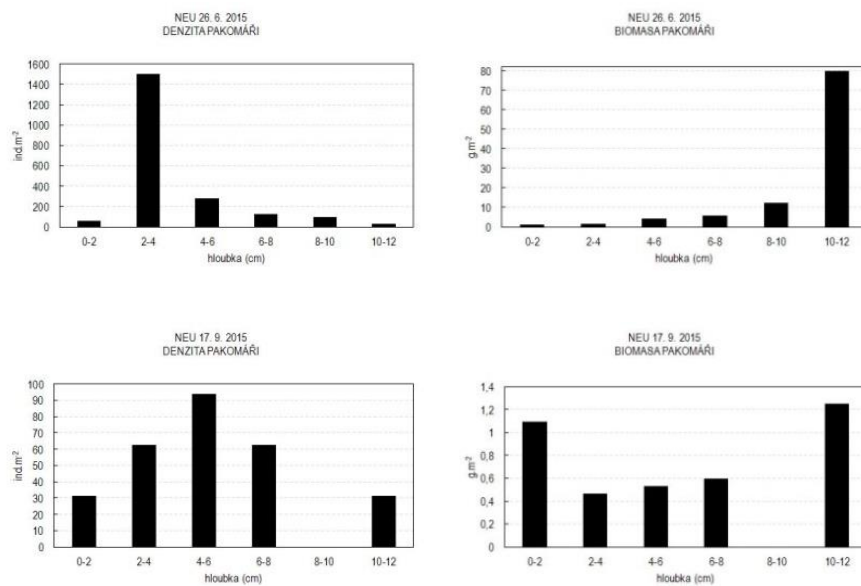
Obr. 20 Denzita a biomasa ostatních živočichů (larvy střechatek a koreter) v různých hloubkách sedimentu na rybníce Haslauerteich.

4.5. Rybník Neuteich

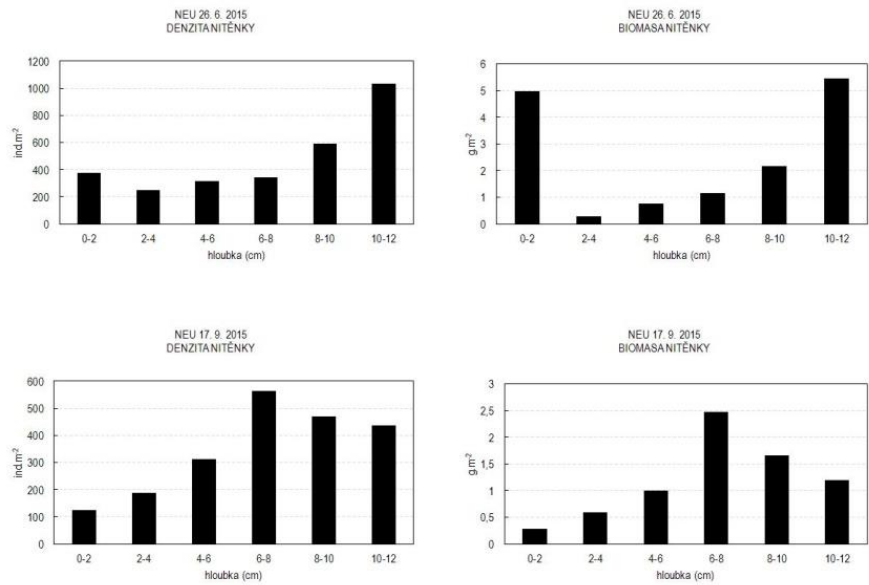
Data odběru na rybnících Neuteich (4,1 ha) a Haslauerteich byla totožná. Obsádka Neuteichu byla tvořena kaprem (K_1) 5 230 ks o hmotnosti 34 kg a síhem marénou (Ma_2) 324 ks o hmotnosti 64,8 kg. Celkovou denzita a biomasa jsou uvedeny na Obr. 21. V hloubce 0 – 4 cm byla pozorována celková biomasa v rozmezí 0,62 – 6,25 g.m⁻². Celková denzita vyjadřující počet jedinců na m² zoobentosu se pohybovala od 156 do 1 750. Celková biomasa v hloubce 8 – 12 cm se pohybovala v hodnotách 1,65 – 85,5 g.m⁻², denzita se v těchto vrstvách pohybovala od 468 do 1062 jedinců na m². Denzita a biomasa larev pakomárů a máloštětinatců jsou znázorněny na Obr. 22 a Obr. 23. Ostatní živočichové, larvy střechatek (*Sialis*) a koreter (*Chaoboridae*), se vyskytovali pouze v odběru ze dne 26. 6. 2015 (Obr. 24).



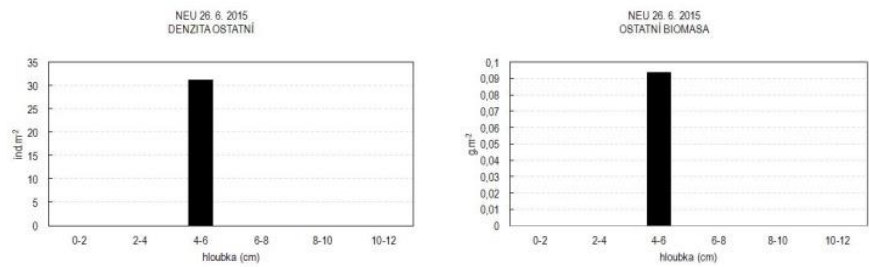
Obr. 21 Celková denzita a biomasa zoobentosu v různých hloubkách sedimentu na rybníce Neuteich.



Obr. č. 22 Denzita a biomasa larev pakomárů (Chironomidae) v různých hloubkách sedimentu na rybníce Neuteich.



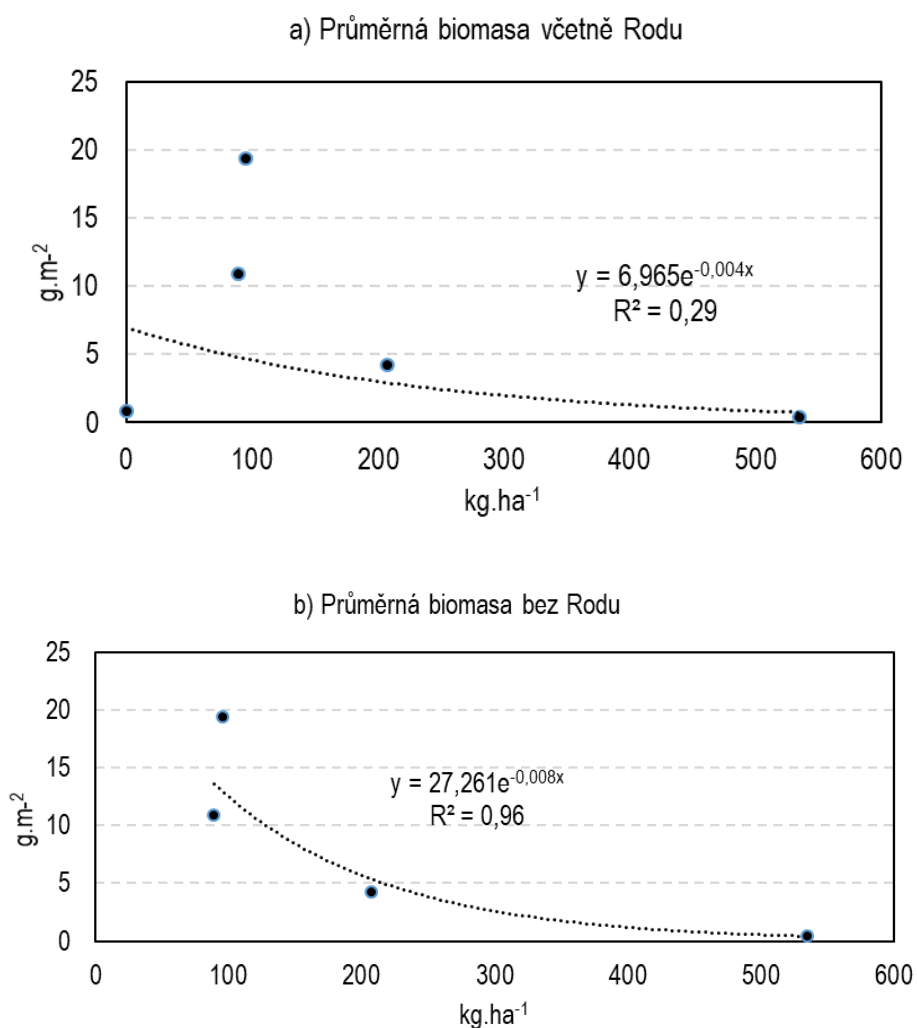
Obr. č. 23 Denzita a biomasa nitěnek (*Oligochaeta*) v různých hloubkách sedimentu na rybníce Neuteich.



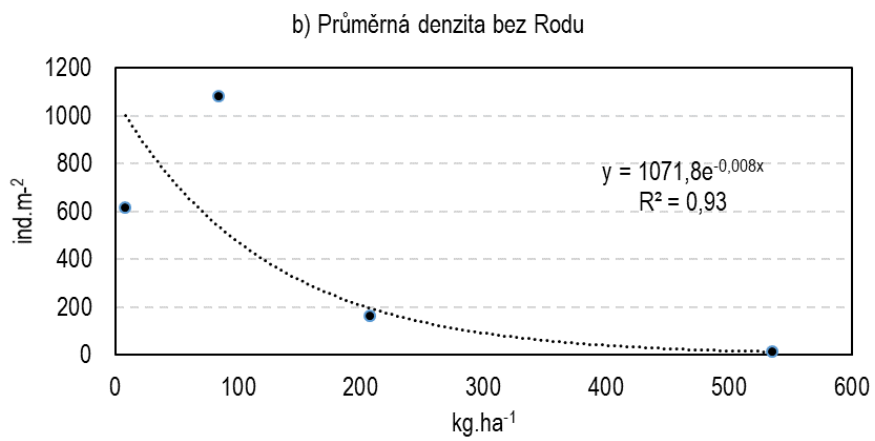
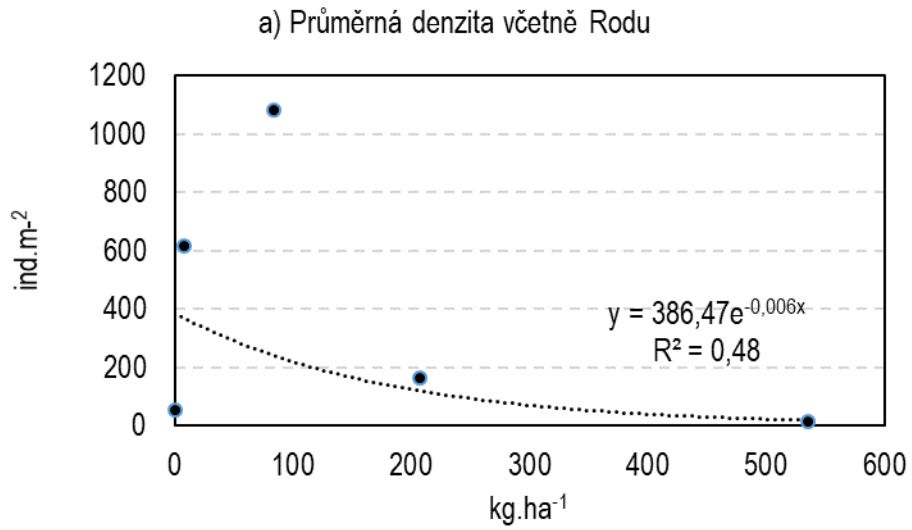
Obr. č. 24 Denzita a biomasa ostatních živočichů (larvy střechatek a koreter) v různých hloubkách sedimentu na rybníce Neuteich.

