

**Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích**

Fakulta rybářství a ochrany vod

Ústav akvakultury a ochrany vod

**Diplomová práce**

**Využití umělých substrátů pro hodnocení kvality  
odtékající vody z organických a konvenčních  
kaprových rybníků**

**Autor:** Bc. Jan GRACÍK

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

**Konzultant diplomové práce:** Ing. Kateřina FRANCOVÁ

**Studijní program:** N 4106 Zemědělská specializace

**Studijní obor:** Rybářství a ochrana vod

**Forma studia:** Kombinovaná

**Ročník:** Druhý

**České Budějovice, 2017**

## **Prohlášení**

Prohlašuji, že svoji diplomovou práci na téma „Využití umělých substrátů pro hodnocení kvality odtékající vody z organických a konvenčních kaprových rybníků“ jsem vypracoval samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

Dále prohlašuji, že, v souladu s § 47 b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění, souhlasím se zveřejněním mé 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.

Dále souhlasím s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky vedoucího a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce.

Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích dne 5. 5. 2017

.....

Bc. Jan GRACÍK

## **Poděkování**

Velice rád bych tímto vyjádřil úctu a velké poděkování svému vedoucímu práce panu doc. RNDr. Zdeňku ADÁMKOVI, CSc., za jeho profesionální přístup, příkladné metodické vedení, cenné připomínky a rady při vypracování této práce. Další velké poděkování patří konzultantce paní Ing. Kateřině FRANCOVÉ (HOVORKOVÉ), která mi též poskytla cenné informace, materiály, rady, a hlavně podporu v zázemí při zpracování odebraných vzorků v laboratoři.

V neposlední řadě samozřejmě velice děkuji celé své rodině, a to obzvláště mojí manželce Ivaně GRACÍKOVÉ – za bezmeznou trpělivost, podporu a zázemí nejen při zpracování této práce, ale i po celou dobu mého studia na FROV JU.

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH  
Fakulta rybářství a ochrany vod  
Akademický rok: 2015/2016

## ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

(PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

Jméno a příjmení: **Bc. Jan GRACÍK**  
Osobní číslo: **V15N000K**  
Studijní program: **N4106 Zemědělská specializace**  
Studijní obor: **Rybářství a ochrana vod**  
Název tématu: **Využití umělých substrátů pro hodnocení kvality odtékající vody z organických a konvenčních kaprových rybníků**  
Zadávající katedra: **Ústav akvakultury a ochrany vod**

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

Cílem bude hodnocení kvality vody přítékající a odtékající z rybníků s tradičními (Třeboňsko) a organickými technologiemi (Waldviertel) chovu ryb s využitím kolonizace umělých substrátů ve formě plastových bloků makrozoobentosem. Výsledky získané na odtocích z tří až čtyř rybníků s oběma technologiemi chovu budou konfrontovány se stavem v kvalitě vody na přítocích tak, aby bylo možno vyhodnotit vliv rybníčního chovu na kvalitu vody v recipientu. Hodnocení makrozoobentosu bude doplněno o *in situ* monitoring základních parametrů vodního prostředí (teplota, koncentrace a nasycení vody kyslíkem, pH, konduktivita, turbidita). Kromě statistického vyhodnocení rozdílů v denzitě a biomase makrozoobentosu budou porovnávány především indexy diverzity a saprobity. Odběry budou prováděny v měsíčních intervalech v průběhu vegetační sezóny. Interpretace výsledků bude orientována na posouzení rozdílů ve vlivu rybníkářského managementu, uplatňovaného na tradičních a organických rybnících, na kvalitu vody. Bude vyhodnocen případný dopad technologií akcentujících důsledky pro kvalitu vnějšího prostředí, uplatňovaných v organických chovech, na složení makrozoobentosu v tocích, do kterých odtéká voda z těchto chovů.

Rozsah grafických prací: podle potřeby

Rozsah pracovní zprávy: 50 - 70 stran

Forma zpracování diplomové práce: tištěná

Seznam odborné literatury:

- Adámek Z., Helešic J., Maršálek B., Rulík M., 2014: Aplikovaná hydrobiologie. FROV JU Vodňany, 350 s.
- Kestemont P., 1995: Different systems of carp production and their impacts on the environment. *Aquaculture*, 129:347-372.
- Máchová J., Faina R., Valentová O., Skácelová O., Stará A., Adámek Z., Hlaváč D., 2012: The links between water quality in carp ponds and the extent of their management intensification. In: *Domestication in Finfish Aquaculture*, Olsztyn-Mragowo, 127.
- Menetrey N., Oertli B., Sartori M., Wagner A., Lachavanne J.B., 2008: Eutrophication: are mayflies (Ephemeroptera) good indicators for ponds? *Hydrobiologia*, 597: 125-135.
- Rozkošný M., Adámek Z., Heteša J., Všeticková L., Marvan P., Sedláček P., 2011: Vliv rybníků na vodní ekosystémy recipientů jižní Moravy. *Vodní hospodářství VTEI*, 61(2): 18-21.
- Všeticková L., Adámek Z., Rozkošný M., Sedláček P., 2012: Effects of semi-intensive carp pond farming on discharged water quality. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 42 (3): 223-231.
- Všeticková L., Adámek Z., 2013: The impact of carp pond management upon macrozoobenthos assemblages in recipient pond canals. *Aquaculture International*, 21(4): 897-925.
- Všeticková L., Adámek Z., Rozkošný M., Sedláček P., 2013: Environmental impacts of carp pond farming on discharged water quality. *World Aquaculture*, 44(4): 46-49.

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

Ústav akvakultury a ochrany vod

Konzultant diplomové práce: Ing. Kateřina Hovorková


Ústav akvakultury a ochrany vod

Datum zadání diplomové práce: 11. prosince 2015

Termín odevzdání diplomové práce: 5. května 2017

  
prof. Ing. Otomar Linhart, DrSc.  
děkan

L.S.

  
Ing. Jan Mráz, Ph.D.  
ředitel

V Českých Budějovicích dne 6. ledna 2016

# OBSAH

1. ÚVOD.....	7
1.1. Historie rybníkářství v českých zemích.....	7
1.2. Současná akvakultura v ČR.....	9
2. LITERÁRNÍ PŘEHLED .....	10
2.1. Charakteristika a význam zoobentosu v rybnících .....	10
2.2. Význam zoobentosu jako bioindikátorů .....	12
2.3. Využitelnost umělých substrátů pro studium zoobentosu .....	14
2.4. Druhy umělých substrátů .....	15
2.5. Aplikace a průběh kolonizace umělých substrátů .....	17
2.6. Klady a zápory použití umělých substrátů.....	18
2.7. Základní hydrochemické parametry vody .....	19
3. CHARAKTERISTIKA LOKALIT A POPIS RYBNÍKŮ .....	22
3.1. Charakteristika z lokalit.....	22
3.2. Popis rybníka SKALIČNÝ .....	23
3.3. Popis rybníka PANČÁR.....	27
3.4. Popis rybníka GEBHARTSTEICH .....	31
3.5. Popis rybníka HASLAUERTEICH .....	35
4. MATERIÁL A METODIKA .....	39
4.1. Výběr a následné sestavení umělých substrátů.....	39
4.2. Umístění vzorkovače ve vodním toku .....	40
4.3. Odběr a konzervace odebraných vzorků .....	41
4.4. In situ monitoring základních parametrů vodního prostředí.....	42
4.5. Zpracování odebraných vzorků v laboratoři.....	44
4.6. Determinace .....	46
4.7. Zpracování dat .....	46
5. VÝSLEDKY .....	49
6. DISKUSE .....	60
7. ZÁVĚR.....	67
8. LITERATURA .....	69
9. SEZNAM PŘÍLOH .....	77
10. PŘÍLOHY .....	78
11. ABSTRAKT .....	88
12. ABSTRACT .....	89

# 1. ÚVOD

Cílem práce bylo zhodnocení kvality vody na přítoku a odtoku sledovaných rybníků jak s tradičními (Blatensko – ČR), tak organickými (Waldviertel – Rakousko) technologiemi chovu ryb. Pro toto hodnocení byla využita bioindikace makrozoobentosem (MZB) kolonizujícím instalované umělé substráty ve formě plastových bloků. Hodnocení MZB bylo doplněno o *in situ* monitoring základních parametrů vodního prostředí (teplota, koncentrace a nasycení vody kyslíkem, pH, konduktivita a turbidita). Takto získané výsledky z měsíčně monitorovaných odtoků v průběhu vegetační sezóny byly vyhodnoceny v následné konfrontaci se stavem kvality vody na přítocích z obou technologií chovu ryb (tradiční/organické). Interpretace zjištěných výsledků byla zaměřena na zhodnocení změn kvality vody při průtoku rybníky a posouzení rozdílů ve vlivu rybníkářského managementu, uplatňovaného na tradičních a organických rybnících, na kvalitu vody ve sledovaných recipientech.

## 1.1. Historie rybníkářství v českých zemích

Počátek budování prvních vodních děl na českém území je možno zaznamenat již v 10. stol. především ve spojení s rozšiřováním klášterů a křesťanství. Nejstarší dochované písemnosti o rybnících, které byly v té době nazývány „stavy“ a vznikaly přehrazením menších toků, se objevily v českých zemích od počátku 12. století. O té doby je možno hovořit o začínající hospodářské účelnosti zakládání rybníků pro chov ryb.

Rozkvět rybníkářství nastal na počátku 14. století zejména za vlády Karla IV., kdy se začínaly stavět rybníky v podobě, kterou známe v podstatě dodnes. V polovině 14. století bylo rybníkářství považováno za velmi produktivní a rybníky počínaly mít značný ekonomický význam. S nástupem 15. století došlo v rybníkářství k zavedení nových metod – tzn. chov odděleného plůdku (rybníky trdelní), násady (rybníky na výtah) a tržního kapra (rybníky na výrost), což mělo za následek nejen kvalitativní posun, ale také podstatné zvýšení hektarové produkce. Takto zavedené technologie chovu vyžadovaly výstavbu nových rybníků, a to nejen plůdkových, ale i celých

rybníčních soustav. Průběh 16. století – často historiky označován jako „zlatý věk českého rybníkářství“ – byl spojen nejen s výstavbou rybníků jako takových, ale také se vznikem nových profesí – rybníkář, hejtman, správce rybníčních celků apod. V historických dokumentech lze dohledat, že za tržní rybu byli považováni kapři – ve věku 5 až 6 let o hmotnosti 1,1 až 1,7 kg (Kavka, 1996). V tomto století se následně počet rybníků postupně zvýšil na 78 tisíc o výměře 120 000 ha a před třicetiletou válkou až na 180 000 ha (Pokorný, 2010).

S počátkem 17. století končila éra rozvoje výstavby rybníků nejen z důvodu obrovských lidských ztrát v proběhlém válečném období (nebylo totiž dostatek odborníků a lidí jako pracovní síly, kteří by znovu rybníkářství přivedli k prosperitě), ale také z nadbytku produkce ryb, které se hromadily na sádkách a nepomohlo ani snížení jejich ceny i když ostatní komodity v zemědělství v té době postupně stoupaly. Na přelomu 18. a 19. století došlo k rapidnímu snížení počtu výměry rybníků zejména v důsledku rozšiřování zemědělské půdy pro obilnářství a řepářství. Tyto nepříznivé dopady na rybníční soustavy byly zvláště provedeny v důsledku centrálního řízení zemědělské výroby (Krupauer, 1988).

Po roce 1989 postupně došlo k privatizaci podniků Státního rybářství, a tak se chov ryb stal hlavním artiklem činností nově vznikajících akciových společností a společností s ručením omezeným (Andreska, 1997). Na trhu s rybami se začali objevovat i soukromí podnikatelé. V této velice produktivní a pro mnohé hektické době se počínal rýsovat požadavek na vytvoření instituce, která by byla schopna sdružovat rybářské subjekty, a tak v roce 1991 vzniklo Rybářské sdružení České republiky.

Současný chov ryb se odehrává ve vysoce konkurenčních tržních podmínkách a náročném ekonomickém prostředí, do chovu se navíc promítají i vlivy hospodářsky nekvantifikovatelné, vycházející – zvláště v rybníkářství – z multifunkčního postavení této dominantní disciplíny českého produkčního rybářství ([www.cz-ryby.cz](http://www.cz-ryby.cz)). Ve druhé polovině 20. století se výměra rybníků ustálila na více než 50 000 ha a v současné době dosahuje celková plocha rybníků 51 800 ha při počtu 21 718 rybníků (Hartman a Regenda, 2014).



## 1.2. Současná akvakultura v ČR

Současná akvakultura v České republice patří do sladkovodního rybářství, které lze rozdělit na rybníkářství založené na chovu ryb v rybnících (tvorba a rozvoj přirozené potravy ryb spolu s příkrmováním), na chov ryb ve zvláštních zařízeních (aplikace plnohodnotných krmiv) a na rybářství ve volných vodách (Hartman a Regenda, 2014).

Většina produkce ryb je získávána z rybníků různé velikosti od méně než 1 ha až po 489 ha (rybník Rožmberk), které pokrývají plochu cca 52 000 ha (Adámek a kol., 2012). Rybníky zadržují (dle dané výměry) teoretický objem vody přibližně 600 mil. m<sup>3</sup>, ale skutečné množství vody v rybnících je mnohem menší – pohybuje se kolem 400 mil. m<sup>3</sup> vody – hlavní příčinou tohoto stavu je vysoký stupeň zabahnění rybníků, kde odhadované kvantum sedimentů je 200 mil. m<sup>3</sup> (MZe ČR, 2013). Produkce ryb z těchto rybníků se pohybuje kolem 450 až 500 kg·ha<sup>-1</sup>, v rozmezí 200 až 800 (1000 i více) kg·ha<sup>-1</sup> z jednotlivých hospodářství (Adámek a kol., 2014). V současné době se celková roční produkce v České Republice pohybuje mezi 17 až 21 tis. tun ryb, přičemž v produkci dominuje kapr obecný (*Cyprinus carpio*) (86–88%), chovaný v polykultuře s dalšími druhy ryb, jakými jsou např. lín obecný (*Tinca tinca*), amur bílý (*Ctenopharyngodon idella*), štika obecná (*Esox lucius*), sumec velký (*Silurus glanis*) aj. (Regenda, 2014).

Jak už je zmíněno výše, hlavní chovanou rybou české akvakultury je kapr. Tento druh sladkovodní ryby představuje tradiční český pokrm již mnoho století. V posledních letech se domácí spotřeba kapra mírně zvýšila, což je příkládáno k ekologickému chovu ryb v rybnících (Gracík, 2015). Odchovaný kapr z České republiky platí za vysoce kvalitní rybu jak na zahraničním, tak i domácím trhu – jeho jakostní zárukou je přidělená ochranná značka Český kapr, pod níž jej konzumentům dodávají členové Rybářského sdružení České republiky. Typickým požadavkem domácího trhu je kapr ve stáří tři až čtyři roky o individuální hmotnosti 2,5 až 3,0 kg živé váhy ryby ([www.cz-ryby.cz](http://www.cz-ryby.cz)). K zpracování ryb slouží 14 zařízení, z nichž deset provozů má certifikaci pro vývoz do zemí Evropské unie. Dále se nachází na území České republiky 25 menších zpracovatelských subjektů, které pracují hlavně v prosinci s cílem uspokojit poptávku po rybích výrobcích během vánoční sezóny (Adámek a kol., 2012).