4.6. Vztah mezi biomasou obsádky kapra a kvantitou zoobentosu

Vztah mezi biomasou obsádky kapra a kvantitou makrozoobentosu (Obr. 25 – 26) je nejlépe charakterizován exponenciální křivkou, která vystihuje jeho průběh koeficientem determinace R^2 . Ten činí u hodnot celkové biomasy 0,29 (Obr. č. 25a), avšak bez zohlednění rybníka Rod (Obr. 25b) vzrůstá na 0,96. Trend denzity makrozoobentosu je ve vztahu k biomase obsádky kapra obdobný a R^2 je 0,48 (Obr. 26a). Při vynechání dat z Rodu však vzrůstá na 0,93 (Obr. 26b)

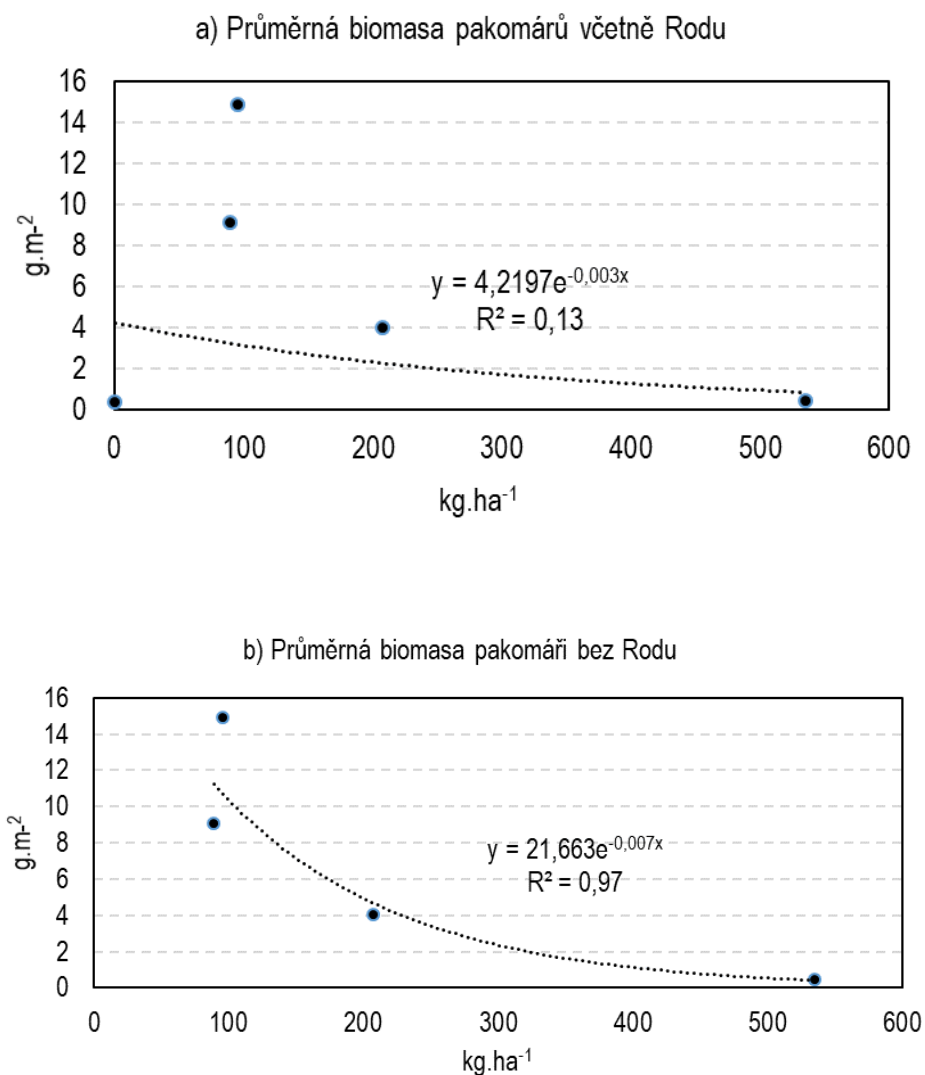


Obr. 25: Grafické vyjádření vztahu mezi biomasou zoobentosu a obsádkou kapra celkově (a) včetně rybníka Rod a (b) bez rybníka Rod.

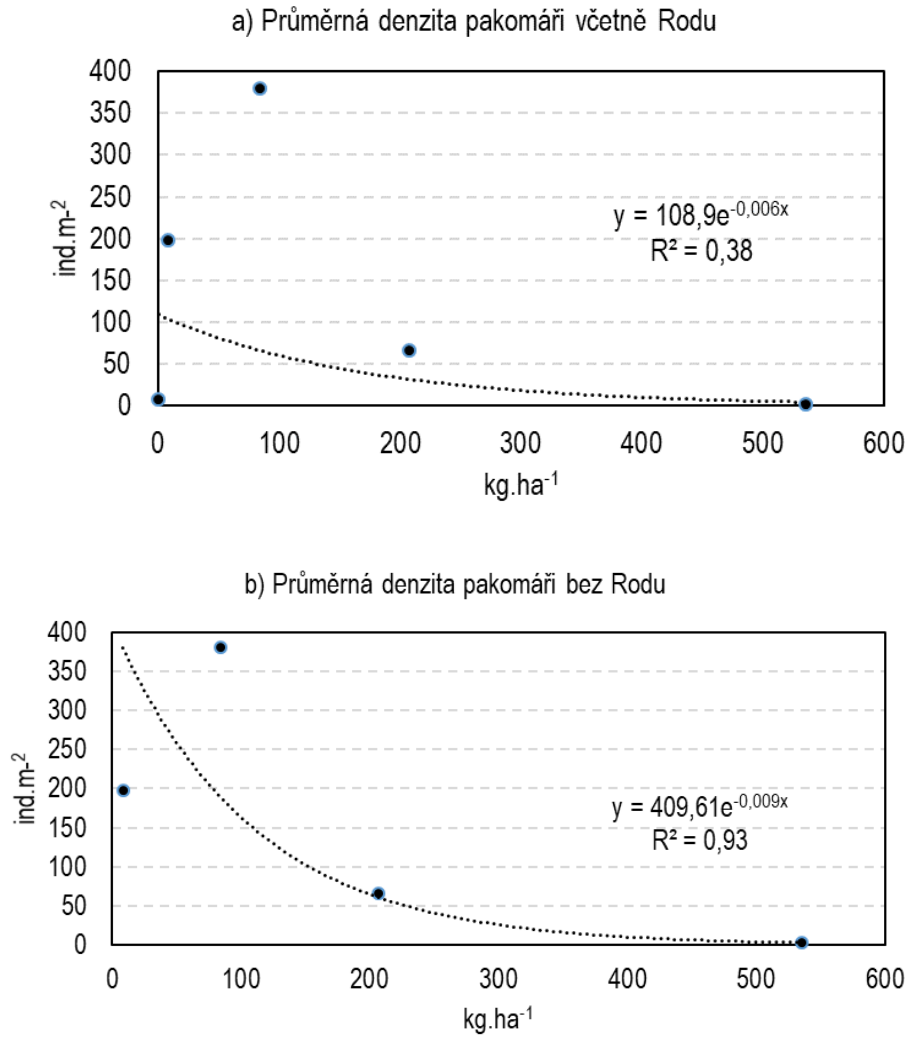


Obr. 26: Grafické vyjádření vztahu mezi denzitou zoobentosu a obsádkou kapra celkově (a) včetně rybníka Rod a (b) bez rybníka Rod.

Vztah mezi biomasou obsádky kapra a kvantitou pakomárů je nejlépe charakterizován exponenciální křivkou, která je zobrazena na obr. č. 27 - 28. Koeficient determinace R^2 u biomasy pakomárů včetně rybníka Rod nabývá hodnoty 0,13 (Obr. 27a). Bez zahrnutí vzorků z rybníka Rod vzrůstá na 0,97 (Obr. 27b). Trend denzity pakomárů ve vztahu k biomase obsádky kapra vykazuje obdobný průběh (Obr. 28). R^2 při zohlednění rybníka Rod nabývá hodnoty 0,38 (Obr. 28a), při jeho vynechání stoupá na 0,93 (Obr. 28b)

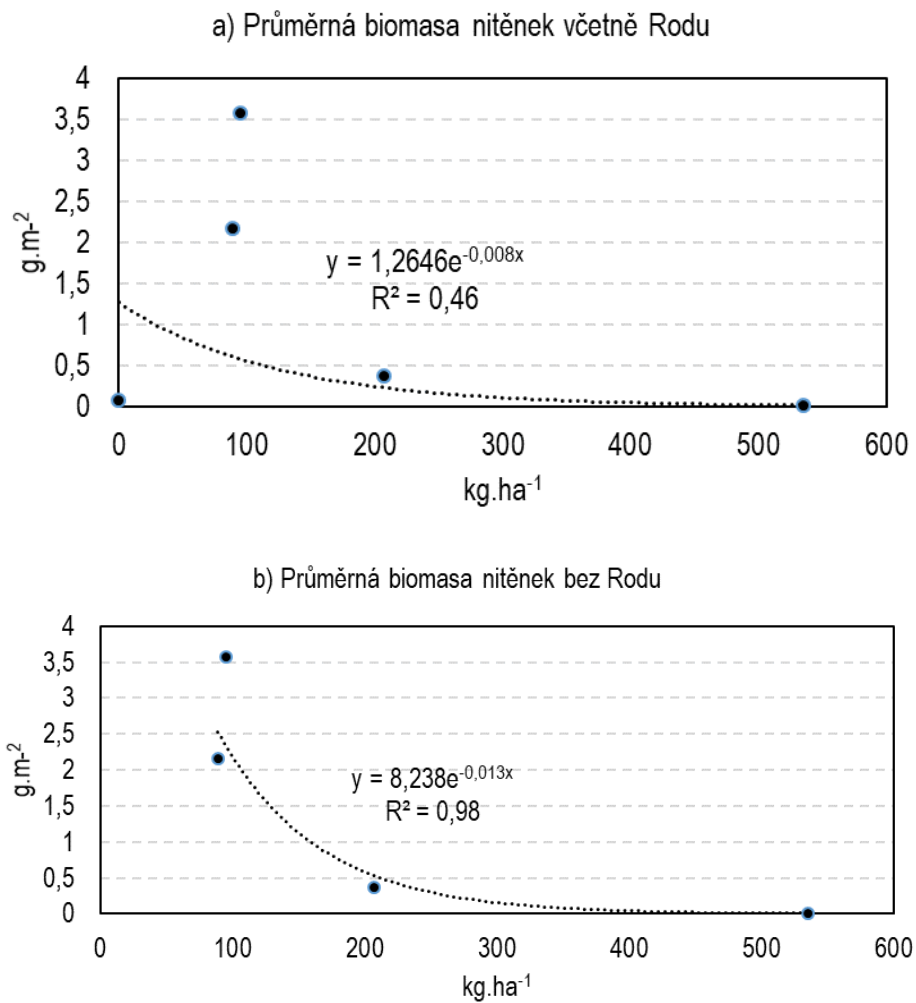


Obr. 27: Grafické vyjádření vztahu mezi biomasou larev pakomárů (Chironomidae) a obsádkou kapra celkově (a) včetně rybníka Rod a (b) bez rybníka Rod.

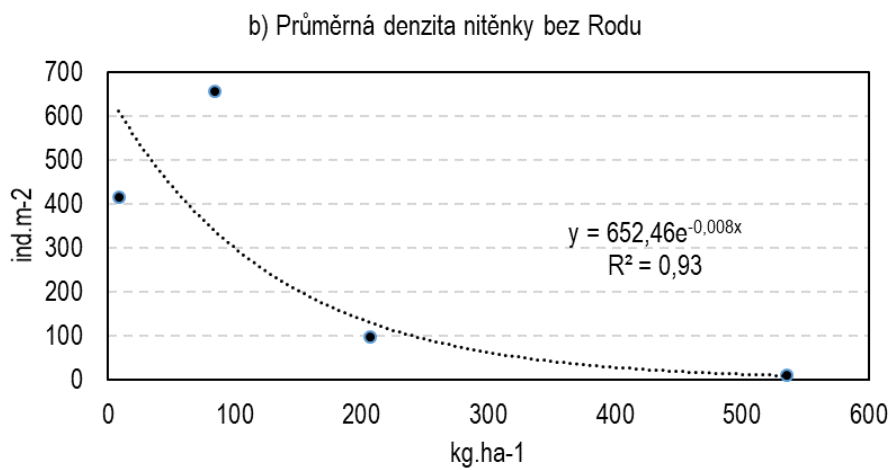
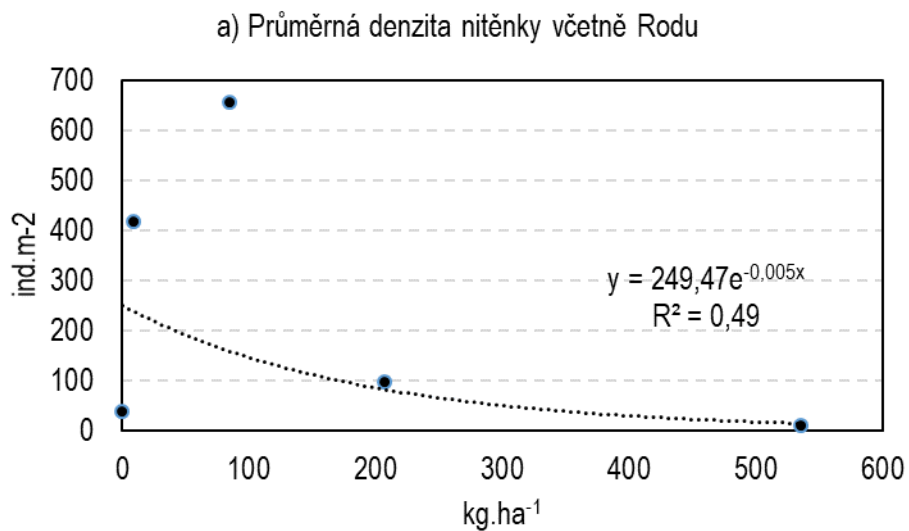


Obr. 28: Grafické vyjádření vztahu mezi denzitou larev pakomárů (*Chironomidae*) a obsádkou kapra celkově (a) včetně rybníka Rod a (b) bez rybníka Rod.