## 2. LITERÁRNÍ PŘEHLED

### 2.1. Charakteristika a význam zoobentosu v rybnících

Bentičtí bezobratlí jsou nejvíce rozšířenou a využívanou skupinou vodních organismů pro posuzování kvality vod (Hellowell, 1978). Zoobentos (živočišná složka) spolu s fytobentosem (rostlinná složka) patří do společenství organismů, které jsou převážně vázány na podklad (rybníční dno), souhrnně označeného jako bentos. Termín bentos vzniknul z řeckého slova „benthos“, které je označením pro dno a v současnosti je na bentos často pohlíženo jako na společenstvo živočichů asociovaných k substrátu (Wetzel, 1983).

Zoobentos lze charakterizovat jako živočichy různých velikostí a trofických úrovní, kteří reprezentují sekundární produkci v základních potravních vztazích rybníčního ekosystému, kde vytvářejí jednu ze základních bází přirozené potravy pro ryby. Zoobentos lze rozčlenit podle převládajícího životního cyklu na složku temporální a permanentní.

Temporální složka zoobentosu je převážně tvořena larválními stádii pakomárů (Chironomidae), komárů (Culicidae) a chrostíků (Trichoptera). V rybnících a nádržích, které mají nezabahnělé dno se vyskytují i další představitelé temporálního zoobentosu – což jsou zpravidla larvy jepic (*Caenis*), střechatek (*Sialis*), vážek (Odonata) aj. Z hlediska výživy jsou tyto živočichové zejména detritofágové a jejich růst je zásadně ovlivněn přísunem živin přicházejících z pelagiálu – tzn. mrtvého planktonu („planktonní déšť“). Tímto systémem transportu potravy je méně dotováno dno hlubších rybníků, případně nádrží, protože část odumřelých planktonních společenstev je přímo v pelagiálu zmineralizována a na dno tedy doputuje méně potravy, než je tomu v případě mělkých vod.

V mělkých nádržích může být malé oživení dna zoobentosem způsobeno omezením biomasy fytoplanktonu, v důsledku masivního rozvoje velkých perlooček nebo nedostatkem kyslíku ve vodě a také predací rybami (Hartman a kol., 1998).

Permanentní zoobentos je zastoupen zejména plži (Gastropoda), mlži (Bivalvia), pijavkami (Hirudinea) a máloštětinatci (Oligochaeta) včetně dravých skupin (např. Hemiptera) organismů (Yanygina, 2013). Zoobentos rybníků je výrazně chudší z hlediska zastoupení množství druhů (druhového spektra) než je tomu u vod tekoucích a jeho početnost během roku kolísá (Glozier a kol., 1997).

Za další významnou skupinu rybníčního zoobentosu lze považovat fytofilní (někdy též označován jako litorální) zoobentos, což jsou živočichové, kteří preferují ke svému životu rostlinný substrát a habitat. Pro rozvoj fytofilního zoobentosu je mimo jiné důležitá morfologická členitost substrátů (Kalff, 2002). Tyto organismy žijí na stoncích a listech vyšších vodních rostlin nebo v jejich těsné blízkosti (Feldman, 2001). Tento rostlinný porost jim slouží především jako substrát, úkryt před predátory i jako přímá potrava (Heino, 2000). Z těchto důvodů jsou makrofyta i vhodným substrátem pro vývoj vajíček bentických živočichů (Walker a kol., 2013). V tomto specifickém habitatu je zpravidla větší abundance a bohatší druhové složení zoobentosu než v ostatních habitatech vodního prostředí. Fytofilní zoobentos představují zástupci zejména menších druhů larev chrostíků (Trichoptera), larev jepic (Ephemeroptera) a menší druhy máloštětinatců (Oligochaeta). Organismy fytofilního zoobentosu jsou převážně herbivorní a spásají perifyton na povrchu substrátu (Wetzel, 1983). Podle způsobu získávání potravy jsou děleny do několika skupin. Mezi nejhojněji zastoupené skupiny patří seškrabávači, sběrači a drtiči (Graham a Wilcox, 2000).

Kvalitativní i kvantitativní složení rybníčního zoobentosu je zásadně ovlivňováno vyžíráním tlakem rybní obsádky, přičemž ve výsledném efektu se uplatňuje nejen její biomasa, ale také hustota a druhové složení (Adámek a kol., 2014). Na množství a složení rybníčního zoobentosu má také vliv vypouštění rybníků a jejich zimování či letnění (Hartman a kol., 1998).

Pokud se podíváme na společenstvo zoobentosu jako na celek, tak na jedné straně stojí na úrovni sekundárních producentů a destruentů a na straně druhé jsou v korelaci s vyššími trofickými úrovněmi, jako jsou např. ryby. Z těchto důvodů zoobentos sehrává zásadní roli v rozhodujících procesech bioty stojatých vod (jako např. potravní řetězce, produktivita, dynamika, koloběh potravy, rozklad živin apod.). Zkoumání a následný výzkum bentických organismů je v dnešní době nezbytný při posuzování toxicity spojené s kontaminací sedimentů a má mnoho předností při chemických analýzách a následných laboratorních testech, protože tato společenstva bentických organismů (kompletně nebo alespoň většina z nich) v rámci životních cyklů velice dobře reflektují dlouhodobé i krátkodobé podmínky v daných sedimentech, a tak mají velice dobrou vypovídající hodnotu (Swift a kol., 1996).

## **2.2. Význam zoobentosu jako bioindikátorů**

Z hlediska hodnocení jakosti vod se nejhojněji používá tzv. bioindikace – což je indikace stavu prostředí na základě bioindikátorů. Aby bylo možno použít dané společenstvo či organismus obývající určitý habitat výskytu jako bioindikátor, který nejlépe vystihuje změnu podmínek okolního prostředí (klíma, hydrologický režim apod.) včetně zdrojů (vše co organismus konzumuje – spotřebovává), musí být dané zkoumané společenstvo či organismus v co nejtěsnějším vztahu s faktory prostředí. Teprve potom lze tyto vyhodnocené údaje (korelace jejich životních funkcí) považovat za ukazatele stavu zkoumaného prostředí. Biologická indikace vychází z principu ekologické valence, přičemž druhy stenovalentní jsou lepšími indikátory než druhy euryvalentní (Bonada a kol., 2006).

Zoobentos je pro svoji citlivost a značnou druhovou diverzitu i abundanci všeobecně považován za skupinu bioindikačně velmi vhodnou jak pro stojaté, tak i pro tekoucí vody (Rosenberg a Resh, 1993). Zoobentos je v mnoha pracích považován za nejvhodnější společenstvo pro bioindikaci, což již uvedli v druhé polovině 20. století Zelinka a kol. (1959), podle nichž jednotlivé taxony organismů reagují citlivě nejen pouze na znečištění, ale také na řadu dalších dopadů lidské činnosti.

Přehled výhod použití zoobentosu – podle (Armitage a Petts, 1992) :

### **Výhody použití zoobentosu**

- ✚ Velká rozmanitost a abundance druhů téměř ve všech sladkovodních biotopech.
- ✚ Délka života mnoha druhů umožňuje zachycení situace na stanovišti po několik měsíců až let.
- ✚ Mnoho druhů patří mezi významné kumulátory toxických látek.
- ✚ Kvantitativní vzorkování je relativně jednoduché a levné.
- ✚ Taxonomie mnohých skupin je relativně dobře známá a jsou k dispozici určovací klíče.
- ✚ Způsob života vázaný na určité prostředí a lokalitu – přítomnost většiny taxonů.

Ovšem i tato metoda indikace stavu prostředí (použití zoobentosu jako bioindikátorů) má svoje limity a je nezbytné vzít v úvahu možné nevýhody, což shrnuli ve své práci Metcalfe a Smith (1994) následovně:

### **Nevýhody použití zoobentosu**

- ✚ Bentičtí bezobratlí reagují na malé změny ve velikosti a textuře substrátu a obsahu organických látek, a proto je někdy obtížné rozlišit mezi vlivem znečištění a vlivem environmentálních faktorů.
- ✚ Životní cyklus je komplexní a výsledky bioindikace mohou proto sezónně kolísat.
- ✚ Vysoká prostorová heterogenita vyžaduje opakované vzorkování.

V současnosti je tato metodika bioindikace pomocí zoobentosu hojně používána, a to nejen v Evropě, ale také v Severní Americe. V zemích západní Evropy se používají i jiné biotické systémy založené na stanovení bioindikátorů a jejich indikačního významu, jako je např. BMWP skóre a ASPT index ve Velké Británii, belgický Biotický Index, francouzský Biotický Index (Helešic, 2006) a mnohé jiné. Český přístup k hodnocení zoobentosu jakožto bioindikátoru je dán normou ČSN 75 7720 a během posledních dvou desetiletí se pozornost odborné veřejnosti začala přesouvat od organického zatížení vod k jiným znečišťujícím elementům – eutrofizaci, toxickým účinkům nejrůznějších látek a v poslední době ke kvalitě vodních ekosystémů jako celků (Adámek a kol., 2014).

### **2.3. Využitelnost umělých substrátů pro studium zoobentosu**

Obecnou definicí lze umělým substrátem nazvat zařízení, které napodobuje některé funkce vodního prostředí, do kterého je umístěno (Beak a kol., 1973). Podle dalšího autora – Cairns (1982), lze nahlížet na umělé substráty jako na zařízení umístěná do vodního ekosystému z důvodu studia kolonizace bezobratlými organismy. Většina provedených hodnocení účinnosti umělých substrátů pro sběr bentických bezobratlých byla provedena v mělkých vodách ( $\leq 1$  m) (Flannagan a Rosenberg, 1982), ale umělé substráty se osvědčily i v hlubokých vodách ( $\geq 1$  m) (Moode a kol., 1990), kde je pomocí nich možné odebrat mnohem více taxonů daných společenstev bezobratlých, než je tomu při aplikaci drapáků a dredží. Dále většina z těchto studií indikuje umělé substráty jako mnohem efektivnější vzorkovače než konvenční metody odběrů vzorků (Slack a kol., 1986).

Umělé substráty (vzorkovače) jsou běžně využívány k zachycování a následnému sběru bentických bezobratlých organismů, a tak nabízejí významné vypovídací hodnoty oproti vzorkům přímo odebíraných z přírodních substrátů (Rinella a Feminella, 2005). Použití a následný význam umělých substrátů pro odběr zoobentosu je v poslední době stále na vzestupu, ale poměrně často se lze setkat s názory odborníků, že pro studium zoobentosu je nejvhodnější metoda odběru bezobratlých organismů přímo z přírodních substrátů (Hilsenhoff, 1987).

Vzorkovače pro biologickou kolonizaci umožňují posuzovat jakost vody v zájmových místech na základě indikátorů makrozoobentosu a nezachycují přirozené složení bezobratlých, které může být potlačeno fyzikálními podmínkami nezávislé na jakosti vody (ČSN EN ISO 9391). Relativní účinnost umělých substrátů je závislá na lokaci a umístění na dně vodního tělesa a na typu sedimentu (Voshell a Simmons, 1977).

## 2.4. Druhy umělých substrátů

V současnosti existuje početný výčet druhů umělých substrátů, které jsou vyrobeny z nejrůznějších materiálů a komodit, mající své výhody a nevýhody, specifické vlastnosti, konstrukční limity a mnohé další atributy (Stauffer a kol., 1976). Použité materiály pro výrobu těchto vzorkovačů by měly být předem testovány, aby se prokázalo, že poskytují optimální podmínky pro kolonizaci a růst zájmových skupin daných společenstev bezobratlých živočichů. Vhodnost a účelnost použití jednotlivých druhů umělých substrátů závisí na způsobu jejich umístění, nastavených cílech plánované studie (včetně výběru zkoumané lokality), podmínkách prostředí a také na metodách konečné analýzy takto získaných vzorků zoobentosu (Cairns, 1982).

Podle Flannagan a Rosenberg (1982) lze definovat umělé substráty do osmi hlavních kategorií – u každé z nich uveden jeden zástupce jako příklad:

- ✚ Obaly naplněné různými substráty – jako např. plastové vaničky naplněné žulovými kameny různých velikostí, umístěné na sítu s velikostí ok 300  $\mu\text{m}$  (Laville, 1974).
- ✚ Multifunkční desky – jako např. střídavě umístěné čtverce o velikosti 2,5 cm a 7,6 cm silné na desce o tloušťce 0,3 cm (Hester a Dendy, 1962).
- ✚ Prkna, panely a dlaždice – jako např. bílé glazované dlaždice ponořeny do vody zájmového recipientu (Zahar, 1951).
- ✚ Cihly a bloky – jako např. betonové cihly (Herrmann, 1979).

- ✚ Plastové fólie, polyetylén, tkaniny a lana – jako např. polyetylenový pásek (1,25 cm široký a 40 cm dlouhý) připojený ke krátkému dřevěnému kůlu ukotvený do substrátu (Pegel, 1980).
- ✚ Implantované substráty – jako např. železná schránka se dvěma posuvnými dveřmi (Bishop, 1973).
- ✚ Přírodní organické substráty – jako např. listové balení vysušených listů jednoho druhu rostliny svázané dohromady a připevněné nylonovou šňůrou k cihle o hmotnosti 1 kg (Petersen a Cummins, 1974).
- ✚ Rozmanité substráty – jako např. různě ukotvené nebo přichycené zařízení (Fredeen a Spurr, 1978).

Mimo těchto osmi hlavních kategorií umělých substrátů existují další typy, jako např. plovoucí umělé substráty, které mají nesporné výhody při aplikaci v oblastech, kde je obtížné nebo nemožné umístit standardně používané vzorkovače. Tam, kde je velké proudění vody nebo nepřístupný terén (Mihaljevič a kol., 1998).

Mezi další druhy umělých substrátů pro vzorkování zoobentosu, které patří k těm novodobějším, patří tzv. kolonizační vzorkovače – a to (a) standardní kolonizační vak a (b) standardní kolonizační souprava.

Standardní kolonizační vak většinou obsahuje několik desítek kusů náplně určené pro biologické filtry. Ta je uložena v hrubě síťovaném polyamidovém vaku. Ačkoliv se velikost částic a druh strusky může lišit, a to včetně poměru plochy povrchu k objemu, doporučují se částice velikosti 40 mm, aby se snížila celková hmotnost vzorkovače a zabránilo se tak jeho úplnému zaboření do bahnitého dna (ČSN EN ISO 9391).

Druhým typem je standardizační kolonizační souprava, která se skládá ze 14 komponentů z plastu používaných pro biologickou filtraci. Každý komponent tvoří dvoudílnou jednotku ve tvaru válce. Středová jednotka je obklopena šesti jinými komponenty a dohromady je svázána šňůrou z plastu nebo pásky. Ztráta živočichů při vytahování vzorkovače z vody se výrazně sníží, jestliže spodní čtvrtina soupravy včetně dna je opatřena sítí z polyamidu hustoty ok  $10 \cdot \text{cm}^{-2}$  (ČSN EN ISO 9391).



## 2.5. Aplikace a průběh kolonizace umělých substrátů

První aplikace umělých substrátů ke vzorkování společenstev zoobentosu byla detailněji popsána v pracích Moon (1935, 1940) a Wene a Wickliff (1940). Substráty se umísťují (ukotvují) do vody v předem vytipovaných lokalitách dle předurčené časové periody – tzn. po expoziční dobu během které zástupci daných společenstev zoobentosu osídlí (kolonizují) použitý typ umělého substrátu (Swift a kol., 1996). Kvalita získaných výsledků záleží na následné průběžné kontrole instalovaných substrátů, odběru a konečné analýze takto získaných vzorků zoobentosu. Umělé substráty, po aplikaci do vodního ekosystému, zpočátku působí jako neosídlené habitaty, které nabízí dostupným zástupcům zoobentosu potencionální prostor pro kolonizaci (Slack a kol., 1986).