Vztah biomasy máloštětinatců a obsádky kapra je znázorněn na Obr. 29. Koeficient determinace R^2 při zohlednění rybníka Rod dosahuje hodnoty 0,46 (Obr. 29a), při jeho vynechání stoupá na 0,98 (Obr. 29b). Obdobný průběh vykazuje denzita Oligochaeta ve vztahu k biomase obsádky kapra (Obr. 30). Při zohlednění rybníka Rod dosahuje R^2 hodnoty 0,49 (Obr. 30a), jeho vynecháním vystoupalo R^2 až do výše 0,93 (Obr. 30b).



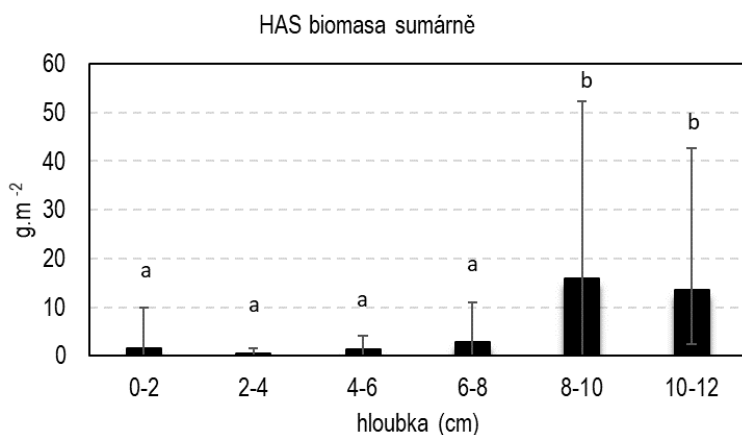
Obr. č. 29: Grafické vyjádření vztahu mezi biomasou nitěnek (Oligochaeta) a obsádkou kapra celkově (a) včetně rybníka Rod a (b) bez rybníka Rod.



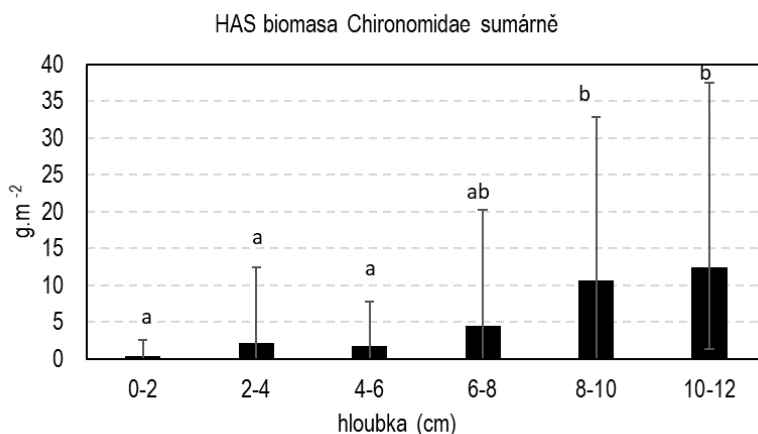
Obr. č. 30: Grafické vyjádření vztahu mezi denzitou nitěnek (*Oligochaeta*) a obsádkou kapra celkově (a) včetně rybníka Rod a (b) bez rybníka Rod.

4.7. Porovnání biomasy z jednotlivých odběrů

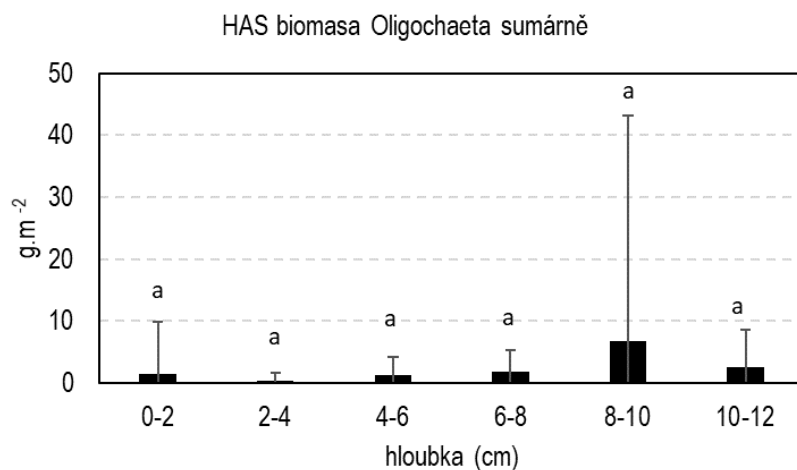
Na Obr. 31 je znázorněna sumárně biomasa zoobentosu na rybníku Haslauerteich. Z grafu je patrné, že biomasa se mezi vrstvami 0 – 8 a 8 – 12 cm signifikantně ($p < 0.05$) lišila. Sumární biomasa larev pakomárů (Chironomidae) je znázorněná na Obr. 32. Z grafu je zřejmé, že se biomasa pakomárů průkazně ($p < 0.05$) liší mezi hlubšími a mělčími profily dna. Vrstvy 6 - 8, 8-10 a 10 - 12 cm se mezi sebou statisticky neliší ($p > 0,05$). Průběh sumární biomasy máloštětinatých červů (Oligochaeta) nabízí vyjma vrstvy 8 -10 cm rovnoměrné rozložení této složky zoobentosu v rybníčním sedimentu (Obr. 33).



Obr. 31 Celková biomasa zoobentosu (min – max) v hloubkových profilech sedimentu na rybníce Haslauerteich (sumárně dva odběry). Pozn.: Hodnoty označené různými indexy jsou průkazně rozdílné na hladině významnosti $p = 0,05$.

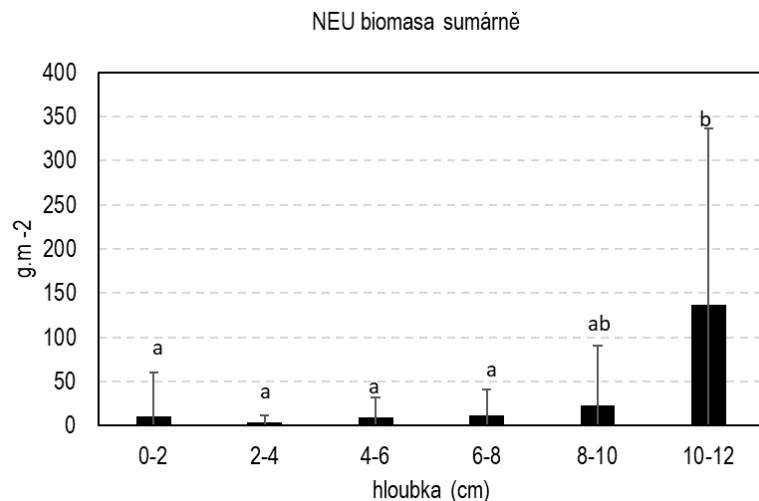


Obr. 32 Biomasa larev pakomárů (Chironomidae) (min – max) v hloubkových profilech sedimentu na rybníce Haslauerteich (sumárně dva odběry). Pozn.: Hodnoty označené různými indexy jsou průkazně rozdílné na hladině významnosti $p = 0,05$.

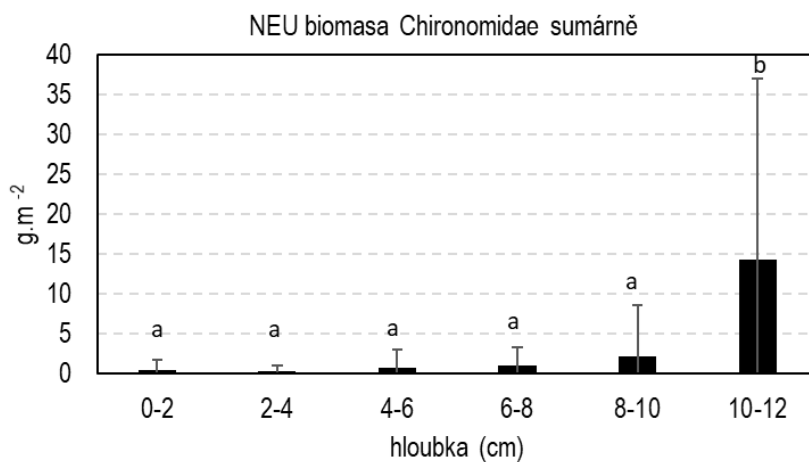


Obr. 33 Biomasa máloštětinatců (Oligochaeta) (min – max) v hloubkových profilech sedimentu na rybníce Haslauerteich (sumárně dva odběry). Pozn.: Hodnoty označené různými indexy jsou průkazně rozdílné na hladině významnosti $p = 0,05$.

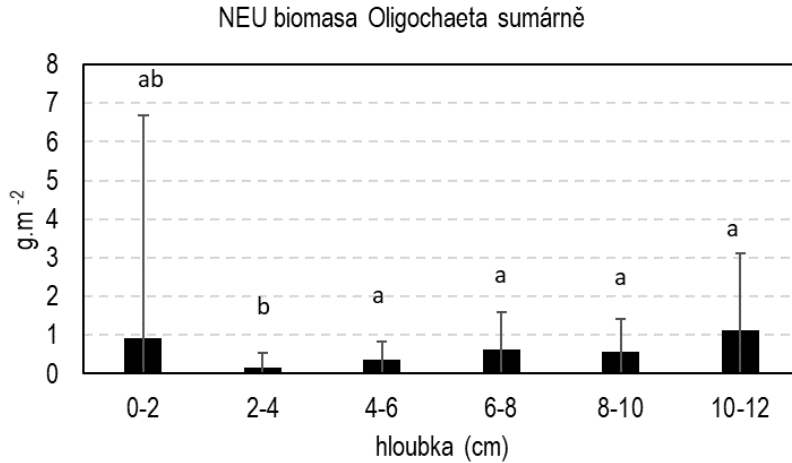
Průběh sumární biomasy zoobentosu rybníka Neuteich je znázorněn na Obr. 34. Vyšší biomasa zoobentosu byla zjištěna v hlubších vrstvách sedimentu, přičemž biomasa ve vrstvách 8 -10 a 10 – 12 cm se mezi sebou statisticky neliší. Nejhlubší odebraná vrstva (10 – 12 cm) se ve srovnání s ostatními profily statisticky liší ($p < 0,05$). V sumární biomase pakomárů (Obr. 35) byl prokázán statisticky průkazný rozdíl ($p < 0,05$) mezi vrstvou 10 – 12 cm a ostatními odebranými vrstvami. Průběh sumární biomasy máloštětinatců (Obr. 36) ukazuje statisticky průkazný rozdíl ($p < 0,05$) mezi nejsvrchnější vrstvou a ostatními odebranými profily. Vyjma hloubky 0 – 2 cm se ostatní vrstvy statisticky neliší.



Obr. 34 Celková biomasa zoobentosu (min – max) v hloubkových profilech sedimentu na rybníce Neuteich (sumárně dva odběry). Pozn.: Hodnoty označené různými indexy jsou průkazně rozdílné na hladině významnosti $p = 0,05$.

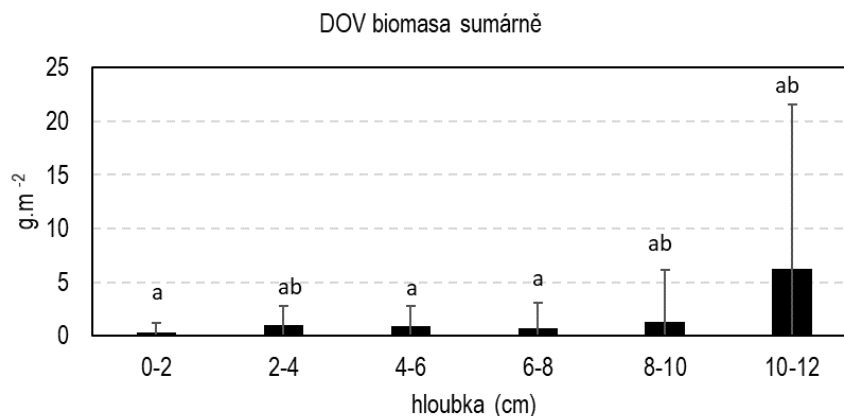


Obr. 35 Biomasa larev pakomárů (Chironomidae) (min – max) v hloubkových profilech sedimentu na rybníce Neuteich (sumárně dva odběry). Pozn.: Hodnoty označené různými indexy jsou průkazně rozdílné na hladině významnosti $p = 0,05$.

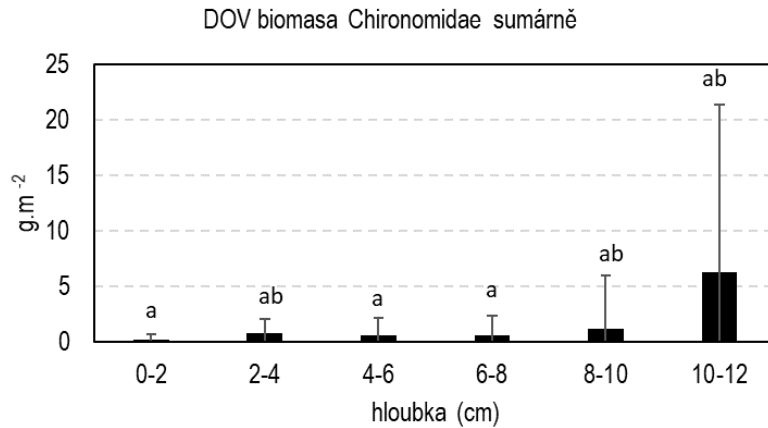


Obr. 36 Biomasa nitěnek (*Oligochaeta*) (min – max) v hloubkových profilech sedimentu na rybníce Neuteich (sumárně dva odběry). Pozn.: Hodnoty označené různými indexy jsou průkazně rozdílné na hladině významnosti $p = 0,05$.

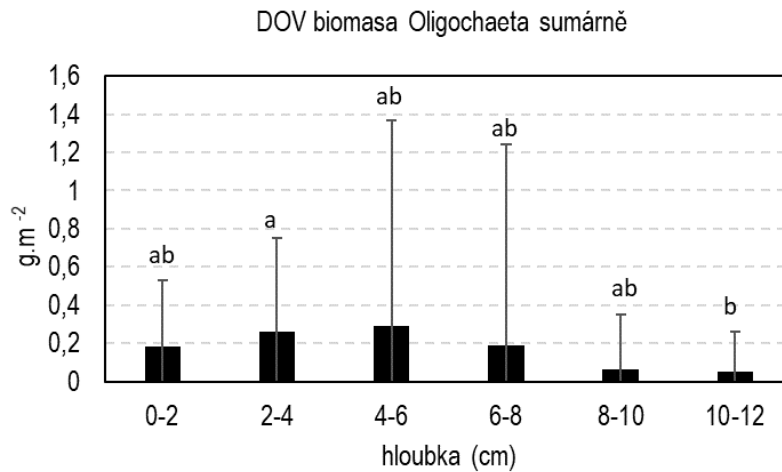
V sumární biomase zoobentosu na rybníce Dobrá Vůle (Obr. 37) je zřejmý statisticky významný rozdíl ($p < 0,05$) mezi hloubkou 10 – 12 cm a ostatními vrstvami. Tyto vrstvy (0 – 10 cm) se mezi sebou neliší ($p > 0,05$) a pozorujeme v nich rovnoměrné rozvrstvení zoobentosu. Biomasa larev pakomárů (Obr. 38) je opět statisticky ($p < 0,05$) vyšší v hloubce 10 – 12 cm. Biomasa máloštetinaců (Obr. 39) je víceméně vyrovnaná ve všech vrstvách bez signifikantních rozdílů ($p > 0,05$).



Obr. 37 Celková biomasa zoobentosu (min – max) v hloubkových profilech sedimentu na rybníce Dobrá Vůle (sumárně dva odběry). Pozn.: Hodnoty označené různými indexy jsou průkazně rozdílné na hladině významnosti $p = 0,05$.

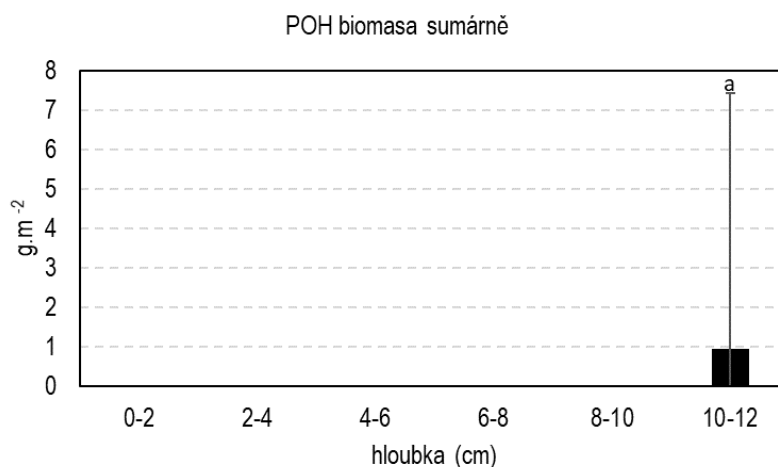


Obr. 38 Biomasa larev pakomárů (Chironomidae) (min – max) v hloubkových profilech sedimentu na rybníce Dobrá Vůle (sumárně dva odběry). Pozn.: Hodnoty označené různými indexy jsou průkazně rozdílné na hladině významnosti $p = 0,05$

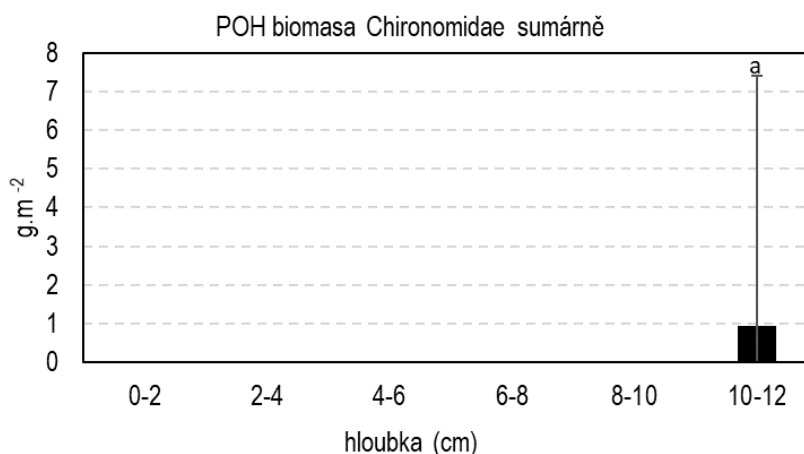


Obr. 39 Biomasa nitěnek (Oligochaeta) (min – max) v hloubkových profilech sedimentu na rybníce Dobrá Vůle (sumárně dva odběry). Pozn.: Hodnoty označené různými indexy jsou průkazně rozdílné na hladině významnosti $p = 0,05$.

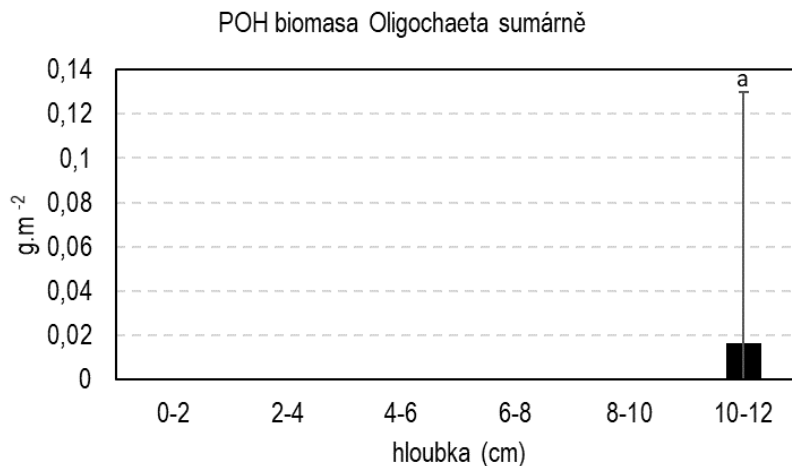
Zoobentos byl v rybníce Pohořelec zjištěn pouze v hloubce 10 – 12 cm. Jeho sumární biomasa je znázorněna na Obr. 40. Pakomáři (Obr. 41) a nitěnky (Obr. 42) se vyskytovaly pouze v této vrstvě.



Obr. 40 Celková biomasa zoobentosu (min – max) v hloubkových profilech sedimentu na rybníce Pohořelec (sumárně dva odběry). Pozn.: Hodnoty označené různými indexy jsou průkazně rozdílné na hladině významnosti $p = 0,05$.

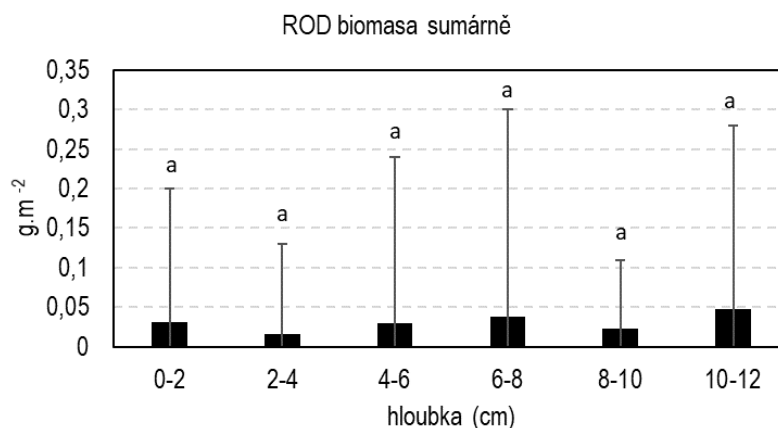


Obr. 41 Biomasa larev pakomárů (Chironomidae) (min – max) v hloubkových profilech sedimentu na rybníce Pohořelec (sumárně dva odběry). Pozn.: Hodnoty označené různými indexy jsou průkazně rozdílné na hladině významnosti $p = 0,05$.

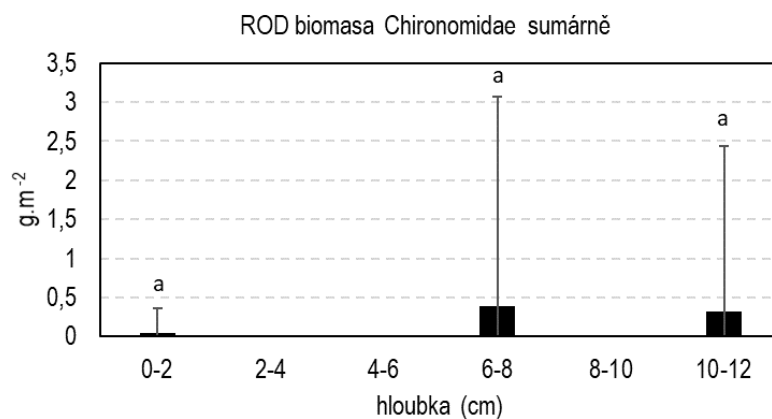


Obr. 42 Biomasa nitěnek (*Oligochaeta*) (min – max) v hloubkových profilech sedimentu na rybníce Pohorelec (sumárně dva odběry). Pozn.: Hodnoty označené různými indexy jsou průkazně rozdílné na hladině významnosti $p = 0,05$.

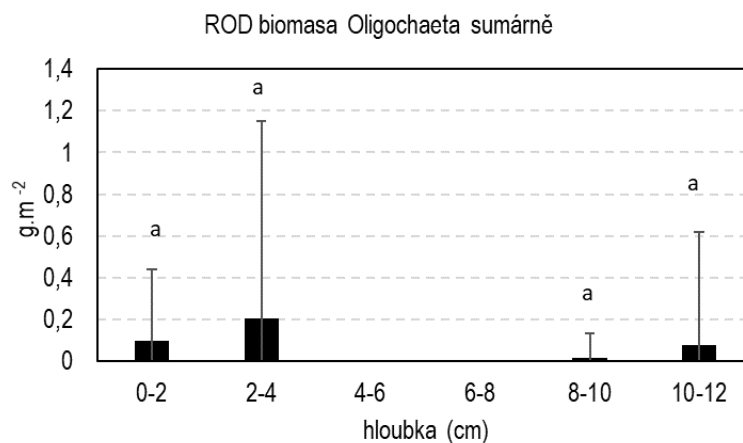
Na rybníce Rod bez obsádky kapra byl zoobentos ve všech vrstvách rozmístěn takřka rovnoměrně (Obr. 43), tudíž se žádná z vrstev v tomto ohledu neliší ($p < 0,05$). Výskyt larev pakomárů (Obr. 44) byl v obou odběrech zaznamenán pouze v hloubkách 0–2, 6–8 a 10–12 cm bez průkazných statistických rozdílů ($p < 0,05$). Výskyt máloštětinatých červů (*Oligochaeta*) nebyl zjištěn v hloubkách 4–6 a 6–8 cm (Obr. 45). Vrstvy se zaznamenaným výskytem se statisticky nelišily ($p < 0,05$). V zářijovém odběru byly na rybníce Rod determinovány larvy střechatek (*Sialis*) a koreter (Chaoboridae) ve vrstvách 0–2, 4–6 a 8–10 cm.



Obr. 43 Celková biomasa zoobentosu (min – max) v hloubkových profilech sedimentu na rybníce Rod (sumárně dva odběry). Pozn.: Hodnoty označené různými indexy jsou průkazně rozdílné na hladině významnosti $p = 0,05$.



Obr. 44 Biomasa larev pakomárů (Chironomidae) (min – max) v hloubkových profilech sedimentu na rybníce Rod (sumárně dva odběry). Pozn.: Hodnoty označené různými indexy jsou průkazně rozdílné na hladině významnosti $p = 0,05$.