Doporučená doba expozice umělých substrátů ve vodním recipientu (kolonizace MZB) je 21 dnů a neměla by být delší než 35 dnů, protože může docházet k transformaci organismů do dalších vývojových stadií, a tudíž k redukci populací jedinců kolonizující daný vzorkovač (Olomukoro a Eloghosa, 2009). Doba expozice může být ale i nižší 14–21 dnů (Sulistiyarto a Christiana, 2015). Podle autorů Shieh a Yang (1999) je možno nalézt první zástupce MZB již po 3 dnech instalace daného vzorkovače do vodního recipientu.

Kolonizace umělých substrátů je ovlivněna zejména typem použitých materiálů, velikostí a dobou expozice umístění ve vodním biotopu (Cairns a Henebry, 1982). Průběh kolonizace umělých substrátů je zpočátku charakterizovaný rapidní akumulací vyskytujících se druhů zoobentosu a dále pokračuje postupným kolísáním druhové četnosti až do následné rovnováhy osídlení daného umělého habitatu. Klíčovým problémem ve vzorkování s umělými substráty je stanovení optimální míry kolonizace (Simberloff, 1974).

## 2.6. Klady a zápory použití umělých substrátů

Podle Flannagan a Rosenberg (1982) lze vymezit klady při použití umělých substrátů pro odběr zoobentosu do sedmi hlavních kategorií, které definují tyto výhody takto:

- ✚ Sběr dat i z náročně přístupných míst.
- ✚ Standardizace vzorkování: eliminace subjektivity a redukce matoucích účinků (vliv biotických a abiotických faktorů) v odlišnosti prostředí.
- ✚ Zmenšení variability v porovnání s jinými druhy vzorkovačů.
- ✚ Možnost aplikace i nekvalifikovanou osobou.
- ✚ Praktičnost.
- ✚ Nedestruktivnost vůči životnímu prostředí.
- ✚ Flexibilita využití.

Podle Schneider and Winemiller (2008) poskytují umělé substráty efektivní metodu pro sběr zoobentosu, protože jsou zpravidla instalovány do mělkých částí vodního recipientu, kde je více rozpuštěného kyslíku a vhodnější podmínky pro dané organismy.

Podle Flannagan a Rosenberg (1982) lze vymezit zápory při použití umělých substrátů pro odběr zoobentosu do šesti hlavních kategorií, které definují tyto nevýhody takto:

- ✚ Kolonizační dynamika umělých substrátů není zcela známa.
- ✚ Neposkytují úplně přesný odraz (stav) přírodních substrátů a účinku znečištění.
- ✚ Požadavek na relativně delší dobu expozice.
- ✚ Možná ztráta zájmové fauny během odběru vzorku.
- ✚ Nepredikovatelné ztráty umělých substrátů.
- ✚ Logistická nedokonalost.

Ze všech uvedených výhod a nevýhod použití umělých substrátů pro odběr zoobentosu lze usoudit, že nedostatek znalosti o kolonizační dynamice je v současnosti nejvíce závažnou nevýhodou této metody vzorkování, a proto musí být kladen velký zřetel na dobu expozice a selektivitu bezobratlých v daném odebraném vzorku a při experimentálních návrzích použití umělých substrátů (Cairns, 1982).

## 2.7. Základní hydrochemické parametry vody

### Koncentrace kyslíku

Kyslík je jeden z nejvýznamnějších rozpuštěných plynů ve vodě, který se do vody dostává difúzí z vodní hladiny a dále fotosyntetickou asimilací rostlin (Hartman a kol., 1998). Vyjádření koncentrace kyslíku ve vodním prostředí je možné dvěma způsoby – a to buď v absolutních (v  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ) nebo v relativních hodnotách (v % nasycení). Úroveň nasycení vody kyslíkem se signifikantně mění v průběhu celého roku a je ovlivněna skladbou organismů (obsádka ryb, přítomnost vodních rostlin a fytoplankton apod.) a abiotickými faktory v daném vodním prostředí.

Rozpustnost kyslíku ve vodním recipientu je závislá na teplotě vody a parciálním tlaku kyslíku. Nejvyšších hodnot rozpuštěného kyslíku ve vodě je zpravidla dosahováno v odpoledních hodinách, zatímco v časných ranních hodinách jsou tyto hodnoty nejnižší – následné deficity kyslíku (koncentrace kyslíku může klesat ve vodě až k nule) mohou způsobit akutní úhyn ryb, zhoršený příjem a sníženou konverzi krmiva, větší náchylnost k onemocněním a další negativní vlivy (Faina a kol., 2011). Hodnota kyslíku ve vodním prostředí rovněž slouží jako významný indikátor pro hodnocení kvality vod a též je velmi důležitá z hlediska samočisticích pochodů – čím vyšší úroveň kyslíku – tím lepší proces samočištění (Lellák a Kubíček, 1992).

### Hodnota pH

Hodnota pH vody je velmi významný parametr kvality vod a ovlivňuje ve vodním prostředí celou řadu chemických a biochemických procesů. Lze ji definovat jako záporný dekadický logaritmus látkové koncentrace vodíkových iontů ve zředěném vodném roztoku, kde při rovnováze těchto iontů je úroveň hodnoty pH neutrální. Kyselost vod je způsobena nadbytkem vodíkových iontů, naopak zásaditost přebytkem hydroxylových iontů. Vodíkový exponent pH vyjadřuje stav, kdy daný vodný roztok reaguje kyselé nebo naopak zásadité. Zjišťované hodnoty pH potom mohou nabývat

od 1 do 14 a v reálu tak významně ovlivňují život vodních organismů. Letální hranice pH se může dostávat jak do zásaditých, tak do kyselých hodnot – tzn., že pro daná společenstva vodních organismů mají hodnoty pH zásadní vliv (Soukup, 2006).

## **Teplota**

Teplota vody zásadním způsobem ovlivňuje veškerá žijící společenstva ve vodním prostředí a stanovuje podmínky pro jejich rozmnožování, vývoj a životní preference. Teplota rovněž ovlivňuje interakce mezi organismy a úzce souvisí s termikou vzduchu, slunečním svitem, zeměpisnou pozicí, vlastnostmi absorpce okolí, výparem a působením větru na vodní hladinu. Konkrétní hodnoty teploty vod tak mají nepřímo vliv na rychlost kolonizace a složení kolonizujících druhů v daném vodním habitatu (Brönmark a Hansson, 2002). Základní jednotkou teploty je kelvin (K) a vedlejší jednotkou stupeň celsia (°C).

Teplota vody má oproti okolnímu prostředí menší výkyvy, kde se horní hranice tolerance teploty pro vodní organismy pohybuje zpravidla v rozpětí 30–40 °C, a naopak spodní atakuje až 0 °C. Zároveň teplota ovlivňuje strukturu společenstev vodních bezobratlých na bázi teplotního rozpětí, které jsou schopné organismy snášet a které jsou zpravidla pro dané skupiny organismů charakteristické (Hershey a kol., 2010). Teplota je ve vodním prostředí velmi podstatný faktor, protože vodní organismy mají obecně omezenou toleranci ke změně teploty vody, a především makrozoobentos nemá moc možností, jak tyto výkyvy teplot regulovat – kromě migrace do větších hloubek (Jackson a kol., 2001).

## **Konduktivita**

Konduktivita neboli vodivost (schopnost vody vést elektrický proud) udává míru koncentrace elektrolytů (rozpuštěných anorganických látek ve formě iontů) ve vodě a lze tak na základě zjištěných hodnot vyjádřit nepřímo obsah minerálních látek,

kteře jsou ve vodě obsažené. Vodivost vody nabývá větších hodnot, čím více daných látek je ve vodě rozpuštěno (Soukup, 2006).

Konduktivitu lze definovat jako převrácenou hodnotu odporu roztoku obsaženého mezi dvěma elektrodami o ploše 1 m<sup>2</sup>, vzdálenými od sebe 1 m. Základní jednotkou konduktivity je S·m<sup>-1</sup>, v hydrochemii a analytice vody jsou hodnoty konduktivity malé (1 S·m<sup>-1</sup> = 1000 mS·m<sup>-1</sup>). Konduktivita je závislá na koncentraci iontů, na nábojovém čísle iontů, dále na pohyblivosti iontů a na teplotě měřené vody (Máchová a kol., 2012). Konduktivita je běžnou součástí chemického rozboru vody, protože umožňuje velice cenný odhad koncentrace iontově rozpuštěných látek a celkové mineralizace daných vod a lze ji tedy použít i jako rychlou a kontinuální kontrolu kvality zkoumané vody.

## **Turbidita**

Turbiditu lze definovat jako pokles průzračnosti dané tekutiny způsobené přítomnými nerozpuštěnými substancemi. Základní jednotkou turbidity je NTU (Nephelometric Turbidity Unit), která nabývá vyšších hodnot s rostoucím zákalem. Turbiditu způsobuje pokles vstupu světla do vodního sloupce. Turbiditu lze tedy považovat za jednu ze základních veličin dokumentující optické atributy vody. Pokud zjišťujeme hodnoty turbidity v blízkosti hladiny daného vodního tělesa, mohou posloužit jako podklad k posouzení intenzity průniku slunečního záření do vody. Turbiditu tak lze považovat za významné kritérium prostupnosti světelné energie nezbytné pro fotosyntetickou asimilaci rostlin (např. řas), pro které je sluneční svit nepostradatelnou entitou pro jejich existenci.

Hodnota turbidity je určena kvantitou a kvalitou světla, které se odráží od nerozpuštěných látek v dané zkoumané kapalině – vzorku. Turbiditu lze také okrajově vztáhnout k interakci mezi predátorem a kořistí, protože vyšší hodnoty turbidity podstatně zkracují vzdálenost potřebnou k rozlišení pro predátora – schopnost zaznamenat svoji kořist, a naopak z hlediska kořisti se včas skrýt. Turbidita tím významně ovlivňuje fungování společenstva daného habitatu (Chiu a Abrahams, 2010).

### 3. CHARAKTERISTIKA LOKALIT A POPIS RYBNÍKŮ

#### 3.1. Charakteristika z lokalit

Pro zpracování zadaného tématu diplomové práce byly vybrány dvě oblasti, z nichž první charakterizuje konvenční obhospodařování. To je založené na tradičním chovu ryb s využitím přirozené potravy a následném příkrmování obilovinami. Jako vhodní zástupci tohoto typu obhospodařování byly vybrány rybníky Skaličný a Pančár ve správě rybníkářství Blatenská ryba, spol. s.r.o. Tato společnost hospodaří téměř na 1 600 hektarech rybníků rozkládajících se na Strakonicku, Písecku a Příbramsku. Roční produkce ryb se pohybuje na úrovni 850 t konzumních ryb s dominancí kapra obecného a se zastoupením dalších hospodářsky významných druhů ryb, jako jsou lín obecný, štika obecná, amur bílý, sumec velký a mnohé další ([www.blatenskaryba.cz](http://www.blatenskaryba.cz)).

Druhá oblast se nachází v regionu Waldviertel v Rakousku. Rybníční hospodaření, ve kterém též dominuje produkce kapra, dodržuje zásady organické produkce ryb a je téměř soběstačné s nízkou potřebou externích vstupů – v případě nutnosti lze provést příkrmování, ale pouze certifikovanými organickými krmivami a s povinností vést pro tyto případy potřebnou dokumentaci (Gracík, 2015). Tomuto trendu významně přispívá i fakt, že v tomto regionu je většina zemědělců orientována na organické hospodaření (Obr. 1) – tzn. především organické chovy zvířat a šetrné obhospodařování krajiny (použití výhradně organických hnojiv, komodit zabraňujících erozi půd apod.).



Obr.1: Jedna z Bio farem v obci Gebharts, Rakousko,  
*foto Bc. J. Gracík, 8. 7. 2016*

Pro vyhodnocení efektu organického chovu byly vybrány rybníky Haslauerteich a Gebhartsteich, z nichž prvně zmíněný je ve správě společnosti ARGE Biofisch – Rakousko, která zastřešuje konsorcium více jak 20 rakouských chovatelů organických ryb v oblasti Waldviertel – Dolního a Horního Rakouska, kdežto druhý jmenovaný je ve správě hrabství Kinských, které též úzce spolupracuje se společností ARGE Biofisch. Tato společnost prodává odchované ryby přímým způsobem na rakouských trzích – pod známým označením „Waldviertel Karpfen“ (www.biofisch.at).



### 3.2. Popis rybníka SKALIČNÝ

Rybník Skaličný (Obr. 2 a 3) se nachází mezi obcemi Křešice a Malčice vpravo od dálnice D4 na Prahu, územně patří k obci Předotice v Jihočeském kraji v okrese Písek v nadmořské výšce 474 m n. m. Celková výměra rybníka je 21,45 ha s průměrnou hloubkou 1,1 m, která se postupně svažuje až k nejhlubšímu místu – u výpustě 2,8 m. Kolem celého obvodu rybníka se nalézá písek prorostlý travami, který pokrývá značnou břehovou linii a též převažuje na dně v písčitých sedimentech litorálu. Dno je mírně se svažující, spíše tvrdé s občasnými výtluky na dně od vysazených ryb. Litorálu dominuje rákos obecný (*Phragmites australis*), který pokrývá 4% vodní plochy. Rybník je obhospodařován jednohorkovým způsobem a slouží převážně pro chov tržní ryby – kapra obecného – pravidelně příkrmovaného obilovinami, převážně pšenicí (Po, St, Pá), a loveného vždy na podzim. Pro rok 2016 činila obsádka 15095 ks K3 lysce o průměrné hmotnosti 0,68 kg v polykultuře s 250 ks 50 kg Š1, což odpovídalo 483 kg·ha<sup>-1</sup> nasazených ryb (Hlaváč, 2016).



Obr. 2: Rybník Skaličný – od přítoku  
foto Bc. J. Gracík, 27. 4. 2016



Obr. 3: Rybník Skaličný – od výpusti  
foto Bc. J. Gracík, 27. 4. 2016

Přítoková stoka do rybníka Skaličný měla v době vzorkování v místě umístění vzorkovače průměrnou hodnotu šířky toku  $62,0 \pm 20,8$  cm s nízkým průtokem vody ( $0,1 \pm 0,2$  l·s<sup>-1</sup>). Na odtokové stoce z rybníka Skaličný dosahovala průměrná hodnota šířky odtoku  $107,0 \pm 4,5$  cm při výsledné hodnotě průtoku vody z tohoto rybníka nejnižší ze všech hodnocených profilů (odtoků) daných rybníků ( $0,03 \pm 0,01$  l·s<sup>-1</sup>). Pro jalovák jakožto odtok hodní vody z daného rybníka činila hodnota šířky toku  $80,0 \pm 23,5$  cm a průtok vody byl poměrně vysoký ( $0,5 \pm 0,9$  l·s<sup>-1</sup>) – druhý nejvyšší ze všech odtoků sledovaných rybníků. Hloubka vody na sledovaných profilech rybníka Skaličný se pohybovala v rozmezí od  $12,4 \pm 6,5$  cm (jalovák), respektive  $19,6 \pm 1,7$  cm (odtok), až po  $30,4 \pm 11,6$  cm (přítok).