Obr. 45 Biomasa nitěnek (Oligochaeta) (min – max) v hloubkových profilech sedimentu na rybníce Rod (sumárně dva odběry). Pozn.: Hodnoty označené různými indexy jsou průkazně rozdílné na hladině významnosti $p = 0,05$.

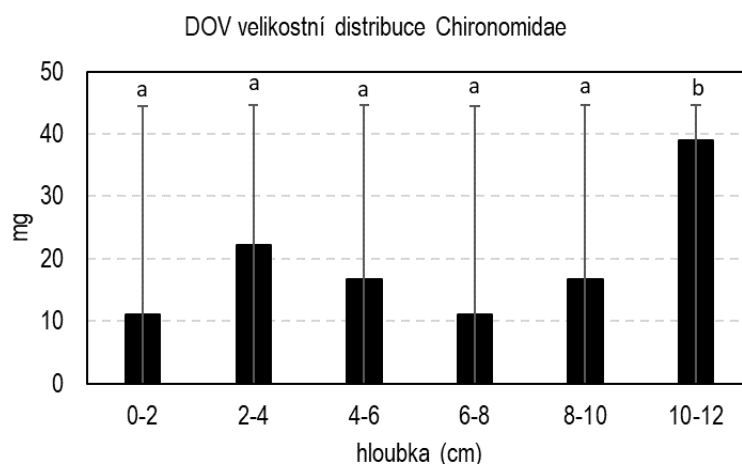
4.8. Velikostní distribuce larev pakomárů

Ve velikostní distribuci larev pakomárů v jednotlivých hloubkách bahnitého dna v rybníce Dobrá Vůle (Obr. 46) se od ostatních statisticky liší ($p < 0,05$) pouze hloubka 10 – 12 cm. Ostatní hloubky se mezi sebou neliší ($p > 0,05$). Průměrná hmotnost larev pakomárů se v hloubkových profilech do 10 cm pohybuje od 11,06 do 22,18 mg, zatímco její průměrná hmotnost v hloubce 10 – 12 cm činí 38,88 mg.

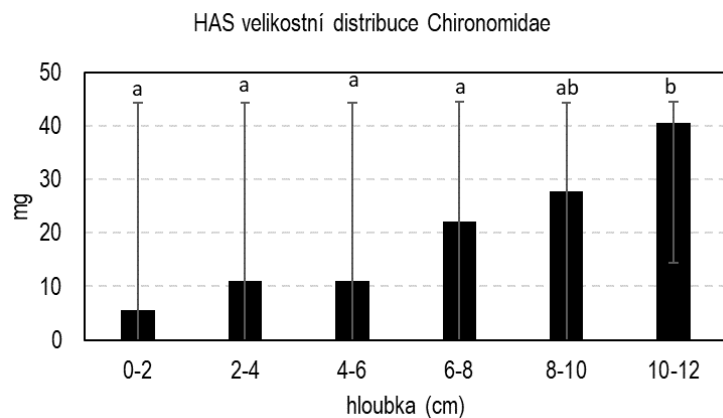
Na rybníce Haslauerteich (Obr. 47) je statisticky průkazný ($p < 0,05$) rozdíl ve velikosti larev od hloubky 8 cm. V profilech nad touto hranicí činí průměrná hmotnost larev 27,77 – 40,69 mg, zatímco pod ní 5,54 – 22,12 mg.

Na rybníku Neuteich (Obr. 48) se velikost larev pakomárů statisticky neliší v žádném z odebraných profilů dna. Jejich hmotnost je mírně vyšší v hloubce pod 6 cm (11,12 – 17,02 mg) než nad touto hranicí (22,24 – 22,34 mg), rozdíl mezi nimi však není statisticky významný ($p > 0,05$).

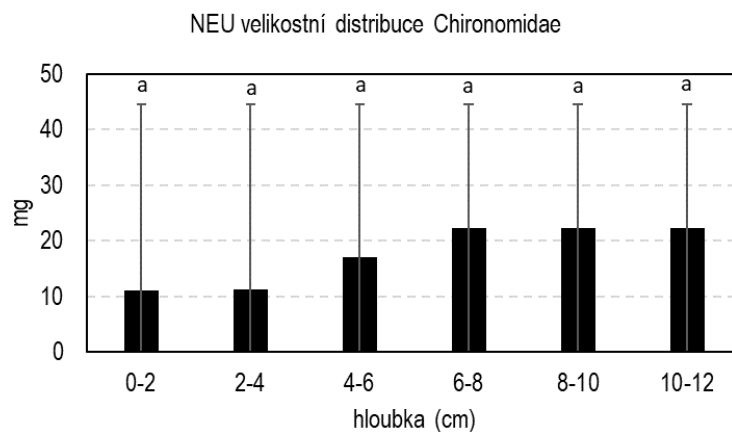
Při sumárním srovnání velikostní distribuce larev pakomárů na rybnících Haslauerteich, Neuteich a Dobrá Vůle dohromady (Obr. 49) byly zjištěny statisticky významné rozdíly ($p < 0,05$) mezi vrstvami nad a pod 8 cm.



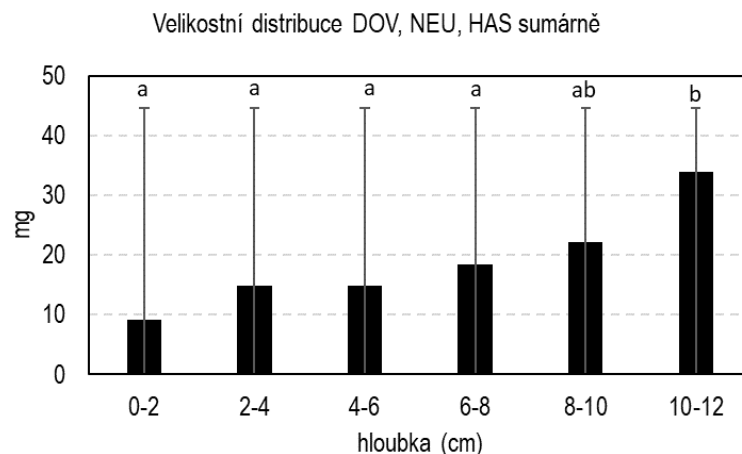
Obr. 46 Velikostní distribuce larev pakomárů (Chironomidae) (min – max) v hloubkových profilech sedimentu na rybníce Dobrá Vůle (sumárně dva odběry). Pozn.: Hodnoty označené různými indexy jsou průkazně rozdílné na hladině významnosti $p = 0,05$.



Obr. 47 Velikostní distribuce larev pakomárů (Chironomidae) (min – max) v hloubkových profilech sedimentu na rybníce Haslauerteich (sumárně dva odběry). Pozn.: Hodnoty označené různými indexy jsou průkazně rozdílné na hladině významnosti $p = 0,05$.



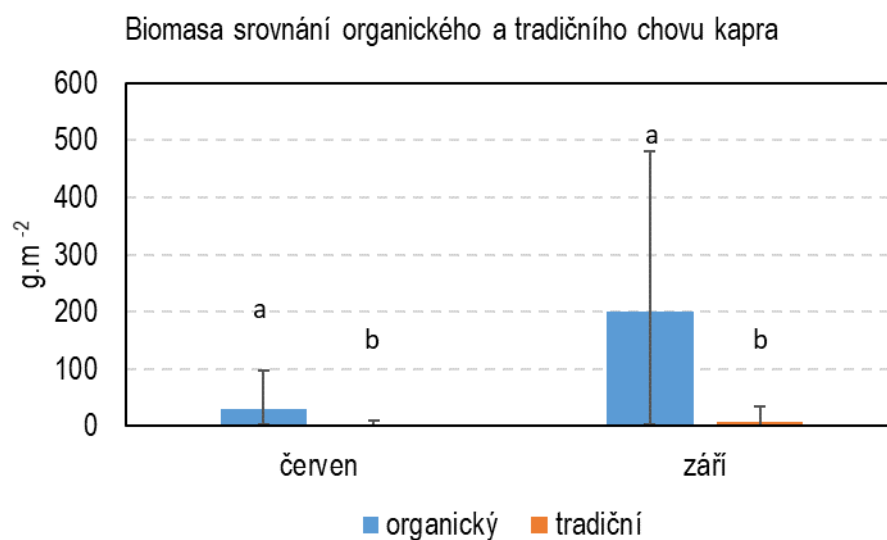
Obr. 48 Velikostní distribuce larev pakomárů (Chironomidae) (min – max) v hloubkových profilech sedimentu na rybníce Neuteich (sumárně dva odběry). Pozn.: Hodnoty označené různými indexy jsou průkazně rozdílné na hladině významnosti $p = 0,05$.



Obr. 49 Velikostní distribuce larev pakomárů (Chironomidae) (min – max) v hloubkových profilech sedimentu na rybnících Dobrá Vůle, Haslauerteich a Neuteich (sumárně dva odběry). Pozn.: Hodnoty označené různými indexy jsou průkazně rozdílné na hladině významnosti $p = 0,05$.

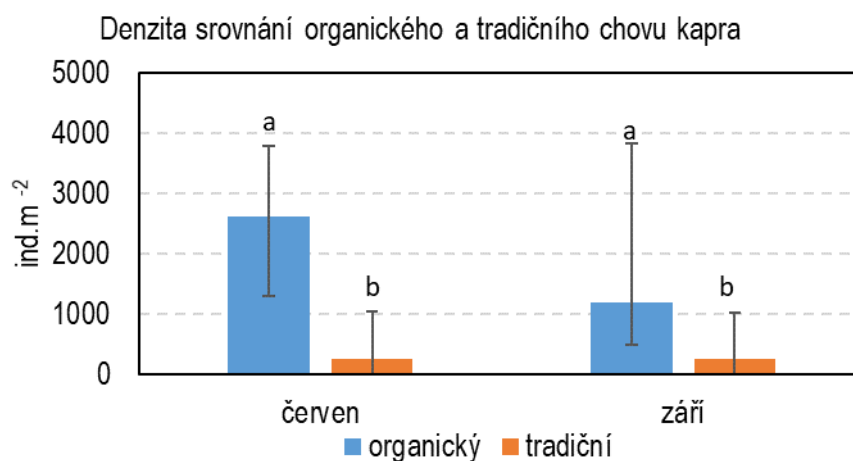
4.9. Srovnání biomasy a denzity zoobentosu v rybnících tradičního a organického chovu kapra

Na Obr 50 je znázorněno srovnání biomasy zoobentosu v rybnících s organickým a tradičním chovem kapra. Organický chov probíhal na rybnících Haslauerteich a Neuteich, tradiční chov zastupují rybníky Dobrá Vůle a Pohořelec. V průměrných hodnotách biomasy zoobentosu je mezi oběma způsoby chovu patrný průkazný ($p < 0,05$) rozdíl v obou termínech odběru. Hodnota biomasy zoobentosu v organickém chovu dosáhla v červnovém odběru hodnoty $29,70 \text{ g.m}^{-2}$ a v zářijovém odběru $199,28 \text{ g.m}^{-2}$. Průměrná biomasa zoobentosu v tradičním chovu kapra byla v červnovém odběru $3,61 \text{ g.m}^{-2}$ a v zářijovém odběru $7,82 \text{ g.m}^{-2}$.



Obr 50 Srovnání biomasy zoobentosu (min – max) v organickém a tradičním chovu kapra. Pozn.: Hodnoty označené různými indexy jsou průkazně rozdílné na hladině významnosti $p = 0,05$.

Srovnání denzity zoobentosu v organickém a tradičním chovu kapra znázorňuje Obr 51. Průměrná denzita zoobentosu v organickém chovu v červnovém odběru byla 2611 ind.m⁻² a v zářijovém odběru 1194 ind.m⁻². Denzita zoobentosu v tradičním chovu kapra dosahovala v červencovém odběru hodnoty 245 ind.m⁻² a v zářijovém odběru 256 ind.m⁻². Obě skupiny se průkazně ($p < 0,05$) lišily.



Obr 51 Srovnání denzity zoobentosu (min – max) v organickém a tradičním chovu kapra. Pozn.: Hodnoty označené různými indexy jsou průkazně rozdílné na hladině významnosti $p = 0,05$.

5. Diskuze

Zoobentos tvoří významnou část potravy kapra obecného (zvláště starších věkových kategorií od druhého roku života), který může svým predančním tlakem potlačit jeho výskyt v nádrži, což popisují Kloskowski (2011b), Adzhimuradov (1972), Matlak a Matlak (1976) a Vilizzi (1998).

Jiní autoři dále uvádějí nález bentické potravy u kapra už od velikosti 3 – 5 cm. Rahman et al. (2010) uvádějí, že poté co kapr vyčerpá zásoby zooplanktonu, přeměňuje svojí potravní orientaci na zoobentos.

Hustota obsádky kapra obecného má vliv na zvyšování či snižování denzity i biomasy zoobentosu. Tento ukazatel ovlivňuje celkovou produkci v rybničním hospodářství (Costa-Pierce a Pullin (1989), Rahman et al. (2008). Rahman et al. (2009) považují polointenzivní hospodaření za nejefektivnější způsob chovu kapra. Potravou raných stádií kapra je hlavně drobný zooplankton (Adámek et al. 2003, Britton et al. 2007, Kloskowski 2011b).