### **Umístění umělého substrátu na přítoku rybníka SKALIČNÝ:**

GPS (49°22' 34.890"N, 14°3' 8.893"E)

Odběrové místo se nacházelo na přítoku do již zmíněného rybníka – zhruba 26 m od mostku obslužné komunikace u D4 (Obr. 4). Koryto přítoku, místně nazývané „Podolský potok“, je přímé s pomalým laminárním prouděním (Obr. 6). Převládajícím substrátem je písek s lokálními organickými sedimenty na betonovém zpevnění koryta. Příbřežní linie je tvořena typickými druhy rybníčních litorálních porostů (Obr. 5), především chřastice rákosovité (*Phalaris arundinacea*).



Obr. 4: Detailní vyobrazení polohy umístění umělého substrátu (zdroj: [www.mapy.cz](http://www.mapy.cz))





Obr. 5: Umístění substrátu na přítoku  
foto Bc. J. Gracík, 27. 4. 2016



Obr. 6: Přítoková stoka ústící do rybníka  
foto Bc. J. Gracík, 27. 4. 2016

**Umístění umělých substrátů na odtoku a „jalovák“ rybníka SKALIČNÝ:**

GPS (49°22' 48.796"N, 14°40' . 572"E) a GPS (49°22' 48.799"N, 14°40' . 578"E)

Odběrová místa se nalézala na odtoku z již zmíněného rybníka Skaličný – zhruba 5 m pod úrovní koruny hráze výpusti rybníka v těsné blízkosti chatové oblasti – zde vyústí odtok a dále tzv. „jalovák“, který odebírá horní vodu z rybníka a vlévá se následně po proudu (cca po 10 m) do odtokové stoky – Jesenického potoka (Obr. 7). Koryto odtoku je členité s četnými tůňkami a přepady tvořené velkými kameny, v němž převládá pomalé laminární proudění (Obr. 8), kdežto v korytě „jalováku“ dominuje spíše turbulentní proudění. Převažujícím substrátem je na odtoku vydatný bahnitý sediment, zatímco v korytě „jalováku“ převládá písčito – bahnitý sediment, ve kterém se objevují ve dně zakořeněná vodní makrofyta (Obr. 9).



Obr. 7: Detailní vyobrazení poloh umístění umělých substrátů (zdroj: [www.mapy.cz](http://www.mapy.cz))



Obr. 8: Umístění substrátu na odtoku  
*foto Bc. J. Gracík, 27. 4. 2016*



Obr. 9: Umístění substrátu na „jalováku“  
*foto Bc. J. Gracík, 27. 4. 2016*

### 3.3. Popis rybníka PANČÁR

Rybník Pančár (Obr. 10 a 11) je umístěný v blízkosti obce Radobytce na levé straně od dálnice D4 na Prahu, územně patří k obci Mírotice v Jihočeském kraji – v okrese Písek v nadmořské výšce 441 m n. m. Celková výměra rybníka je 34,33 ha s průměrnou hloubkou 1,0 m, která se pozvolna svažuje až k nejhlubšímu místu – u výpustě 3,4 m. Jedná se o velice písčité rybník, kde se písčité podklad prolíná i do břehové linie a měkké sedimenty se zde nacházejí pouze v místě loviště a jeho blízkého okolí. Dno rybníka je spíše rovinaté, až ploché, pouze v blízkosti výpusti postupně klesá. Dominantu litorálu tvoří orobinec širokolistý (*Typha latifolia*) – vyskytující se pouze na 2 % vodní plochy. Tento rybník je stejně jako rybník Skaličný obhospodařován jednohorkovým způsobem hospodaření a slouží pro odchov tržní ryby – kapra obecného – pravidelně přikrmovaného obilovinami – většinou pšenicí (Po, St, Pá) doplněné (v době odlovů) o krmnou směs KP glycidového typu pro rychlejší vyláchnění ryb. Rybník je loven každoročně na podzim. Pro rok 2016 činila obsádka 16 900 ks K3 šupináče a 0,75 kg, což odpovídalo 371 kg·ha<sup>-1</sup> nasazených ryb (Hlaváč, 2016).



Obr. 10: Rybník Pančár – od výpusti  
foto Bc. J. Gracík, 27. 4. 2016



Obr. 11: Rybník Pančár – od přítoku  
foto Bc. J. Gracík, 27. 4. 2016



Přítoková stoka do rybníka Pančár měla v profilu umístění vzorkovače průměrnou hodnotu šířky toku  $162,0 \pm 46,2$  cm s nízkým průtokem vody ( $0,07 \pm 0,06 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$ ), zatímco odtoková stoka z daného rybníka měla průměrnou hodnotu šířky toku  $164,6 \pm 25,2$  cm a výsledná hodnota odtoku vody z tohoto rybníka ( $0,4 \pm 0,8 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$ ) byla oproti přítoku výrazně větší než na ostatních profilech sledovaných rybníků. Hloubka vody se pohybovala v rozmezí od  $27,6 \pm 12,6$  cm (odtok) do  $29,6 \pm 15,3$  cm (přítok).

### **Umístění umělého substrátu na přítoku rybníka PANČÁR:**

GPS ( $49^{\circ}24' 23.519''\text{N}$ ,  $14^{\circ}1' 19.182''\text{E}$ )

Odběrové místo se nacházelo na přítoku do již popsaného rybníka Pančár – zhruba 10 m od obecní komunikace, která spojuje obce Radobytce a Bořice (Obr. 12). Koryto přítoku, nazývané místně „Jarotický potok“, je mělké s přímým a pomalým laminárním prouděním (Obr. 13). Břehy koryta jsou mírně se svažující. Převládajícím substrátem je bahňito – písčité sediment na četné kamenné výstelce koryta. Příbřežní linie jsou porostlé typickými rybníční litorální druhy, hlavně chrastice rákosovitá (Obr. 14).



Obr. 12: Detailní vyobrazení polohy umístění umělého substrátu (zdroj: [www.mapy.cz](http://www.mapy.cz))



Obr. 13: Umístění substrátu na přítoku  
*foto Bc. J. Gracík, 27. 4. 2016*



Obr. 14: Přítoková stoka ústící do rybníka  
*foto Bc. J. Gracík, 27. 4. 2016*

### **Umístění umělého substrátu na odtoku rybníka PANČÁR:**

GPS (49°24' 32.592"N, 14°1' 52.978"E)

Odběrové místo se nacházelo na odtoku z již zmíněného rybníka Pančár – zhruba 10 m pod úrovní mohutné koruny hráze výpusti rybníka, kde odtok vytéká z vybudovaného betonového loviště pod hrází a dále ústícího korytem spolu (asi po 110 m po proudu od paty hráze) se Strážovickým potokem do Lučního potoka v dohledné vzdálenosti na obec Radobytce (Obr. 15). Koryto odtoku je zcela napřímené s lehce se svažujícími břehy a převládajícím pozvolným laminárním prouděním. Příbřežní partie jsou zpravidla porostlé trvalými porosty a též je zde možno nalézt typické zástupce rybníčních litorálních porostů (Obr. 16). Dominujícím substrátem je na odtoku mocný bahnitý sediment na betonových kvádrech, ve kterých se jen zřídka vyskytují ve dně zakořeněné vodní makrofyty – převážně dále po proudu, kde postupně mizí betonové zpevnění dna (Obr. 17). Kvůli zpevňujícím betonovým profilům byla instalace vzorkovače poměrně problematická a úspěšná pouze v blízkosti břehů.



Obr. 15: Detailní vyobrazení polohy umístění umělého substrátu (zdroj: www.mapy.cz)



Obr. 16: Umístění substrátu na odtoku  
*foto Bc. J. Gracík, 27. 4. 2016*



Obr. 17: Odtoková stoka pod hrází rybníka  
*foto Bc. J. Gracík, 27. 4. 2016*



### 3.4. Popis rybníka GEBHARTSTEICH

Rybník Gebhartsteich (Obr. 18 a 19) se nalézá v dohledné vzdálenosti od obce Gebharts v oblasti Waldviertel – Dolní Rakousy v nadmořské výšce 548 m n. m. Celková výměra rybníka je 57 ha s průměrnou hloubkou 1,7 m, která se dále svažuje směrem k výpusti až na hloubku 3,4 m. Tento rybník je částečně napájen (jedním ze dvou hlavních přítoků) z rybníka Haslauerteich. Jedná se o rybník vesměs s písčítým podložím, kde sediment je spíše na otevřené vodě než v oblasti litorálu, břehové linie jsou převážně písčito – bahnitě až jílovité. Litorálu dominuje rákos obecný a orobinec širokolistý. Litorální porosty tvoří 7 % vodní plochy. Tento rybník je obhospodařován jednohorkovým způsobem a slouží pro chov tržní ryby (kapra obecného především na přirozené potravě a s příkrmováním organickými krmivy) lovené vždy na podzim. Pro rok 2016 obsádka kapra činila 1518 ks a 0,56 kg K2, dále 10 335 ks a 1,13 kg K3 spolu v polykultuře s línem 3457 ks a 0,3 kg, což odpovídalo 238 kg·ha<sup>-1</sup> nasazených ryb (Bauer, 2016).



Obr. 18: Rybník Gebhartsteich – přístup  
*foto Bc. J. Gracík, 26. 4. 2016*



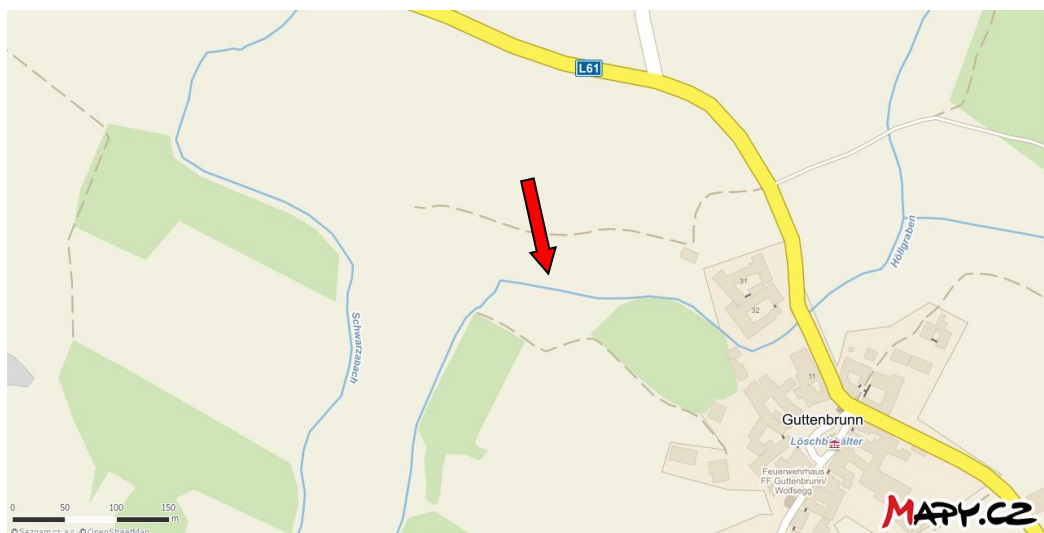
Obr. 19: Rybník Gebhartsteich – zázemí  
*foto Bc. J. Gracík, 26. 4. 2016*

Přítoková stoka do rybníka Gebhartsteich měla v průběhu vzorkování v místě umístění vzorkovače průměrnou šířku  $169,0 \pm 5,5$  cm s relativně dobrým průtokem vody ( $0,46 \pm 0,7 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$ ) a odtoková stoka z daného rybníka měla průměrnou šířku  $173,0 \pm 15,7$  cm. Výsledná hodnota průtoku vody z rybníka ( $0,45 \pm 0,7 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$ ) byla spolu s hodnotou průtoku vody na přítoku nejvyrovnanější a zároveň nejvyšší (mimo jalovák napájený horní vodou z rybníka Skaličný) ze všech profilů sledovaných rybníků. Hloubka vody se pohybovala v rozmezí od  $19,0 \pm 2,9$  cm (odtok) až po  $36,6 \pm 4,8$  cm (přítok).

### **Umístění umělého substrátu na přítoku rybníka Gebhartsteich:**

GPS ( $48^\circ 48' 53.138''\text{N}$ ,  $15^\circ 8' 34.776''\text{E}$ )

Odběrové místo se nacházelo na přítoku do rybníka Gebhartsteich v bezprostřední blízkosti obce Guttenbrunn asi 250 m od nejbližšího stavení, dostupné po polní cestě a následně přes louku až k přítokové stoce, zvané potok Höllgraben (Obr. 20). Koryto přítoku je spíše mělké s přímým velice pomalým laminárním prouděním (Obr. 21). Břehy koryta jsou značně svažité a převládajícím substrátem je zde písčito – bahnitý sediment v přírodním korytu bez betonových či kamenných plat. Příbřežní linie jsou zarostlé trvalými porosty, které významně zakrývají hladinu přítokové stoky. Lze zde také nalézt hojné porosty příbřežních makrofyt (Obr. 22).



Obr. 20: Detailní vyobrazení polohy umístění umělého substrátu (zdroj: [www.mapy.cz](http://www.mapy.cz))





Obr. 21: Umístění substrátu na přítoku  
foto Bc. J. Gracík, 26. 4. 2016



Obr. 22: Přítoková stoka vedoucí do rybníka  
foto Bc. J. Gracík, 26. 4. 2016

### **Umístění umělého substrátu na odtoku rybníka Gebhartsteich:**

GPS (48°47' 38.997"N, 15°7' 44.443"E)

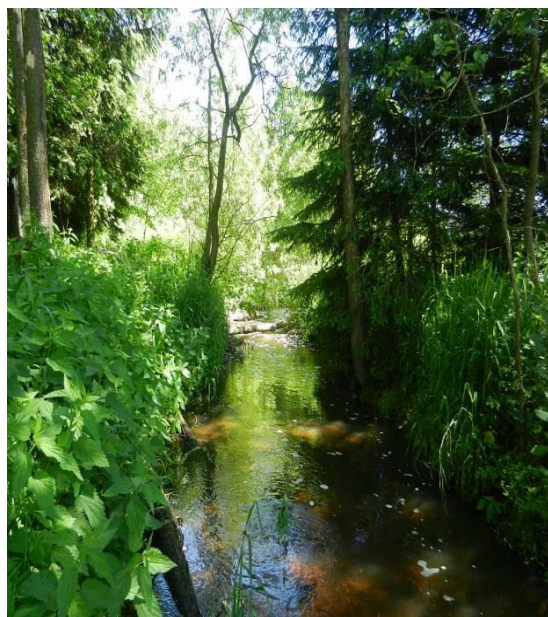
Odběrové místo se nacházelo na odtoku zhruba 350 m od obecní komunikace vedoucí k obci Gebharts, odkud vede obslužná komunikace na hrázné těleso rybníka, kde asi 110 m od paty mocné koruny hráze výpusti rybníka vytéká jako obtoková strouha sedimentační nádrže a pokračuje jako potok zvaný Schwarzbach (Obr. 23). Koryto odtoku je značně členité s mnoha tůněmi a přírodními přepady z kamenů, ke kterým přiléhají bez svažitosti břehové linie, a převládá zde středně rychlé laminární proudění. Příbřežní partie jsou zpravidla porostlé trvalými porosty a též je zde možno nalézt bujnou vegetaci porostů příbřežních makrofyt (Obr. 24). Dominujícím substrátem je na této lokalitě písčítý – jemně šterkovitý substrát s vodními makrofyty, převážně ale dále po proudu (Obr. 25).



Obr. 23: Detailní vyobrazení polohy umístění umělého substrátu (zdroj: [www.mapy.cz](http://www.mapy.cz))



Obr. 24: Umístění substrátu na odtoku  
*foto Bc. J. Gracík, 26. 4. 2016*



Obr. 25: Odtoková stoka od hráze rybníka  
*foto Bc. J. Gracík, 8. 6. 2016*



### 3.5. Popis rybníka HASLAUERTEICH

Rybník Haslauerteich (Obr. 26 a 27) se rozprostírá v těsné blízkosti obce Haslau v nadmořské výšce 570 m n. m. Celková výměra rybníka je 48,45 ha s průměrnou hloubkou 1,4 m, která dále klesá směrem k výpusti až k hloubce 3,7 m. Tento rybník je taktéž součástí soustavy organických rybníků v této oblasti a částečně napájí (jedním ze dvou hlavních přítoků) rybník Gebhartsteich. Jedná se o rybník s písčítým až kamenitým – štěrkovým podložím. Sediment je spíše na otevřené vodě než v oblasti litorálu. Břehové linie jsou převážně písčito – kamenité. Litorálu dominuje porost rákosu obecného vyskytujícím se na 5 % vodní plochy. Pro rok 2016 obsádka ryb činila 9 223 ks a 0,43 kg K2, dále 2 658 ks a 1,55 kg K3 v polykultuře s línem 2 759 ks a 0,23 kg, včetně 25 kg síhů, dále dravce a to štika 729 ks a 0,35 kg Š1, candáta 107 ks a 0,25 kg Ca2 a candáta 41 ks a 1,15 kg Ca3, což odpovídalo 187 kg·ha<sup>-1</sup> nasazených ryb (Mössmer, 2016).



Obr. 26: Rybník Haslauerteich – od výpusti  
*foto Bc. J. Gracík, 26. 4. 2016*



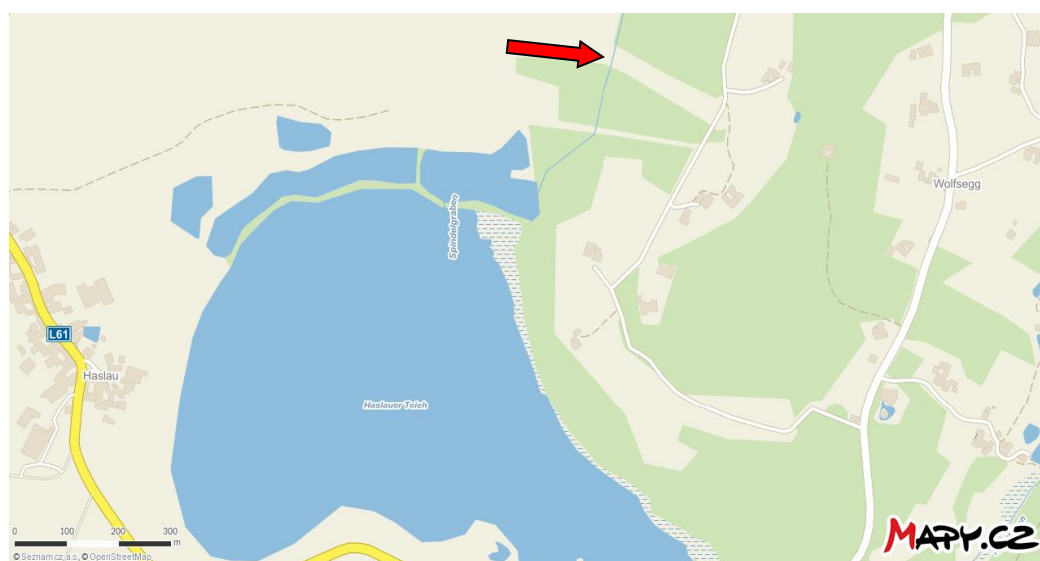
Obr. 27: Rybník Haslauerteich – protější břeh  
*foto Bc. J. Gracík, 26. 4. 2016*

Přítoková stoka do rybníka Haslauerteich měla v průběhu vzorkování v místě umístění vzorkovače průměrnou šířku  $120,0 \pm 6,1$  cm s velmi nízkým průtokem ( $0,05 \pm 0,06 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$ ) a odtoková stoka z daného rybníka měla průměrnou šířku  $99,0 \pm 52,7$  cm s průměrným průtokem  $0,09 \pm 0,14 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$ . Ta byla stejně jako přítok nejnižší (mimo odtoku z rybníku Skaličný) ze všech profilů přítokových a odtokových stok sledovaných rybníků. Průměrná hloubka vody se pohybovala v rozmezí od  $16,6 \pm 7,9$  cm (odtok) až po  $17,2 \pm 6,7$  cm (přítok).

### **Umístění umělého substrátu na přítoku rybníka Haslauerteich:**

GPS ( $48^\circ 49' 37.766''\text{N}$ ,  $15^\circ 8' 21.858''\text{E}$ )

Odběrové místo se nacházelo na přítoku do rybníka Haslauerteich ve vzdálenosti asi 1,2 km od obce Haslau, dostupné po polní cestě vedoucí okolo rybníka na potoce Spindelgraben (Obr. 28). Koryto přítoku je zde zcela rovné, velice mělké s přímým velice pomalým laminárním prouděním (Obr. 29). Velká část (až cca 90 %) průtočného profilu přítoku je zarostlá hvězdošem (*Callitriche sp.*). Břehy koryta jsou značně svažité. Převažujícím substrátem je zde bohatý bahnitý sediment v přírodním korytu. Příbřežní linie jsou opět značně zarostlé trvalým porostem a významně zakrývají danou přítokovou stoku. Litorální porosty zde lze nalézt spíše výjimečně kvůli nedostatku vody v korytě (Obr. 30).



Obr. 28: Detailní vyobrazení polohy umístění umělého substrátu (zdroj: [www.mapy.cz](http://www.mapy.cz))



Obr. 29: Umístění substrátu na přítoku  
foto Bc. J. Gracík, 26. 4. 2016



Obr. 30: Přítoková stoka vedoucí do rybníka  
foto Bc. J. Gracík, 26. 4. 2016

### **Umístění umělého substrátu na odtoku rybníka Haslauerteich:**

GPS (48°49'. 02727" N, 15°8'. 36957" E)

Odběrové místo se nalézalo na odtoku z rybníka Haslauerteich – zhruba 10 m pod úrovní masivní hráze výpusti, přes kterou vede obecní komunikace, která je v tomto místě zhruba v polovině cesty spojující obce Haslau a Guttenbrunn (Obr. 31). Odtoková stoka – potok Schwarzbach – je jedním ze dvou hlavních přítoků rybníka Gebhartsteich (spolu s potokem Höllgraben). Koryto odtoku je značně členité s mnoha balvany, malými tůněmi, přírodními přepady z kamenů a zátočinami, ke kterým přiléhají bez větší svažitosti nízké břehové linie. Proudění je zde mírné laminární a příbřežní partie jsou zpravidla porostlé trvalými porosty a též již vzrostlými dřevinami (olše lepkavá, *Alnus glutinosa*), lemujícími břehové partie (Obr. 33). Dominujícím substrátem je na této lokalitě kamenito – štěrkovitý substrát bez přítomnosti vodních makrofyt (Obr. 32). Umístění substrátů bylo poněkud komplikované v důsledku kamenitého dna.





Obr. 31: Detailní vyobrazení polohy umístění umělého substrátu (zdroj: www.mapy.cz)



Obr. 32: Umístění substrátu na odtoku  
foto Bc. J. Gracík, 26. 4. 2016



Obr. 33: Odtoková stoka od hráze rybníka  
foto Bc. J. Gracík, 26. 4. 2016

## 4. MATERIÁL A METODIKA

### 4.1. Výběr a následné sestavení umělých substrátů

K odběrům byla zvolena tzv. standardizační kolonizační souprava, která se skládá ze 14 plastových komponentů používaných pro biologickou filtraci. Jednotlivé prvky této soupravy tvoří dvoudílnou jednotku ve tvaru válce. Středová jednotka je obklopena šesti dalšími prvky – dohromady spojenými fixačními páskami z plastu pro potřebnou finální pevnost daného vzorkovače (Obr. 34), nezbytnou při instalaci do dna, a zejména při jeho vyjmutí. Pro snížení ztráty živočichů (po kolonizaci substrátu) především při vytahování vzorkovače z vody byla použita síť z polyamidu s hustotou ok  $10 \cdot \text{cm}^{-2}$  umístěná na spodní části umělého substrátu (ČSN EN ISO 9391). Dále byl vzorkovač opatřen dvěma polohovatelnými (šroubovatelnými) tyčemi (Obr. 35) dlouhými 50 cm (vyrobené z běžně komerčně dostupné závitové tyče 200 cm o průměru 8 mm), které byly nezbytné pro fixaci daného umělého substrátu a následně též velice dobře posloužily jako „vodící prvky“ při následném hledání vzorkovače po měsíčním intervalu odběru vzorků.



Obr. 34: Sestavený a zpevněný umělý substrát  
*foto Bc. J. Gracík, 10. 3. 2016*



Obr. 35: Polohovatelné tyče (v obou směrech)  
*foto Bc. J. Gracík, 16. 3. 2016*

## 4.2. Umístění vzorkovače ve vodním toku

Umístění jednotlivých vzorkovačů na vybraných lokalitách bylo provedeno v souladu s ČSN EN ISO 9391. Důraz byl soustředěn na samotnou instalaci jednotlivých umělých substrátů do vodního prostředí tak, aby instalovaný vzorkovač byl zcela ponořen ve vodě a zároveň dostatečně vzdálen od břehové linie z důvodu eliminace míry pravděpodobnosti poškození cizím subjektem a stejně tak chráněn proti případnému vynoření vzorkovače z vody při poklesu hladiny (Obr. 36), což by následně vedlo ke kontaminaci cizorodým materiálem. Samotná instalace umělých substrátů byla spojena s problémy bezpečného ukotvení do dna konkrétního odběrového místa, kde se až na výjimky (odběrová místa rybníka Skaličný) nacházela betonová či kamenná plata nebo naopak šterková či kamenná pokrývka dna, což mnohdy znemožňovalo ukotvení vzorkovače, a tak jedinou možností bylo nalézt spáru či skulinu v již zmíněném betonovém či kamenném pokryvu dna. Celkem bylo instalováno 10 vzorkovačů, přičemž nalezen nebyl pouze jeden umělý substrát (na přítoku do rybníka Skaličný). Ten byl nejpravděpodobněji stržen velkou vodou v době extrémních srážek v měsíci květnu 2016 a tak byl dne 9. 6. 2016 (při dalším termínu odběru vzorků) nahrazen vzorkovačem ze stejnojmenné lokality – původně instalovaným na společném odtoku výpusti a jalováku rybníka Skaličný.



Obr. 36: Ponořený vzorkovač (odtok z rybníka Gebhartsteich)  
*foto Bc. J. Gracík, 9. 6. 2016*



### 4.3. Odběr a konzervace odebraných vzorků

Instalované umělé substráty byly ponechány na daných lokalitách po celou dobu vzorkování a kontrolovány každé 4 týdny, a to z důvodu nutné kolonizace (osídlení vzorkovače) bentickými organismy a dále z hlediska posouzení kvality vody (měřené parametry). Ve stejné časové periodě (tzn. v měsíčních intervalech) probíhaly i samotné odběry vzorků – a to v rámci vegetační sezóny roku 2016. Celková doba expozice vzorkovačů byla směřována do již zmíněné sezóny – duben až září 2016, kde sumární počet provedených odběrů vzorků (nepočítaje samotné nasazení umělých substrátů na odběrová místa konaný ve dnech 26. 4. – 27. 4. 2016) byl čtyři, a to konkrétně v termínech 8. 6. – 9. 6. 2016, dále potom 7. 7. – 8. 7. 2016, následně 10. 8. – 11. 8. 2016 a poslední ve dnech 12. 9. – 13. 9. 2016.

Samotné vytažení vzorkovačů z vody bylo prováděno opět dle metodiky ČSN ISO 9391, po uplynutí měsíční expozice se vzorkovače z daných odběrných míst opatrně a pokud možno bez zbytečných průtahů (možný únik a následná ztráta organismů) vytáhly a to takovým způsobem, že síťka na makrozoobentos s kovovým rámem s velikostí ok 500  $\mu\text{m}$  se nejprve ponořila po proudu vody za daný vzorkovač, aby se při jeho následném vytažení podsunula co nejvíce pod jeho spodní základnu (Obr. 37), a tak se co nejvíce eliminovala případná ztráta organismů. Dále se takto vyjmutý vzorkovač umístil na kovové síto s velikostí ok 500  $\mu\text{m}$  (obr. 38), a pomocí stříčky s 4% roztokem formaldehydu se prvotně ošetřil obsah vzorkovače (nutné k uvolnění obtížně přichycených živočichů – především pijavic) a následně byl promyt proudem vody (Obr. 39) pomocí zahradní konve (10 l) a to opakovaně až do doby, než se podařilo veškeré organismy vyplavit.



Obr. 37: Síť na bentos



Obr. 38: Síto na bentos



Obr. 39: Promývání vzorků

*veškeré foto Bc. J. Gracík, 11. 8. 2016*

Poté byl obsah vzorkovače doplněn o zachycený materiál v síťce a mohlo se přejít k dalšímu kroku, a to důkladnému promytí obsahu vzorkovače v 500  $\mu$  sítu na bentos, a to krouživými pohyby částečně ponořeného síta ve vodě s cílem co možná nejlépe daný vzorek zbavit drobných nečistot (Obr. 40). Poté následovalo přemístění finálně vymytého vzorku spolu s malým objemem vody do připravené pevně uzavíratelné nádoby z plastu o objemu 2 l. Posléze byla provedena konzervace odebraného vzorku pomocí 4% roztoku formaldehydu dle metodiky konzervace vzorků a manipulace s nimi (ČSN EN ISO 5667 – 3). Příslušná nádoba byla pečlivě nesmazatelně označena dle místa a data odběru (Obr. 41) a následně po skončení odběru všech vzorků spolu s dalšími dopravena ke zpracování vzorku do hydrobiologické laboratoře (FROV JU).