Larvy pakomárů reagují na vyžírání tlak obsádky kapra únikem do hlubších vrstev. Jejich individuální hmotnost je v horních a nejhlubších vrstvách průkazně vyšší ($p < 0,05$). Na rybníce Dobrá Vůle bylo touto hranicí 10 cm, na rybníce Haslauerteich 8 cm.

Pro naše sledování vlivu predančního tlaku dvouletého kapra byl zvolen rybník Pohořelec (8,78 ha), kde byla nasazena v roce 2014 obsádka kapra K_0 v počtu 2 800 000 ks (k němuž bylo na jaře 2015 dosazeno 10 000 ks K_1 o hmotnosti 500 kg. Obsádku dále tvořil amur (A_{b0}) 200 000 ks, lín (L_{gen}) a sumec (Su_r) 8 600 ks. V červnovém a zářijovém odběru byli bentičtí živočichové nalezeni pouze v hloubce 10 – 12 cm. V červnovém odběru šlo pouze o pakomáry, v zářijovém byla nalezena pouze Oligochaeta. Celková denzita se pohybovala v hodnotách 31 a 124 jedinců na m^2 při biomase 5,21 a 0,09 $g \cdot m^{-2}$. Z výsledků je patrný nesoulad se závěry Bendella a McNicola (1995), Fairchilda et al. (2000), Carchiniho et al. (2003) a Johanssona a Brodina (2003), že menší kapři nejsou schopni vyvíjet na bentické společenstvo dna takový tlak jako větší ryby. Důvodem nízkého výskytu zoobentosu může být i obsah rozpuštěného kyslíku ve vodě. Rybníky o menší rozloze se během léta rychle prohřejí a jsou náchylné k deficitům kyslíku (Williams 1987). Při obou odběrech byl v činnosti aerátor. Litorál Pohořelce byl zarostlý porostem rákosy obecného (*Phragmites australis*). Podle Dihla a Kornijówa (1998) poskytuje emerzní vegetace (Hartman et al. 1998) zoobentosu ochranu proti predaci rybami.

Na rybníku Rod (34,33 ha) nebyla žádná obsádka kapra, protože v roce 2014 zde začal tříletý pokus Pechara et al. (2017) s cílem zjistit, zda při absenci obsádky kapra dojde ke zlepšení kvality vody a rybničního biotopu. Z kaprovitých ryb zde byl vysazen pouze lín (L_2) o

hmotnosti 430 kg. Dále z dravých ryb obsádku tvořil generační candát (Ca_{gen}) 90 kg a rychlený plůdek Ca_r 2 500 ks a sumec (Su_r) 15 000 ks. V roce 2015, kdy probíhalo naše terénní vzorkování, došlo dle pozorování autora k rychlému nástupu makrofyt a velkých filtrujících dafnií. Průhlednost vody dosahovala až 2 m (Pechar et al. 2017). V našich měřeních dosahovala průhlednost 40 – 77 cm. Celková vodní plocha Rodu byla pokryta z více než třiceti procent makrofyty. Tento jev byl způsoben nadbytkem živin a uvolněním prostorové niky. Kompetice s fytofilními bezobratlými vedla velmi pravděpodobně k minimálnímu oživení bahnitého dna. Využití dat pro hodnocení vlivu hustoty obsádky na kvantitu zoobentosu proto nebylo možné, jak dokladují i vyhodnocení koeficientu determinace R^2 mezi biomasou obsádky a kvantitou zoobentosu. Hodnota koeficientu determinace se při vynechání dat z rybníka Rod dramaticky zvýšila z hodnot okolo 0,4 (i méně) na hodnoty nad 0,9. Pechar et al. (2017) dále popisuje, že v důsledku nadměrného obsahu živin docházelo během noci ke kyslíkovým deficitům, což mohlo mít vliv dle Borodičové (1962) na osídlení jednotlivých vrstev sedimentu benthickými organismy. V našem případě dosahovalo nasycení vody kyslíkem v poledních hodinách v hloubce 20 cm 68 – 93 %. Borodičová (1962) dále ve svých pozorováních zjistila, že při červencovém odběru se 75 % z celkového výskytu larev pakomárů ukrývalo v hloubce 5 – 10 cm. Nutno zmínit, že pokus probíhal také v nepřítomnosti obsádky kapra. V případě našeho pokusu byla v červenci nejvyšší denzita pakomárů (Chironomidae) zjištěna v hloubce 10 – 12 cm a v zářijovém odběru přítomnost pakomárů nebyla zjištěna vůbec. Autorka ve svém pokusu uvádí změnu prostorového osídlení larvami pakomárů, kdy 75 % těchto organismů osídlovalo nejsvrchnější vrstvy sedimentu (0 - 5 cm) a tento jev lze přičíst změně životního cyklu. Na rybníce Rod byl zoobentos rozdělen v jednotlivých hloubkových profilech prakticky rovnoměrně ($p > 0,05$). Největší celková denzita zoobentosu byla zjištěna v hloubce 10 – 12 cm a to 250 jedinců na m^2 při maximální biomase $2,06 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$. Z ostatních zástupců zoobentosu byly v zářijovém odběru nalezeny larvy střechatek (*Sialis*) a koreter (Chaoboridae). Jejich největší zjištěná denzita činila 62 jedinců na m^2 při biomase $2,06 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$. Podobný pokus provedli Kozalka a Tucholski (2009), kteří prováděli odběr bentosu na rybnících s podobnou obsádkou, jako byla na rybníce Rod s tím rozdílem, že jejich zájmová lokalita měla rozlohu pouze 0,94 ha. Jejich experiment probíhal od dubna do října. V jejich výsledcích měly zastoupení rovněž koretry (Chaoboridae) a to v počtu 37 jedinců na m^2 . Pakomáři se v denzitě 63 jedinců na m^2 při biomase $1,84 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ vyskytovali nejpočetněji v hloubce 10 – 12 cm. Peterka et al. (2003) zjistili při svém pokusu s plůdkem candáta, že jeho dominantní potravou byl prachový zooplankton a larvy pakomárů tvořily pouze 1% objemu potravy. Plůdku candáta tedy nelze přičítat predací velký vliv na kvantitu larev pakomárů v zoobentosu.

Na rybníce Dobrá Vůle (25,4 ha) byla nasazena obsádka kapra (K_3) v počtu 6 550 ks o hmotnosti 5 259 kg a candát (Ca_{gen}) o hmotnosti 90 kg při 60 ks. Největší denzita zoobentosu 312 jedinců na m^2 byla zaznamenána v hloubce 2 – 6 cm. Největší biomasa byla pozorována v hloubce 10 – 12 cm ($5,62 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$). Výskyt larev pakomárů byl největší v hloubce 10 – 12 cm. Jejich denzita činila 31 jedinců na m^2 při biomase $5,59 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$. Sibbing (1988), Hasan a MacIntosh (1992) a Kloskowski (2011b) uvádějí, že tříletý kapr je více efektivní ve vyhledávání bentické potravy s vyšším predačním efektem. Bonneau a Scarnecchia (2015) potvrzují tyto závěry a sami ve své práci pozorovali ukrývání larev pakomárů do hlubších částí dna v přítomnosti starších věkových kategorií kapra. Individuální hmotnost pakomárů Chironomidae se pohybovala v rozmezí hodnot 11,06 mg v hloubce 0 – 2 cm a 38,88 mg v hloubce 10 – 12 cm. Máloštětinatci se vyskytovaly ve všech odebraných profilech dna. Největší denzita byla pozorována v hloubce 2 – 6 cm, a to 218 jedinců na m^2 při biomase $0,96 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$. Jejich denzita byla větší než larev pakomárů. To může být způsobeno podle Lelláka (1978) tím, že kapr larvy pakomárů požívá intenzivněji než nitěnky. V našem experimentu bylo dle výsledků zjištěno, že se Oligochaeta se nejvíce vyskytovala ve svrchních vrstvách sedimentů a naopak larvy pakomárů se přesunuly do hlubších vrstev. Z grafů je patrné, že z obou odběrů se vyššími hodnotami celkové denzity vyznačoval ten podzimní. Podle Lelláka (1958, 1961, 1978) dochází k výletu imág vodního hmyzu během léta (červen – červenec). Denzita zoobentosu opět vzrůstá na podzim z důvodu masového výskytu menších jedinců.

Denzita zoobentosu rybníka Haslauerteich [48,5 ha, obsádka kapr (K_{2-3}) 4 085 kg, 7 975 ks, lín (L_2) 454 kg 4 500 ks, štika (\check{S}_1) 64 kg, 500 ks, bílá ryba 35 kg 233 ks, candát (Ca_2) 287 kg 1 548 ks, sumec (Su_2) 3 kg 100 ks] vykazovala v červnových odběrech stoupající trend. Se stoupající hloubkou stoupala denzita bentických živočichů. V hloubce 0 – 4 cm byla denzita bentických živočichů 312 – 937 jedinců na m^2 v biomase $0,62 – 21,65 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$. Větší rozpětí hodnoty biomasy můžeme přičítat absenci pakomárů v zářijovém odběru v hloubkách 0 – 8 cm. V nejhlubších vrstvách dna byla denzita několikanásobně vyšší (3 500 jedinců na m^2 při biomase $68,50 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$). Zastoupení larev pakomárů a máloštětinatců bylo v přibližně stejném poměru (Chironomidae 1 687 jedinců na m^2 a Oligochaeta 1 750 jedinců na m^2). Individuální hmotnost larev pakomárů se pohybovala mezi 5,54 mg v hloubce 0 – 2 cm a 40,69 mg v hloubce dna 10 – 12 cm. Zbývající podíl bentických organismů tvořily larvy střechatek (*Sialis*) a koreter (Chaoboridae). Bentičtí živočichové reagovali na zvyšující se vyžírací tlak kapra únikem do hlubších vrstev. Zástupci Oligochaeta se v reakci na přítomnost obsádky kapra do hlubších vrstev nepřesouvají. Heimlich a Sukop (2008) provedli podobný experiment na rybníku Prostřední (48,0 ha). Obsádka byla tvořena kaprem v biomase 9 000 kg. Při červnovém odběru

naměřili celkovou denzitu 1 156 jedinců na m² při biomase 5,1 g.m⁻². Nízkou biomasu autoři přičítají výletu imag vodního hmyzu na konci jara a zvýšenému predačnímu tlaku ryb v letních měsících.

Rybník Neuteich [4,1 ha, obsádka kapr (K₁) 5 230 ks, 34 kg Maréna (Ma₂) 324 ks, 64,8 kg] byl rozlohou nejmenším námi zkoumaným rybníkem. Při letním odběru činila celková denzita 437 – 1 750 jedinců na m² při biomase 1,75 – 85,5 g.m⁻². Celková biomasa v hloubce 10 – 12 cm několikanásobně převyšovala hodnoty ostatních odebraných profilů a stoupající trend byl pozorován i celkově směrem k hlubším místům. Z grafu hloubkové distribuce zoobentosu je patrné, že je to důsledkem vyšší potravní aktivity kapra během léta, kdy zoobentos (hlavně larvy pakomárů) reagoval únikem do hlubších vrstev. Tento přesun tedy není vyvolán pouze přítomností starších věkových kategorií kapra (např. Kloskowski 2011b), ale i rybami v druhém roce života (K₁₊). Totožný jev byl pozorován i na rybníku Pohořelec. Huser et al. (2016) uvádějí, že relativně menší velikosti kapra (<30 cm) jsou schopné prorývat sediment dna až do hloubky 15 cm. V našem případě nebylo možné hlubší vrstvy analyzovat, protože výška odebírané vrstvy bahnitého substrátu (Ekmanův drapák) byla pouze 12 cm. Podzimní celková denzita činila 156 – 625 jedinců zoobentosu na m² při biomase 1,06 – 3,06 g.m⁻². Celková denzita stoupala do hloubky 6 – 8 cm, po té byl pozorován klesající trend. Hodnoty celkové biomasy a denzity v jednotlivých odebraných hloubkách byly vyrovnanější v podzimním odběru. Rozdíly mezi průměrnou hmotností larev pakomárů neprůkazné, i když i zde byla jejich průměrná hmotnost v hloubce 0 – 2 cm 11,12 mg a v hloubce 10 – 12 cm 22,34 mg. Hladina významnosti mezi jednotlivými vrstvami se pohybovala mezi p = 0,07 (pro 2 – 4 a 6 – 8 cm) a p = 0,35 (pro 4 – 6 a 6 – 8 cm).

6. Závěr

Cílem naší práce bylo zjistit vliv biomasy obsádky kapra na vertikální distribuci zoobentosu v rybnících.