Obr. 40: Finálně vymytý vzorek  
foto Bc. J. Gracík, 11. 8. 2016



Obr. 41: Nádoba s odebraným vzorkem  
foto Bc. J. Gracík, 10. 8. 2016

#### 4.4. *In situ* monitoring základních parametrů vodního prostředí

Základní parametry vodního prostředí byly monitorovány *in situ* taktéž v měsíčních intervalech (včetně termínu instalace umělých substrátů) na stejných lokalitách jako již detailně popsaná odběrná místa na přítocích a odtocích daných rybníků (celkem tedy pětkrát). Mezi měřené parametry vodního prostředí patřily – teplota, koncentrace a nasycení vody kyslíkem, hodnota pH, konduktivita, hodnota turbidity a rychlost proudění vody. Dále byla měřena hloubka vody v místě umístění vzorkovače a šířka toku (standartní svinovací pásmo 3 m). Jednotlivé naměřené hodnoty jsou detailně rozepsány v další kapitole (5. Výsledky) této práce. Veškeré zjištěné hodnoty

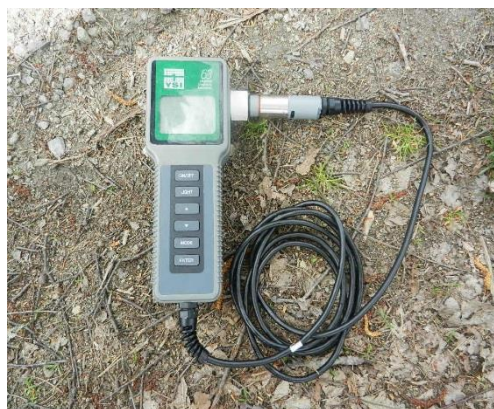


základních parametrů vodního prostředí byly změřeny certifikovanými a pravidelně kalibrovanými měřicími přístroji: (viz přehled)

- ✚ Teplota vody ( $^{\circ}\text{C}$ ) a koncentrace kyslíku ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ) včetně nasycení (%) pomocí multimetru YSI ProODO (YSI Inc./Xylem Inc, USA) – (obr. 42)
- ✚ Hodnota pH pomocí pH metru YSI 63 meter (YSI Inc./Xylem Inc, USA) – (obr. 43)
- ✚ Konduktivita ( $\text{mS}\cdot\text{m}^{-1}$ ) pomocí ECTestr 11+ (Eutech Instruments Ltd, Singapore) – (obr. 44)
- ✚ Turbidita (NTU) pomocí turbidimetru WTW 430T (WTW, Germany) – (obr. 45)
- ✚ Rychlost proudění vody ( $\text{s}\cdot\text{m}^{-1}$ ) pomocí MiniAir 20, Schilknecht Messtechnik AG (Gossau, Switzerland) – (obr. 46)



Obr. 42: Mutimetr YSI ProODO



Obr. 43: pH metr YSI 63 meter



Obr. 44: ECTestr 11+



Obr. 45: Turbidimetr WTW 430 T  
veškeré foto Bc. J. Gracík, 27.4 2016



Obr. 46: Rp – MiniAir 20

## 4.5. Zpracování odebraných vzorků v laboratoři

Veškeré odebrané vzorky byly zpracovány v laboratoři aplikované hydrobiologie ústavu akvakultury a ochrany vod FROV JU v Českých Budějovicích. Samotný proces vyhodnocení odebraných vzorků z jednotlivých lokalit bylo nutné rozčlenit do několika fází tak, aby jednotlivé úseky na sebe navazovaly a nedocházelo ke zbytečným časovým průtahům – časová náročnost, využití a přístup do laboratoře apod.

V první řadě bylo nutné včas (obvykle 1–2 dny předem) naředit odebrané vzorky vodou, a tak co nejvíce eliminovat účinky konzervačního roztoku (4% formaldehyd) – zdraví škodlivé výpary. Po naředění a následném slítí již nepotřebné směsi konzervačního roztoku a vody (k tomu určený zachytňový barel 50 l) následovalo přemístění vzorku do laboratorního síta s velikostí ok 500  $\mu\text{m}$  a znovu důkladné propláchnutí daného vzorku vodou. Vše bylo nutné důkladně a obezřetně promíchat tak, aby došlo k promytí celého obsahu a zároveň k minimálnímu poškození či ztrátě organismů nacházejících se v daném zkoumaném vzorku.

Takto promytý vzorek byl umístěn na bílou fotografickou misku a opět doplněn čistou vodou zhruba do poloviny objemu této nádoby (zabezpečení dobré průhlednosti). Ke zdárnému průběhu prvotního zpracování odebraných vzorků bylo nutné si připravit ještě další vybavení – tzn. zvětšovací techniku s osvětlením (stolní lupa se zvětšením 5 $\times$ ), pinzetu, nádobu na hrubé nečistoty, stříčku se 4% formaldehydem (konzervace vytřídných organismů), plastové vědro 10 l (na slítí již přebraných vzorků) a plastovou nádobku se šroubovacím uzávěrem o objemu 150 ml (k uložení již vytřídných živočichů k pozdější determinaci).

Další etapou bylo samotné přebrání vzorku s jasným záměrem – nalézt veškeré organismy, které se podařilo zachytit v daném vzorkovači, respektive v odebraném vzorku (obr. 47). Samotný proces vybírání živočichů byl prováděn pomocí pinzety za nezbytného zvětšení obrazu pomocí již zmíněné stolní lupy. Jednotliví vytřídnění živočichové byli následně vloženi do plastové nádobky (k pozdější determinaci) s 4% formaldehydem – nutná konzervace odebraných organismů (Obr. 49). Po skončení

vytřídění všech vzorků z daného odběru byly plastové nádoby řádně popsány a uloženy do depozitáře FROV JU k následné determinaci (Obr. 50). Celkem bylo takto vytříděno 36 vzorků.

Nalezení živočichové byli především zástupci makrozoobentosu – mezi ty nejvíce zastoupené z odebraných vzorků patřili: beruškovití (Asellidae), pakomárovití (Chironomidae), pijavice (Hirudinea), plži (Gastropoda), mlži (Bivalvia), máloštětinatci (Oligochaeta), chrostíci (Trichoptera), jepice (Ephemeroptera), ale nebyli výjimkou ani zástupci dvoukřídlého hmyzu (Diptera), kteří na některých odběrných místech i dominovali (Obr. 48) nebo brouků (Coleoptera) a někteří ostatní.



Obr. 47: Připravený vzorek k vytřídění  
*foto Bc. J. Gracík, 14. 6. 2016*



Obr. 48: Početné kukly muchničků  
*foto Bc. J. Gracík, 10. 8. 2016*



Obr. 49: Detail vytříděných živočichů  
*foto Bc. J. Gracík, 14.6. 2016*



Obr. 50: Vytříděné vzorky k uložení  
*foto Bc. J. Gracík, 15.6 2016*

## 4.6. Determinace

Determinace vytříděných organismů proběhla v laboratoři vedoucího práce s použitím klíčů Hrabě a kol. (1954) a Rozkošný a kol. (1980) obvykle do druhové úrovně.

## 4.7. Zpracování dat

Výsledky získané determinací organismů vytříděných vzorků byly použity pro stanovení saprobního indexu (SI) – (dle Tab. 1–2), který je v Evropě nejrozšířenější technikou hodnocení kvality vod s důrazem na organické znečištění. SI je založen na toleranci jednotlivých indikačních druhů (saprobiontů) ke stupni znečištění vody. Roztřídění jednotlivých taxonů a doplnění hodnot SI do výpočtu bylo provedeno dle ČSN 75 77 16 (Tab. 3). Dále byl použit Shannon – Wienerův index diverzity ( $H'$ ) (Begon a kol., 1990) – který zohledňuje pestrost a vyrovnanost společenstva na základě předpokladu neomezeného množství a přítomnosti všech druhů společenstva v daném vzorku. Zpracování a analýza dat proběhla za použití licencovaného tabulkového editoru MS Excel 2016.

### a) Výpočet saprobního indexu:

$$S = \frac{\sum s \times h}{\sum h}$$

*kde jednotlivé veličiny představují:*

$S$  – saprobní index společenstva,  $s$  – (nověji  $S_i$ ) individuální saprobní index,  $h$  – hojnost druhu

Tab. 1.: Stupnice kvality vod podle ČSN 75 7221

Hodnota SI	Kategorizace kvality vod
0,0 – 1,0	Voda velmi čistá
1,01 – 1,5	Voda čistá
1,51 – 2,0	Voda velmi mírně znečištěná
2,01 – 2,5	Voda mírně znečištěná
2,51 – 3,0	Voda středně znečištěná
3,01 – 3,5	Voda silně znečištěná
3,51 – 4,0	Voda velmi silně znečištěná
více jak 4,0	Voda extrémně znečištěná

Tab. 2.: Stupnice hodnocení čistoty vody podle ČSN 75 7716.

Hodnota SI	Popis členění do jednotlivých skupin
0,0 – 0,5	<b>Xenosaprobita</b> – čistá, neznečištěná voda, s chudým oživením.
0,5 – 1,5	<b>Oligosaprobita</b> – čistá voda, s nepatrnými vstupy organických látek a živin.
1,5 – 2,5	<b>Beta-mezosaprobita</b> – zvýšený přísun organických látek, které nejsou všechny zmineralizovány a využity primární produkcí. Autonomní produkce organických látek je větší než jejich přísun z okolního prostředí (alochtonní). Probíhá zde aerobní rozklad.
2,5 – 3,5	<b>Alfa-mezosaprobita</b> – dále zvýšený přísun organických látek, které nejsou všechny zmineralizovány a využity primární produkcí. Alochtonní a autochtonní přísun organických látek je vyrovnaný. Rozklad dosahuje maximální intenzity a vyskytují se i počátky anaerobního rozkladu.
3,5 – 4,5	<b>Polysaprobita</b> – dále zvýšený přísun organických látek. Běžně zde probíhá i anaerobní rozklad, primární produkce je snižena.



## b) Výpočet Shannon – Wienerova – indexu diverzity

$$H = -\sum_{i=1}^S p_i \ln p_i \quad p_i = \frac{n_i}{N}$$

kde jednotlivé veličiny představují:

$S$  – je celkový počet druhů,  $n_i$  – je počet jedinců  $i$  – tého druhu,  $N$  – celkový počet jedinců.

Teoreticky může index nabývat hodnot od 0 při absolutní dominanci jednoho druhu až do  $\ln S$  při absolutní vyrovnanosti abundancí všech druhů. Obvykle se však pohybuje v rozmezí hodnot od 1,5 až 4,5.

Tab. 3.: Odhadní stupnice hojnosti podle ČSN 75 7716.

Výskyt		Stupeň hojnosti "h"	Braun – Blanquetova stupnice "h"
Slovně	v %		
Ojediněle	pod 1	1	1
Roztroušeně	1 až 3	2	2
Řídce	3 až 10	3	
Hojně	10 až 20	5	3
Velmi hojně	20 až 40	7	4
Hromadně	nad 40	9	5

## c) Statistické výpočty

Pro statistické vyhodnocení byl použit párový Student t – test indikující statisticky významné/nevýznamné rozdíly v průměrech mezi skupinami. Průkaznost byla stanovována na hladině významnosti  $p = 0,05$ .



## 5. VÝSLEDKY

Celkem bylo z odebraných vzorků determinováno 5479 ks živočichů patřících k 109 druhům (Tab. 5). Celkový souhrn determinovaných druhů makrozoobentosu (MZB) je uveden v Příloze č. 2–5. Druhově nejbohatší byly odběrové profily rybníka Skaličný s 61 druhy a druhově nejchudší byl rybník Haslauerteich s 31 druhy. Mezi nejhojnější taxony patřily *Asellus aquaticus* – Malacostraca (celkem 2327 ks/7 lokalitách, Tab. 5 a Příloha č. 2–5), dále *Chironomus annularius* – Chironomidae (celkem 755 ks jedinců/1 lokalitě, Příloha č. 2) a též *Erpobdella octoculata* – Hirudinae (celkem 320 ks jedinců/7 lokalitách, Příloha č. 2–5). V některém z termínů ovšem lokalitě dominovaly i jiné taxony, jako například *Simulium noelleri* (250 ks) – Simuliidae na odtoku rybníka Skaličný dne 10. 8. 2016 (Příloha č. 2) nebo *Psamoryctides albicola* (50 ks) – Oligochaeta na odtoku rybníka Pančár dne 7. 7. 2016 (Příloha č. 3).

Nejvyšší počty jedinců MZB byly uprostřed vegetační sezóny (odběr 7. 7. 2016) na rybníku Skaličný (875 ks) s 38 taxony (příloha č. 2) a na rybníku Gebhartsteich (530 ks) s 18 taxony (příloha č. 4) dne 8. 7. 2016 (odběr), respektive na rybníku Pančár (285 ks) s 22 taxony (příloha č. 3) dne 7. 7. 2016 (odběr). Výjimku tvořil rybník Haslauerteich (373 ks) s 12 taxony (příloha č. 5), kde nejvyšší úhrn odebraného MZB z přítoku a odtoku byl až o měsíc později (odběr 11. 8. 2016).

Tab. 4.: Srovnání zjištěných průměrných hodnot ( $\pm$  SD) počtu taxonů na přítoku (P) a odtoku (O, resp. jalovák (J) Skaličný sledovaných rybníků

Poznámka.: NS =  $p > 0,05$ , \*  $p < 0,05$ ,

Rybník	Počet taxonů			Významnost		
	Přítok	Odtok	Jalovák	P/O	P/J	J/O
Skaličný	6,3 $\pm$ 7,1	8,5 $\pm$ 3,3	22,5 $\pm$ 7,9	NS	*	*
Pančár	8,8 $\pm$ 2,8	17,0 $\pm$ 3,7		*		
Gebhartsteich	8,3 $\pm$ 2,2	12,8 $\pm$ 4,6		NS		
Haslauerteich	8,3 $\pm$ 4,3	7,3 $\pm$ 1,7		NS		

Tab. 5.: Přehled celkové početnosti determinovaných organismů a podíl jednotlivých skupin MZB v jednotlivých datech odběru včetně procentuálního zastoupení na sledovaných profilech daných rybníků.

Druh	Lokalita, datum odběru, celkem za druh a procentuální zastoupení																								Druh Σ				
	Skaličný				Pančár				Gebhartsteich				Haslauerteich																
	9.6.	7.7.	10.8.	12.9.	Σ	%	9.6.	7.7.	10.8.	12.9.	Σ	%	8.6.	8.7.	11.8.	13.9.	Σ	%	8.6.	8.7.	11.8.	13.9.	Σ	%					
Coelenterata					0	0,0					0	0,0	3	10	2		15	0,9	10				10	0,8	25				
Hydrozoa	10				10	0,6					0	0,0	10				10	0,6					0	0,0	20				
Oligochaeta	4	10	4	5	23	1,3	16	50	21	40	127	14,9	6		2	11	19	1,2	29	7	1		37	3,0	206				
Hirudinea	2	44	56	12	114	6,4	6	8	35	33	82	9,6	46	28	63	102	239	14,6	23	35	40	62	160	13,1	595				
Plumatellida				1	1	0,1	1				1	0,1					0	0,0					0	0,0	2				
Gastropoda	5	74	58	84	221	12,5	2	56	34	11	103	12,1	1	1			2	0,1	2	1			3	0,2	329				
Bivalvia					0	0,0	40	26	51	23	140	16,4	62	11	5	30	108	6,6	5	20	13	7	45	3,7	293				
Malacostraca		19	38	50	107	6,1	12	83	90	87	272	31,9	36	450	300	274	1060	64,6	257	228	302	101	888	72,9	2327				
Ephemeroptera	1	26	12	1	40	2,3			4	2	6	0,7		3	9		12	0,7	4				4	0,3	62				
Plecoptera					0	0,0				1	1	0,1					0	0,0					0	0,0	1				
Trichoptera		4	5	6	15	0,8	2	2		3	7	0,8	3	1			4	0,2	2			1	3	0,2	29				
Megaloptera		1			1	0,1					0	0,0				4	4	0,2		3	14	8	25	2,1	30				
Coleoptera	3		2	1	6	0,3	1		2	12	15	1,8		2	1		3	0,2		10			10	0,8	34				
Odonata		12	7	22	41	2,3					0	0,0		1	8	6	15	0,9					0	0,0	56				
Heteroptera		5	3	3	11	0,6		22		1	23	2,7		4			4	0,2		2	3	4	9	0,7	47				
Chironomidae	11	631	187	34	863	48,8	6	26	5	1	38	4,5	84	3	26	5	118	7,2	15	1			16	1,3	1035				
Simuliidae	1	41	253		295	16,7			8		8	0,9	2	16	10		28	1,7		8			8	0,7	339				
ostatní Diptera	1	1	11		13	0,7		3	2	15	20	2,3					0	0,0					0	0,0	33				
Hemiptera		7			7	0,4		9			9	1,1					0	0,0					0	0,0	16				
Za dané odběry	38	875	636	219	Σ	%	86	285	252	229	Σ	%	253	530	426	432	Σ	%	347	315	373	183	Σ	%					
Za daný rybník	1768				852				1641				1218																
Počet celkem 5479 ks																													

Vypočtené hodnoty saprobního indexu (SI) a Shannon – Wienerova indexu diverzity ( $H'$ ) jsou přehledně zpracovány v části (9. Přílohy) této práce (Příloha č. 2–9), respektive srovnání zjištěných průměrných hodnot (SI a  $H'$ ) včetně statistické významnosti v Tabulce č. 6.

Tab. 6: Srovnání zjištěných průměrných hodnot ( $\pm$  SD) saprobního indexu (SI) a Shannon–Wienerova indexu diverzity ( $H'$ ) na přítoku (P) a odtoku (O, resp. jalováku (J) Skaličný) sledovaných rybníků

Poznámka.: NS =  $p > 0,05$ , \*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$

Rybník	Saprobní index (SI)						Shannon-Wiener index ( $H'$ )					
	Přítok	Odtok	Jalovák	Významnost			Přítok	Odtok	Jalovák	Významnost		
				P/O	P/J	J/O				P/O	P/J	J/O
Skal.	2,49 $\pm$ 0,22	2,62 $\pm$ 0,46	2,13 $\pm$ 0,24	NS	NS	NS	1,20 $\pm$ 1,04	1,02 $\pm$ 0,53	2,09 $\pm$ 0,45	NS	NS	*
Panč.	2,33 $\pm$ 0,18	2,30 $\pm$ 0,22		NS			1,05 $\pm$ 0,24	2,20 $\pm$ 0,22		**		
Gebh.	2,57 $\pm$ 0,16	2,51 $\pm$ 0,08		NS			1,33 $\pm$ 0,64	1,30 $\pm$ 0,58		NS		
Hasl.	2,48 $\pm$ 0,17	2,54 $\pm$ 0,14		NS			1,45 $\pm$ 0,40	0,83 $\pm$ 0,32		NS		

## Rybník SKALIČNÝ:

Podmínky prostředí na přítoku (P), odtoku (O) a jalováku (J) rybníka Skaličný se průkazně nelišily ( $p > 0,05$ ). Výjimkou byli pouze dva parametry jalováku (P/J) – turbidita byla průkazně vyšší ( $p < 0,01$ ) a konduktivita byla průkazně nižší ( $p < 0,01$ ), (Tab. 7). Rozdíl průměrných hodnot průtoku vody na přítoku ( $0,1 \pm 0,2$ ), na odtoku ( $0,03 \pm 0,01$ ) a jalováku ( $0,5 \pm 0,9$ ) nedosahoval signifikantních hodnot ( $p > 0,05$ ).

Na přítoku (Podolský potok), odtoku (Jesenický potok) a jalováku (horní voda) rybníka Skaličný bylo odebráno z exponovaných umělých substrátů celkem 64 taxonů makrozoobentosu (MZB). Průkazné rozdíly ( $p < 0,05$ ) byly v počtu MZB na P/J a O/J. Průměrné počty MZB byly  $6,3 \pm 7,1$  (přítok),  $8,5 \pm 3,3$  (odtok) a  $22,5 \pm 7,9$  (jalovák) s celkovým počtem 1768 ks organismů, což byl nejvyšší úhrn ze všech monitorovaných rybníků. Mezi dominující taxony patřili – *Chironomus annularius* gr. (755 ks) z čeledi Chironomidae (celkově 863 ks), což představovalo 48,8 % jedinců MZB a dále *Simulium noelleri* (283 ks) z čeledi Simuliidae (celkově 295 ks), které tvořili 16,7 % jedinců MZB ze sledovaných profilů (Příloha č. 2 a Tab. 5.). Nejvyšší počet jedinců MZB byl zaznamenán uprostřed vegetační sezóny – druhem *Chironomus annularius* gr. (600 ks) – což tvořilo 92,7 % jedinců na odtoku dne 7. 7. 2016 z rybníka Skaličný (Příloha č. 2).

Hodnota saprobního indexu (SI) byla během vegetační sezóny rozkolísaná, hlavně na přítoku a jalováku. Jednotlivé hodnoty SI na daných profilech dosahovaly úrovně platné pro rozmezí mezi beta – a alfa – mezosaprobítou. Na přítoku se hodnota SI pohybovala mezi 2,23 (červenec) – 2,66 (září), (Příloha č. 2) při průměru  $2,49 \pm 0,22$ . Na odtoku hodnota SI kolísala v rozmezí od 2,00 (červen) – 2,55 (září), (Příloha č. 2) s průměrem  $2,62 \pm 0,46$  a na jalováku hodnota SI mezi 1,94 (červen) – 2,48 (září), (Příloha č. 2) při průměru  $2,13 \pm 0,24$ . Tyto hodnoty na přítoku odpovídají **beta – mezosaprobítě**, na odtoku **alfa – mezosaprobítě** a pro jalovák **beta – mezosaprobítě**.

Hodnota Shannon–Wienerova indexu diverzity ( $H'$ ) se na sledovaných profilech během vegetační sezóny významně měnila, a to především na přítoku rybníka Skaličný, kde se pohybovala v rozmezí mezi 2,18 (červenec) – 0,10 (září), (Příloha č. 6) s průměrem  $1,20 \pm 1,04$  (Tab. 6). Na odtoku byla v rozmezí od 1,15 (červen) – 1,64 (září), (Příloha č. 6), respektive při průměru  $1,02 \pm 0,53$  (Tab. 6) a na jalováku v rozmezí od 2,32 (červen) – 1,92 (září), (Příloha č. 6) s průměrem  $2,09 \pm 0,45$  (Tab. 6).

Tab. 7.: Srovnání zjištěných průměrných hodnot ( $\pm$  SD) základních parametrů vodního prostředí na přítoku (P) a odtoku (O), resp. jalováku (J) rybníka Skaličný

*Poznámka.:* NS =  $p > 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$

Parametr	Jednotky	Přítok	Odtok	Jalovák	Významnost		
					P/O	P/J	J/O
Teplota	(°C)	$13,2 \pm 3,9$	$17,2 \pm 4,4$	$17,5 \pm 5,2$	NS	NS	NS
Koncentrace O <sub>2</sub>	(mg·l <sup>-1</sup> )	$6,0 \pm 2,3$	$3,4 \pm 2,9$	$5,4 \pm 1,8$	NS	NS	NS
Nasycení O <sub>2</sub>	(%)	$55,9 \pm 15,7$	$31,9 \pm 25,00$	$55,6 \pm 14,8$	NS	NS	NS
pH		$7,7 \pm 0,4$	$7,5 \pm 1,1$	$8,4 \pm 0,8$	NS	NS	NS
Konduktivita	(mS·m <sup>-1</sup> )	$566,0 \pm 40,5$	$527,8 \pm 21,7$	$496,0 \pm 28,5$	NS	**	NS
Turbidita	(NTU)	$3,9 \pm 3,7$	$37,6 \pm 37,2$	$26,1 \pm 14,7$	NS	**	NS
Průtok	(l·s <sup>-1</sup> )	$0,1 \pm 0,2$	$0,03 \pm 0,01$	$0,5 \pm 0,9$	NS	NS	NS

## Rybník PANČÁR:

Podmínky prostředí na přítoku a odtoku rybníka Pančár se průkazně nelišily ( $p > 0,05$ ). Výjimkou byly pouze turbidita, která byla na odtoku průkazně vyšší ( $p < 0,01$ ) a konduktivita, která byla na odtoku naopak průkazně nižší ( $p < 0,01$ ), (Tab. 8). Rozdíl v průměrné hodnotě průtoku vody na přítoku ( $0,07 \pm 0,06$ ) a na odtoku ( $0,4 \pm 0,8$ ) nebyl statisticky významný ( $p > 0,05$ ).

Na přítoku (Jarotický potok) a odtoku (Luční potok) rybníka Pančár bylo odebráno celkem 51 taxonů makrozoobentosu (MZB) s průkaznými rozdíly ( $p < 0,05$ ) mezi P a O. Průměrné počty MZB byly  $8,8 \pm 2,8$  (přítok), respektive  $17,0 \pm 3,7$  (odtok) s celkovým počtem 852 ks jedinců, což byl nejnižší úhrn ze všech monitorovaných rybníků. Nejvíce se vyskytujícím taxonem byl – *Asellus aquaticus* (272 ks) z třídy Malacostraca, což tvořilo 31,9 % odebraného MZB a dále *Sphaerium corneum* (116 ks) z třídy Bivalvia (celkově 140 ks), která reprezentovala 16,4 % MZB z monitorovaných profilů (Příloha č. 3 a Tab. 5). Nejvyšší počet berušky vodní (75 ks) byl zjištěn uprostřed vegetační sezóny, což představovalo 80,6 % jedinců MZB na přítoku dne 7. 7. 2016 do rybníka Pančár (Příloha č. 3).

Hodnota saprobního indexu (SI) se měnila jen s malými výkyvy. Jednotlivé hodnoty SI na daných profilech monitorovaného rybníka Pančár dosahovaly hodnot odpovídajících rozmezí mezi beta – a alfa – mezosaprobítou. Na přítoku se hodnota SI pohybovala mezi 2,37 (červen) – 2,08 (září), (Příloha č. 3) s průměrem  $2,33 \pm 0,18$  a na odtoku byla hodnota SI v rozmezí od 2,50 (červen) – 2,34 (září), (Příloha č. 3) při průměru  $2,30 \pm 0,22$ , což odpovídá **beta–mezosaprobítě**.

Shannon–Wienerův index diverzity ( $H'$ ) se během vegetační sezóny (duben–září 2016) na přítoku a odtoku rybníka Pančár měnil bez větších výkyvů. Na přítoku se hodnota  $H'$  pohybovala v rozmezí mezi 1,36 (červen) – 1,11 (září), (Příloha č. 7) s průměrem  $1,05 \pm 0,24$  (Tab. 6). Na odtoku se hodnota  $H'$  pohybovala v rozmezí od 1,86 (červen) – 2,35 (září), (Příloha č. 7), respektive při průměru  $2,20 \pm 0,22$  (Tab. 6).

Tab. 8.: Srovnání zjištěných průměrných hodnot ( $\pm$  SD) základních parametrů vodního prostředí na přítoku a odtoku rybníka PANČÁR

Poznámka.: NS =  $p > 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$

Parametr	Jednotky	Přítok	Odtok	Významnost
Teplota	(°C)	13,4 $\pm$ 3,5	17,7 $\pm$ 5,5	NS
Koncentrace O <sub>2</sub>	(mg·l <sup>-1</sup> )	6,6 $\pm$ 0,7	4,0 $\pm$ 2,7	NS
Nasycení O <sub>2</sub>	(%)	63,1 $\pm$ 1,9	40,7 $\pm$ 25,4	NS
pH		7,5 $\pm$ 0,5	7,7 $\pm$ 0,6	NS
Konduktivita	(mS·m <sup>-1</sup> )	496,8 $\pm$ 41,8	385,2 $\pm$ 22,5	**
Turbidita	(NTU)	1,0 $\pm$ 0,7	10,0 $\pm$ 4,5	**
Průtok	(l·s <sup>-1</sup> )	0,07 $\pm$ 0,06	0,4 $\pm$ 0,8	NS

## Rybník GEBHARTSTEICH:

Podmínky prostředí na přítoku a odtoku rybníka Gebhartsteich se většinou průkazně nelišily ( $p > 0,05$ ). Výjimkou byla pouze turbidita, která byla na odtoku průkazně ( $p < 0,05$ ) vyšší (Tab. 9). Průměrná hodnota průtoku vody jak na přítoku (0,46 $\pm$ 0,7) tak i na odtoku (0,45 $\pm$ 0,7) z daného rybníka nenabývala signifikantních hodnot ( $p > 0,05$ ), ale byla ze všech sledovaných profilů monitorovaných rybníků jednoznačně nejvyšší.

Na přítoku (potok Höllgraben) a odtoku (potok Schwarzbach) rybníka Gebhartsteich bylo odebráno celkem 39 taxonů makrozoobentosu (MZB) s neprůkaznými rozdíly ( $p > 0,05$ ) mezi P a O. Průměrné počty MZB byly 8,3 $\pm$ 2,2 (přítok), respektive 12,8 $\pm$ 4,6 (odtok) s celkovým počtem 1641 ks organismů. Mezi nejvíce se vyskytující taxony patřily stejně tak jako na rybníku Pančár – *Asellus aquaticus* (1060 ks) z třídy Malacostraca, což tvořilo 64,6 % jedinců MZB. Další početně významný taxon byl *Erpobdella octoculata* (140 ks) z třídy Hirudinea (celkově 239 ks), který představoval 14,6 % zjištěného úhrnu MZB (Příloha č. 4 a Tab. 5). Nejvyšší počet berušky vodní (300 ks) byl stanoven uprostřed vegetační sezóny, což

tvořilo 82,4 % celkových počtů MZB na odtoku z rybníka Gebhartsteich dne 8. 7. 2016 (Příloha č. 4).

Saprobni index (SI) se měnil jen velmi pozvolna. Zjištěné hodnoty SI byly v rozhraní mezi beta – a alfa – mezosaprobity. Na přítoku hodnota SI nabývala hodnot mezi 2,35 (červen) – 2,71 (září), (Příloha č. 4) při průměru  $2,57 \pm 0,16$  a na odtoku v rozmezí od 2,47 (červen) – 2,63 (září), (Příloha č. 4) s průměrem  $2,51 \pm 0,08$ , kde oba uvedené výpočty SI odpovídají stupni saprobity platné pro **alfa–mezosaprobity**.

Index diverzity ( $H'$ ) se během vzorkování významně měnil, a to na obou sledovaných profilech rybníka Gebhartsteich. Na přítoku nabývala hodnota  $H'$  od 1,99 (červen) – 1,64 (září), (Příloha č. 8) při průměru  $1,33 \pm 0,64$  (Tab. 6). Na odtoku se hodnota  $H'$  pohybovala v rozmezí od 2,13 (červen) – 1,04 (září), (Příloha č. 8), respektive při průměru  $1,30 \pm 0,58$  (Tab. 6).

Tab. 9.: Srovnání zjištěných průměrných hodnot ( $\pm$  SD) základních parametrů vodního prostředí na přítoku a odtoku rybníka GEBHARTSTEICH

*Poznámka.:* NS =  $p > 0,05$ , \*  $p < 0,05$

Parametr	Jednotky	Přítok	Odtok	Významnost
Teplota	(°C)	$12,9 \pm 3,4$	$18,0 \pm 4,2$	NS
Konc. O <sub>2</sub>	(mg · l <sup>-1</sup> )	$4,9 \pm 2,4$	$4,9 \pm 1,3$	NS
Nasycení O <sub>2</sub>	(%)	$45,9 \pm 19,8$	$51,4 \pm 9,1$	NS
pH		$6,9 \pm 0,3$	$6,9 \pm 0,2$	NS
Konduktivita	(mS · m <sup>-1</sup> )	$150,9 \pm 6,9$	$140,6 \pm 11,1$	NS
Turbidita	(NTU)	$2,8 \pm 0,9$	$10,7 \pm 6,7$	*
Průtok	(l · s <sup>-1</sup> )	$0,46 \pm 0,7$	$0,45 \pm 0,7$	NS

## Rybník HASLAUERTEICH:

Podmínky prostředí na přítoku a odtoku rybníka Haslauerteich se ve všech sledovaných parametrech průkazně nelišily ( $p > 0,05$ ), (Tab. 10). Průměrná hodnota

průtoku vody jak na přítoku ( $0,05 \pm 0,06$ ) tak i na odtoku ( $0,09 \pm 0,14$ ) z daného rybníka také nenabývala signifikantních rozdílů ( $p > 0,05$ ), ale byla ze všech sledovaných profilů monitorovaných rybníků jednoznačně nejnižší.