Byly vybrány rybníky s různými věkovými kategoriemi kapra K_{1-3} (pouze v rybníku Rod nebyla žádná obsádka kapra). Odběry vzorků probíhaly v červnu resp. červenci a v září. Na rybnících Dobrá Vůle, Haslauerteich a Neuteich s obsádkou kapra (K_{2-3}) jsme při letních odběrech pozorovali stoupající denzitu a biomasu zoobentosu směrem k hlubším profilům (vrstvám) rybničního dna. Tento jev zapříčinil vzrůstající predační tlak nejen kapra na zoobentické společenstvo. To reagovalo ukryváním do hlubších vrstev sedimentu.

Na rybníku Dobrá Vůle byla větší celková denzita zoobentosu pozorována při podzimním odběru. Při červencovém odběru se denzita pohybovala v rozmezí 31 až 225 jedinců na m^2 . Při zářijovém odběru to bylo 125 – 312 jedinců na m^2 . Tento jev byl pozorován i u rybníka Pohořelec a Haslauerteich. Toto bylo dáno změnou potravní aktivity ryb. Na rybnících Dobrá Vůle, Haslauerteich a Neuteich byla pozorována větší denzita v mělčích částech sedimentu (0 – 6 cm) rovněž při podzimních odběrech. Oproti pakomárům byly větší hodnoty denzity máloštětinatců pozorovány v mělčích částech sedimentu (0 – 6 cm). Na rybníku Pohořelec byl pozorován výskyt makrozoobentosu pouze v hloubce 10 – 12 cm. To mohlo být dáno díky nízkému nasycení vody kyslíkem ($4,78; 3,5 \text{ mg.l}^{-1}$) případně se zoobentosu ukrýval v přilehlé submerzní vegetaci. Litorál rybníka Rod byl zarostlý růžkatcem ponořeným (*Ceratophyllum demersum*) a fytofilní zástupci v tomto porostu hledají úkryt a potravu, které se jim na dně nedostává v dostatečném množství.

Na závěr lze říci, že nemůžeme opomíjet další vlivy na výskyt a vertikální distribuci zoobentosu. Mezi ně můžeme zařadit abiotické faktory vodního prostředí, meliorační zásahy na rybničním dně, dostupnost potravy pro zoobentos a množství úkrytů. Určitě by bylo žádoucí tento experiment doplnit o data během z měsíců dubna a října, kdy lze očekávat maximální hodnoty denzity a biomasy zoobentosu v rybnících.

7. Přehled použité literatury

- Adámek, Z., Sukop, I., Moreno Rendón, P., Kouřil, J., 2003. Food competition between 2+ tench (*Tinca tinca* L.), common carp (*Cyprinus carpio* L.) and bigmouth buffalo (*Ictiobus cyprinellus* Val.) in pond polyculture. *J. Appl. Ichthyol.* 19, 165-169.
- Adámek, Z., Musil, J., Sukop, I., 2004. Diet Composition and Selectivity in 0+ Perch (*Perca fluviatilis* L.) and its Competition with Adult Fish and Carp (*Cyprinus carpio* L.) Stock in Pond Culture. *Agriculturae Conspectus Scientificus*. Vol. 69, 21-27
- Adámek Z., Linhart O., Kratochvíl M., Flajšhans M., Randák T., Polícar T., Masojídek J., Kozák P., 2012: Aquaculture the Czech Republic in 2012: Modern European prosperous sector based on thousand-year history of pond culture. *Aquaculture Europe*, 37(2): 5-14.
- Adámek Z., Maršálek B., 2013: Bioturbation of sediments by benthic macroinvertebrates and fish and its implication for pond ecosystems: a review. *Aquaculture International*, 21(1):1-17
- Adámek, Z., 2006. Metodika odběru a zpracování vzorků makrozoobentosu stojatých vod. VÚV TGM, 10 s.
- Adzhimuradov, K.A., 1972. The food of juvenile carp (*Cyprinus carpio* L.) in early development stanzas in bodies of water of the Arakum (Terek river delta). *J. Ichthyol.* 12, 981–986.
- Andersson, G., Blindow, I., Hargeby, A., Johansson, S., 1990. The recovery of Lake Krankesjön. (In Swedish with English summary). *Anser*. 29, 53-62.
- Bablu, M.G.U., Rahmatullah, S.M., Asadujjaman, M., Ali, M.Y., Grazing Impact of Common Carp (*Cyprinus carpio*) on the Bottom Fauna of Halia beel and Noli beel in the Karimganj Upazila under Kishoreganj District of Bangladesh. *World Journal of Fish and Marine Sciences*. 7, 149-153.
- Bajer, P.G., Sorensen, P.W., 2010. Recruitment and abundance of an invasive fish, the common carp, is driven by its propensity to invade and reproduce in basins that experience winter-time hypoxia in interconnected lakes. *Biol. Invasions*. 12, 1101-1112.
- Baruš, V., Oliva, O. (Eds), 1995b. *Mihulovci – Petromyzontes a Ryby – Osteichthyes (2)*. Academia Praha, 704 s.
- Beak, T.W., Griffing, T.C., Appleby, A.G., 1973. Use of artificial substrate samples to assess water pollution. *Biological Methods for testing and Materials*, s. 224 – 241.
- Bendell, B.E., McNicol, D.K., 1995. Lake acidity, fish predation, and the distribution and abundance of some littoral insects. *Hydrobiologia*. 302, 133-145.
- Beklioglu, M., Moss, B., 1998. The effects of tench (*Tinca tinca* L.) and sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* L.) on planktonic and benthic communities in mesocosms in a shallow lake. *Aquatic Ecol.* 32, 229–240.
- Bonneau, J.L., Scarnecchia, D.L., 2015. Response of benthic macroinvertebrates to carp (*Cyprinus carpio*) biomanipulation in three tributaries of a eutrophic, Great Plains reservoir. *USA Transactions of the Kansas Academy of Science*. Vol. 118, 13-26.

- Borodičová, N. D., 1962. Vertikálne rozvrstvenie bentických organizmov v dne rybníkov. Práce Laboratória rybárstva. Zv. 1, 1962, 21 – 28.
- Broekelaar, A.W., Lammens, E.H.R.R., Breteler, J.G.P.K., Tatrai, I., 1994. Effects of benthivorous bream (*Abramis brama*) and carp (*Cyprinus carpio*) on sediment resuspension and concentrations of nutrients and chlorophyll a. *Freshw. Biol.* 32, 113–121.
- Britton, J.R., Boar, R.R., Grey, J., Foster, J., Lugonzo, J., Harper, D.M., 2007. From introduction to fishery dominance: the initial impacts of the invasive carp *Cyprinus carpio* in Lake Naivasha, Kenya, 1999 to 2006. *J. Fish Biol.* 71, 239-257.
- Broza, M., Halpern, M., Inbar, M., 2000. Non-biting midges (Diptera; chironomidae) in waste stabilization ponds: an intensifying nuisance in Israel. *Water Sci. Technol.* 42, 71-74.
- Bronmark, C., 1994. Effects of tench and perch on interactions in a freshwater, benthic food chain. *Ecology.* 75, 1818–1828
- Carchini, G.D., Domenico, M., Pacione, T., Solimini, A.G., Tanzilli, C., 2003. Species distribution and habitat features in lentic Odonata. *Ital. J. Zool.* 70, 39-46.
- Cline, J.M., East, T.L., Threlkeld, S.T., 1994. Fish interactions with the sediment water interface. *Hydrobiologia.* 275/276, 301–311.
- Costa-Pierce, B.A., Pullin, R.S.V., 1989. Stirring ponds as a possible means of increasing aquaculture production. *Aquabyte* 2. 5–7.
- Crivelli, A. J., 1983. The destruction of aquatic vegetation by carp. *Hydrobiologia.* 106, 37-41.
- Crowder, L.B., Cooper, W.E., 1982. Habitat structural complexity and the interaction between bluegills and their prey. *Ecology.* 63, 1802-1813.
- Diehl, S., 1988. Foraging efficiency of three freshwater fish: effects of structural complexity and light. *Oikos.* 53, 207- 214
- Diehl, S., 1992. Fish Predation and Benthic Community Structure: The Role of Omnivory and Habitat Complexity. *Ecology.* Vol. 73, 1646-1661.
- Diehl, S., Kornijów, R., 1998. Influence of submerged macrophytes on trophic interactions among fish and macroinvertebrates, 24-46. In: E. Jeppesen, M., Søndergaard, M., Christoffersen, K., The structuring role of submerged macrophytes in lakes. Springer. New York.
- Dungel, J., Řehák, Z., 2005. Atlas ryb, obojživelníků a plazů České a Slovenské republiky. Academia, Praha, 181 s.
- Dvorac, J., Best, E.P.H., 1982. Macroinvertebrate communities associated with the macrophytes of Lake Vechten: structural and functional relationships. *Hydrobiologia.* 95, 115-126.
- Fairchild, G.W., Faulds, A.M., Matta, J.F., 2000. Beetle assemblages in ponds: effects of habitat and site age. *Freshwater Biol.* 44, 523-534.
- García-Berthou, E., 2001. Size- and depth-dependent variation in habitat and diet of the common carp (*Cyprinus carpio*). *Aquatic sciences.* 63, 466–476.

- Gerking, S.D., 1962. Production and food utilization in a population of bluegill sunfish. *Ecological Monographs*. 32, 31-78.
- Giles, N., Street, M., Wright, R.M., 1990. Diet composition and prey preference of tench, *Tinca tinca* (L.), common bream, *Abramis brama* (L.), perch, *Perca fluviatilis* L. and roach, *Rutilus rutilus* (L.), in two contrasting gravel pit lakes: potential overlap with wildfowl. *Journal of Fish Biology*. 37, 945-957.
- Gilinsky, E., 1984. The role of fish predation and spatial heterogeneity in determining benthic community structure. *Ecology*. 65, 455-468.
- Gilinsky, E., 1984. The role of fish predation and spatial heterogeneity in determining benthic community structure. *Ecology*. 65, 455-468.
- Goeij, P., Luttikhuisen, P.C., Van der Meer, J., Piersma, T., 2001. Facilitation on an intertidal mudflat: the effect of siphon nipping by flatfish on burying depth of the bivalve *Macoma balthica*. *Oecologia*. 126, 500-506.
- Gregg, W.W., Rose, F.L., 1985. Influences of aquatic macrophytes on invertebrate community structure, guild structure, and microdistribution in streams. *Hydrobiologia*. 128, 45-56.
- Hahn, B.J., 1995. Invertebrate associations with submersed aquatic plants in a prairie wetland. UFS (Delta Marsh) Annual Report. Vol. 30, 78-84
- Hall, D.J., Cooper, W.E., Werner, E.E., 1970. An experimental approach to the production dynamics and structure of freshwater animal communities. *Limnology and Oceanography*. 15, 839-928.
- Hartman, P., Přikryl, I., Štědronský, E., 1998. *Hydrobiologie. Informatorium*, s. 126-165.
- Hartman, P., Regenda, J., 2014. *Praktika v rybníkářství*, FROV JU Vodňany, s. 66.
- Heimlich, R., Sukop, I., Annual zoobenthos development of the ponds Lednické rybníky. *Acta univ. Agric. Et. Silv. Mendel. Brun.* 2008, LVI, No. 2, 285 – 292.
- Hershey, A.E., 1985. Effects of predatory sculpin on the chironomid communities in an arctic lake. *Ecology*. 66, 1131- 1138.
- Hellawell, J.M., 1978. Biological surveillance of rivers. *Water Res. Centre, Stevanage*. 3, s. 32.
- Huser, B.J., Bajer, P.G., Chizinski, Ch.J., Sorensen, P.W., 2016. Effects of common carp (*Cyprinus carpio*) on sediment mixing depth and mobile phosphorus mass in the active sediment layer of a shallow lake. *Hydrobiologia*. 763, 23-33.
- Chilton, E.W. II. 1990. Macroinvertebrate communities associated with three aquatic macrophytes (*Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum spicatum*, and *Vallisneria americana*) in Lake Onalaska, Wisconsin. *J. Freshw. Ecol.* 5: 455-466.
- Johansson, F., Brodin, T., 2003. Effects of fish predators and abiotic factors on dragonfly community structure. *J. Freshwater Ecol.* 18, 415-423.

- Jonasson, P.M., 1972. Ecology and production of the profundal benthos in relation to phytoplankton in Lake Esrom. *Oikos Supplement* 14, 1-148.
- Kennedy, M., Fitzmaurice, P., 1970. The biology of tench, *Tinca tinca* (L.) in Irish waters. *Proceedings of the Royal Irish Academy.* 69, 31-82.
- Kestemont, P., 1995. Different systems of carp production and their impacts on the environment. *Aquaculture.* 129, 347–372.
- Kloskowski, J., 2011b. Differential effects of age-structured common carp (*Cyprinus carpio*) stocks on pond invertebrate communities: implications for recreational and wildlife use of farm ponds. *Aquacult. Int.* 6, 1151-1164.
- Koehn, J.D., 2004. Carp (*Cyprinus carpio*) as a powerful invader in Australian waterways. *Freshwat. Biol.* 49, 882–894.
- Kornijów, R., 1997. The impact of predation by perch on the size-structure of Chironomus larvae – the role of vertical distribution of the prey in the bottom sediments, and habitat complexity. *Hydrobiol.* 342/343, 207–213.
- Koszałka, J., Tucholski, S., 2009. Zoobenthic assemblages of ponds supplied with biologically treated sewage. *Ecohydrology & Hydrobiology.* Vol. 9, 313–318.
- Lellák, J., 1958. Osídlení a sezónní dynamika zvířeny dna dvou rybníků. *Věst. čs. spo. zool.* 22, 203-231.
- Lellák, J., 1961. Zur kenntnis der bodefauna zwier teiche im Blatná – Gebiet. *Věst. čs. spol.zool.* 34, 110-120.
- Lellák, J., 1965. The food supply as a factor regulating the population dynamics of bottom animals. *Mitt. Internat. Verein. Limnol.* 13, 128-138.
- Lellák, J., 1969. The regeneration-rate of bottom fauna of the fish ponds after wintering or summering. *Verh. Inter. Ver. Limnol.* 17, 560-569.
- Lellák, J., 1974. The intensity of fish predation upon the bottom fauna in carp ponds. *Er. Tidskr. Suppl. Stockholm.* 95, 156 s.
- Lellák, J., 1978. Population dynamics of the bottom fauna and its respect to the fish stock in the carp ponds. *Verh. Inter. Ver. Limnol.* 20, 21-94.
- Lellák, J., 1991. Dlouhodobé změny druhové struktury fauny dna dvou kaprových rybníků v důsledku intenzifikace jejich obhospodařování. *Sborník 9. konf. ČSLS Znojmo,* 98–99.
- Hasan, M.R., MacIntosh, D.J., 1992. Optimum food particle size in relation to body size of common carp, *Cyprinus carpio* L., fry. *Aquac. Res.* 23, 315-325.
- Hlaváč D., Adámek Z., Hartman P., Másilko J., 2014: Effects of supplementary feeding in carp ponds on discharge water quality: a review. *Aquacult International,* 22:299–320.
- Matěna, J., 1989. Seasonal dynamics of a *Chironomus plumosus* (L.) (Diptera, Chironomidae) population from a fish pond in Souther Bohemia. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 74, 599-610.

- Matlak, J., Matlak, O., 1976. The natural food of carp fry (*Cyprinus carpio* L.). Acta. Hydrobiol. 18., 203–228
- McIntire, C.D., Boyd, C.E., 1980. Effects of artificial fertilization on plankton and benthos abundance in four experimental ponds. Trans. Amer. Fish. Soc. 91, 303 – 312.
- Matsuzaki, S.S., Usio, N., Takamura, N., Washitani, I., 2009. Contrasting impacts of invasive engineers on freshwater ecosystems: an experiment and meta-analysis. Oecologia. 158, 673-686.
- Milstein, A., 1992. Ecological aspects of fish species interactions in polyculture ponds. Hydrobiologia. 231, 177-186.
- Morin, P.J., 1984. The impact of fish exclusion on the abundance and species composition of larval odonates: results of short-term experiments in a North Carolina farm pond. Ecology. 65, 53-60.
- Noy-Meir, I., 1975. Stability of grazing systems an application of predator prey graphs. J. Ecol. 63, 459–482.
- O'Maoileidigh, N.O., Bracken, J.J., 1989. Biology of the tench, *Tinca tinca* (L.), in an Irish lake. Aquaculture and Fisheries Management. 20, 199-209.
- Padisák, J., Reynolds, C.S., 2003. Shallow lakes: the absolute, the relative, the functional and the pragmatic. Hydrobiologia. 506–509, 1–11.
- Pechar, L., Musil, M., Baxa, M., Petruš, A., Benedová, Z., Kröpfelová, L., Šulcová, J., 2017. Tři roky bez kapra na rybníce Rod (Třeboňsko) - aneb, jak reálná je možnost zlepšit kvalitu vody a stav rybníčního biotopu absencí obsádky kapra?. SBORNÍK REFERÁTŮ 4. ROČNÍKU ODBORNÉ KONFERENCE KONANÉ V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH 9. A 10. ÚNORA 2017. 55 – 59.
- Persson, A., Svensson, J.M., 2006. Vertical distribution of benthic community responses to fish predators, and effects on algae and suspended material. Aquatic Ecology. 40, 85- 95
- Peterka, J., Matěna, J., Lipka, J., 2003. The diet and growth of larval and juvenile pikeperch (*Stizostedion lucioperca* (L.)): A comparative study of fishponds and a reservoir acult. Int. 11, 337–348.
- Pillay, T.V.R., Kutty, M.N., 2005. Aquaculture: Principles and practices. Blackwell London. 624 s.
- Rahman, M.M., Jo, Q., Gong, Y.G., Miller, S.A., Hossain, M.Y., 2008. A comparative study of common carp (*Cyprinus carpio* L.) and calbasu (*Labeo calbasu* Hamilton) on bottom soil resuspension, water quality, nutrient accumulations, food intake and growth of fish in simulated rohu (*Labeo rohita* Hamilton) ponds. Aquaculture 285, 78–83.
- Rahman, M.M., Hossain, M.Y., Jo, Q., Kim, S.K., Ohtomi, J., Meyer, C.G., 2009. Ontogenetic shift in dietary preference and low dietary overlap in rohu (*Labeo rohita* Hamilton) and common carp (*Cyprinus carpio* L.) in semi-intensive polyculture ponds. Ichthyol. Res. 56, 28–36.
- Rahman, M.M., Meyer, C.G., 2009. Effects of food type on diel behaviours of common carp *Cyprinus carpio* L. in simulated aquaculture pond conditions. J. Fish. Biol. 74, 2269–2278.
- Rahman, M.M., Kadowaki, S., Balcombe, S.R., Wahab, M.A., 2010. Common carp (*Cyprinus carpio* L.) alter their feeding niche in response to changing food resources: direct observations in simulated ponds. Ecol. Res. 25, 303-309.

- Rahman, M.M., Verdegem, M.C.J., 2010. Effects of intra- and interspecific competition on diet, growth and behaviour of *Labeo calbasu* (Hamilton) and *Cirrhinus cirrhosus* (Bloch). *Appl. Anim Behav. Sci.* 128, 103-108.
- Rahman, M.M., 2015. Effects of co-cultured common carp on nutrients and food web dynamics in rohu aquaculture ponds. *Aquacult. Environ. Interact.* Vol. 6, 223–232.
- Rabe, F.W., Gibson, F., 1984. The effect of macrophyte removal on the distribution of selected invertebrates in a littoral environment. *Journal of Freshwater Ecology.* 2, 359- 371.
- Sibbing, F.A., 1988. Specializations and limitations in the utilization of food resources by the carp, *Cyprinus carpio*: a study of oral food processing. *Environ. Biol. Fish.* 22, 161-178.
- Sukop, I., 2007. Zoobentos lednických rybníků. *Acta univ. agric. et silvic. Mendel. Brun. LV.* No. 2, 85-94.
- Tapia, M., Zambrano, L., 2003. From aquaculture goals to real social and ecological impacts: carp introduction in rural central Mexico. *Ambio.* 32, 252-257
- Tatrai, I., Lammens, E.H., Breukelaar, A.W., Klein Breteler, J.G.P., 1994. The impact of mature cyprinid fish on the composition and biomass of benthic macroinvertebrates. *Arch. Hydrobiol.* 131, 309–320.
- Trzoch-Skalkiewicz, G., 1971. Food consumed by carp fry as an element of utilization of pond production. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 18, 157-165
- Vilizzi, L., 1998. Observations on ontogenetic shifts in the diet of 0+ carp, *Cyprinus carpio* L., from the River Murray, Australia. *Folia. Zool.* 47, 225–229.
- Vilizzi, L., Walker, K.F., 1995b. Age and growth of the common carp, *Cyprinus carpio*, in the River Murray, Australia: validation, consistency of age interpretation, and growth models. *Environmental Biology of Fishes.* Vol. 54, 77-106.
- Welcomme, R.L., 1988. International Introductions of Inland Aquatic Species. *FAO. Fish. Tech Pap.* 294, FAO, Rome, 318 s.
- Williams, D.D., 1987. *The ecology of temporary waters.* Timber Press. 205 s.
- Wilcox, T.P., Hornbach, D.J., 1991. Macroinvertebrate community response to carp (*Cyprinus carpio* L.) foraging. *Journal of Freshwater Ecology.* 6, 171-183.
- Zambrano, L., Hinojosa, D., 1999. Direct and indirect effects of carp (*Cyprinus carpio* L.) on macrophyte and benthic communities in experimental shallow ponds in central Mexico. *Hydrobiologia.* 408–409, 131–138.
- Zambrano, L., Perrow, M.R., Macias-Garcia, C., Aguirre-Hidalgo, V., 1999. Impact of introduced carp (*Cyprinus carpio*) in subtropical shallow ponds in Central Mexico. *J. Aquat. Ecosyst. Stress Recovery.* 6, 281–288.
- Zieba, J., 1971. Production of macrobenthos in fingerling ponds. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 18, 235-246.

Internetové zdroje:

Seznam.cz, a.s. www.mapy.cz. [online]. 3. 5. 2015. Dostupné z:
<https://mapy.cz/zakladni?x=14.7695629&y=49.1144391&z=14>

Seznam.cz, a.s. www.mapy.cz. [online]. 3. 5. 2015. Dostupné z:
<https://mapy.cz/zakladni?x=15.1314251&y=48.8649066&z=14>

8. Abstrakt

Vliv vertikální distribuce zoobentosu v rybníce v reakci na biomasu obsádky kapra byl testován na rybnících Rod, Dobrá Vůle, Pohořelec, Haslauerteich a Neuteich. Kromě rybníka Rod byla ve všech rybnících zastoupena různá biomasa kapra. Odběr vzorků probíhal během vegetačního období (červen a červenec) a mimo vegetační období (září). U jednotlivých odběrů byly měřeny fyzikálně – chemické parametry vody. Všechny vzorky byly roztrženy podle skupin, spočítány a zváženy. Výsledky byly prezentovány pomocí grafů. Denzita zoobentosu rybníků Dobrá Vůle, Haslauerteich a Neuteich vykazovala v letních odběrech stoupající trend směrem k hlubším částem rybníčního sedimentu. Maximálních hodnot dosahovala denzita v těchto rybnících v houbkách 10 – 14 cm. Tento trend byl pozorován u výskytu pakomárů v těchto rybnících. Nejvyšší denzita pakomárů byla pozorována na rybníku Haslauerteich (1 687 jedinců na m²). Zmíněné rybníky byly nasazeny kaprem (K₂₋₃). Největší denzita máloštětinatců *Oligochaeta* byla zjištěna na rybnících Dobrá Vůle, Haslauerteich a Neuteich během zářijových odběrů v mělčích vrstvách sedimentů (0 – 6 cm). Maximální denzita byla 1 031 jedinců na m². Na rybníku Pohořelec byl výskyt zoobentosu během obou odběrů zaznamenán pouze v hloubce 10 – 12 cm. Ostatní zástupci zoobentosu - larvy střechatek (*Sialis*) a koreter (Chaoboridae) byli přítomni na rybnících Rod, Haslauerteich a Neuteich. Jejich denzita a biomasa byla v zářijových odběrech větší s maximem na rybníku Haslauerteich (218 jedinců na m²).

Klíčová slova: Kapr obecný, makrozoobentos, rybníky, predace, denzita, biomasa.

9. Abstract

The impact of the stocking biomass of carp ponds upon vertical distribution of zoobenthos in pond bottom was tested in the Rod, Dobrá Vůle, Pohořelec, Haslauerteich and Neuteich ponds. Except for the Rod pond, various carp biomass was present in the ponds under study. Sampling was conducted during the growing season (June and July), and outside the growing season (September). Physico-chemical parameters of water were measured for each sample. All samples were sorted by groups, counted and weighed. The results are presented in graphs. Zoobenthos density of the Dobrá Vůle, Haslauerteich and Neuteich ponds showed a rising tendency towards deeper parts of the pond sediment. Zoobenthos density of these ponds reached the maximum values in depths of 10-14 cm. This tendency was observed particularly with respect to the quantity of midges (Chironomidae) in these ponds. The highest density of midges was observed in the Haslauerteich pond (1,687 individuals per square metre). The above-mentioned ponds were stocked by two – three-year-old common carp (K₂₋₃). The largest density of the tubificids in the Dobrá Vůle, Haslauerteich and Neuteich ponds was observed during the September sampling in shallow parts of the sediment (0-6 cm). The maximum density was 1,031 individuals per square metre. On the Pohořelec pond, the occurrence of zoobenthos during both sampling events was recorded only in the depth of 10-12 cm. Other representatives of zoobenthos were present in the Rod, Haslauerteich and Neuteich ponds. Larvae of *Sialis* and Chaoboridae were observed as well. The density and biomass was higher in the September sampling event with maximum in the Haslauerteich pond (218 individuals per square metre).

Keywords: Common carp, zoobenthos, prey, density, biomass.