Na přítoku (potok Spindelgraben) a odtoku (potoka Schwarzbach) rybníka Haslauerteich bylo odebráno celkem 31 taxonů makrozoobentosu (MZB) s neprůkaznými rozdíly ( $p > 0,05$ ) mezi P a O. Průměrné počty MZB byly na sledovaných profilech  $8,3 \pm 4,3$  (přítok), respektive  $7,3 \pm 1,7$  (odtok), kde celkový počet odebraných organismů dosáhl 1218 ks. Mezi nejhojněji zastoupený druh patřila stejně tak jako na dvou předešlých rybnících (Pančár a Gebhartsteich) beruška vodní (888 ks) z třídy Malacostraca, což tvořilo 72,9 % veškerého odebraného vzorku MZB.

Jako další v pořadí následovala pijavka hltanovka bahenní, *Erpobdella octoculata* (80 ks) ze třídy Hirudinea (celkově 160 ks), která představovala 13,1 % úhrnné zjištěné abundance MZB (Příloha č. 5 a Tab. 5). Největší počet berušky vodní (300 ks) byl zaznamenán v druhé polovině vegetační sezóny, což představovalo 83,3 % odebraného vzorku na odtoku z rybníka Haslauerteich dne 11. 8. 2016 (Příloha č. 5).

Kvalita vody stanovená jako saprobní index (SI), se na sledovaných profilech během vegetační sezóny měnila jen velmi málo. Jednotlivé hodnoty SI na daných profilech monitorovaného rybníka Haslauerteich dosahovaly úrovně platné pro rozmezí mezi beta – a alfa – mezosaprobítou. Na přítoku se hodnota SI pohybovala mezi 2,59 (červen) – 2,23 (září), (Příloha č. 5) při průměru  $2,48 \pm 0,17$  a na odtoku od 2,59 (červen) do 2,67 (září), (Příloha č. 5) při průměru  $2,54 \pm 0,14$ . Prvně uvedený výpočet hodnoty SI (přítok) odpovídá **beta–mezosaprobítě** a druhá kalkulace hodnoty SI (odtok) odpovídá stupni saprobity platné pro **alfa–mezosaprobítu**.

Hodnota Shannon–Wienerova indexu diverzity ( $H'$ ) se během vegetační sezóny měnila bez větších výkyvů. Na přítoku se hodnota  $H'$  pohybovala v rozmezí mezi 1,84 (červen) – 0,89 (září), (Příloha č. 9), při průměru  $1,45 \pm 0,40$  (Tab. 6). Na odtoku byla hodnota  $H'$  v rozmezí od 0,49 (červen) – 1,25 (září), (Příloha č. 9), při průměru  $0,83 \pm 0,32$  (Tab. 6).



Tab. 10.: Srovnání zjištěných průměrných hodnot ( $\pm$  SD) základních parametrů vodního prostředí na přítoku a odtoku rybníka HASLAUERTEICH

Poznámka.: NS =  $p > 0,05$

Parametr	Jednotky	Přítok	Odtok	Významnost
Teplota	(°C)	15,8 $\pm$ 3,6	16,7 $\pm$ 5,0	NS
Koncentrace O <sub>2</sub>	(mg·l <sup>-1</sup> )	5,6 $\pm$ 2,2	3,2 $\pm$ 2,0	NS
Nasycení O <sub>2</sub>	(%)	54,1 $\pm$ 17,2	33,4 $\pm$ 22,6	NS
pH		7,1 $\pm$ 0,5	7,1 $\pm$ 0,4	NS
Konduktivita	(mS·m <sup>-1</sup> )	181,8 $\pm$ 33,2	164,5 $\pm$ 48,7	NS
Turbidita	(NTU)	9,4 $\pm$ 6,8	9,9 $\pm$ 4,5	NS
Průtok	(l·s <sup>-1</sup> )	0,05 $\pm$ 0,06	0,09 $\pm$ 0,14	NS

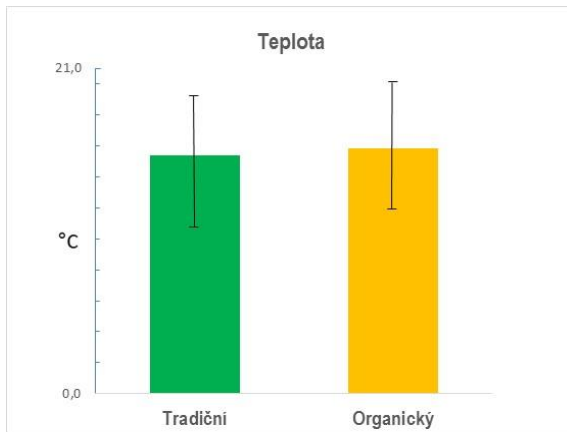
## Tradiční vs. organický management chovu ryb

Základní parametry vodního prostředí byly na sledovaných profilech daných rybníků monitorovány *in situ* v měsíčních intervalech. Měřenými parametry vodního prostředí byly – teplota, koncentrace a nasycení vody kyslíkem, hodnota pH, konduktivita a hodnota turbidity na jednotlivých sledovaných profilech daných rybníků (Příloha č. 1)

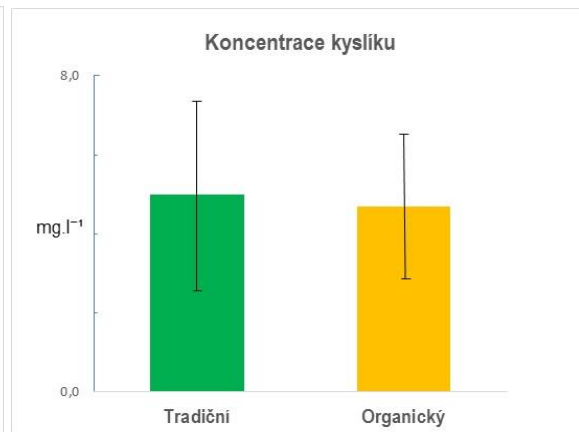
Výsledné hodnoty měřených parametrů vodního prostředí byly ovlivněny nízkými průtoky (zejména na odtoku), které souvisely s pokračujícím suchým obdobím v době vzorkování a nezanedbatelným zvýšením evaporace, která se může v letních měsících pohybovat mezi 13,4 – 17,2 % celkového objemu vody v závislosti na hloubce rybníka, respektive objemu vody v rybníku v poměru k jeho ploše (Cablík, 1960).

Porovnání podmínek prostředí (tradiční vs. organický) na sledovaných profilech daných rybníků je znázorněno graficky (Graf č. 1 – Graf č. 6)

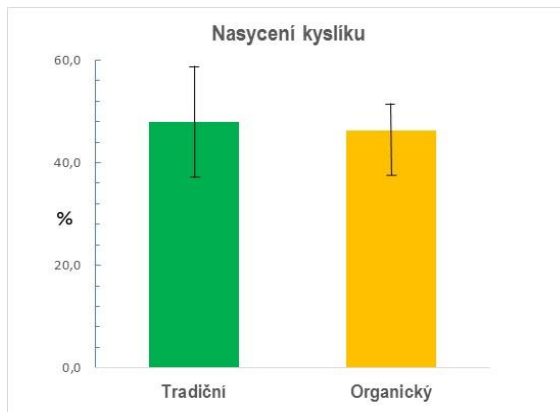
## Porovnání podmínek prostředí:



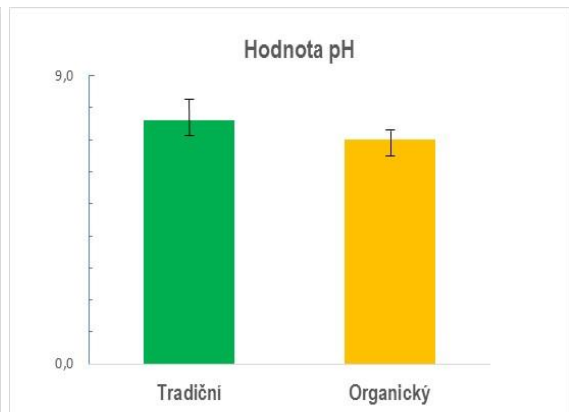
Graf č. 1.: Srovnání zjištěných průměrných hodnot ( $\pm$  SD) teploty, které nebyly průkazně ( $p > 0,05$ ) odlišné



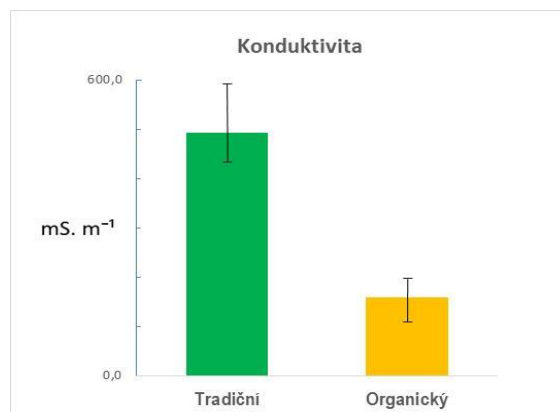
Graf č. 2.: Srovnání zjištěných průměrných hodnot ( $\pm$  SD) koncentrace kyslíku, které nebyly průkazně ( $p > 0,05$ ) odlišné



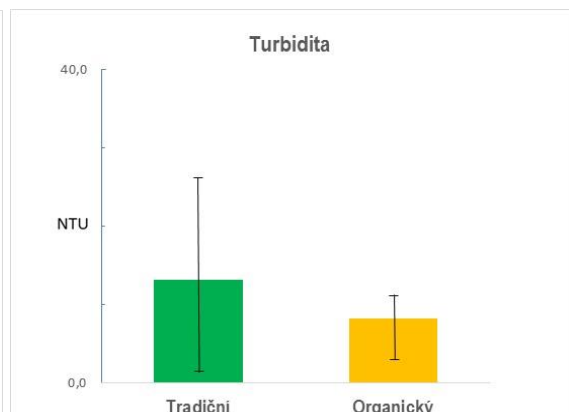
Graf č. 3.: Srovnání zjištěných průměrných hodnot ( $\pm$  SD) nasycení kyslíku, které nebyly průkazně ( $p > 0,05$ ) odlišné



Graf č. 4.: Srovnání zjištěných průměrných hodnot ( $\pm$  SD) pH, které nebyly průkazně ( $p > 0,05$ ) odlišné



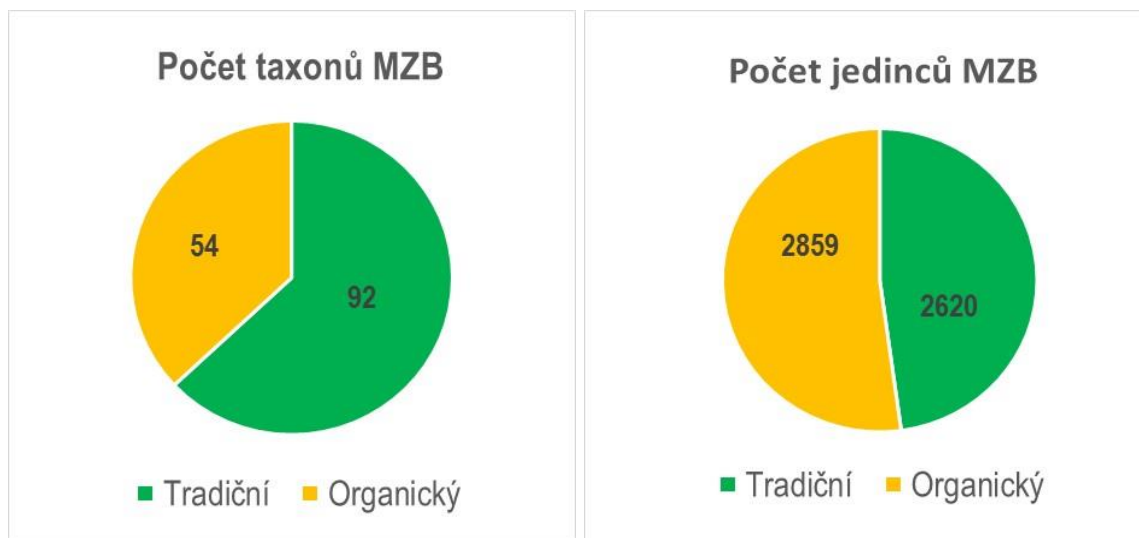
Graf č. 5.: Srovnání zjištěných průměrných hodnot ( $\pm$  SD), které byly vysoce průkazně ( $p < 0,01$ ) odlišné



Graf č. 6.: Srovnání zjištěných průměrných hodnot ( $\pm$  SD) turbidity, které nebyly průkazně ( $p > 0,05$ ) odlišné

Na základě výsledků provedené analýzy dat porovnání podmínek prostředí mezi oběma skupinami rybníků lze konstatovat, že podmínky prostředí organických a tradičních kaprových rybníků se významně neodlišují.

#### Porovnání počtu taxonů a jednotlivých jedinců odebraného MZB:



Graf č. 7.: Srovnání počtu taxonů MZB

Graf č. 8.: Srovnání počtu jedinců MZB

Celkový počet druhů byl vyšší v tradičních chovech, avšak jejich podíl a dominance byly podobné – nevýznamné rozdíly v abundanci mezi organickými a tradičními chovy.

## 6. DISKUSE

Získané výsledky potvrzují vhodnost, účelnost a efektivnost (celkem odebráno 5479 ks organismů) využití umělých substrátů ve formě plastových bloků, které jsou schopny postihnout (na malém rozměru) početnou variabilitu mikrohabitatů pro následnou kolonizaci bentickými organismy ve vodním recipientu (Czerniawska–Kusza, 2004). Na základě výsledků odebraných vzorků jednotlivých skupin organismů, bylo tak možné prokazatelně zhodnotit a porovnat kvalitu přitékající a odtékající vody ze sledovaných devíti profilů daných čtyř rybníků – tzn. výsledné hodnoty saprobního indexu (SI), doplněné o hodnoty Shannon–Wienerova indexu diverzity ( $H'$ ) a základních fyzikálně–chemických parametrů vodního prostředí.

V průběhu vzorkování docházelo k rozdílným hodnotám celkové početnosti odebraného MZB na daných profilech rybníků. Na této skutečnosti se nepochybně podílely kromě druhové zvýšené diverzity ve vrcholné vegetační sezóně i potravní nabídka a průtokové poměry na jednotlivých lokalitách, které byly v tomto období velmi nízké.

Kvantitativní rozdíly v počtu zachycených taxonů na jednotlivých sledovaných profilech (Tab. 4) souvisely především s fyzikálně–chemickými parametry prostředí (Tab. 7–10). Limitním faktorem, pro většinu vodních organismů, je koncentrace ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ) a nasycení kyslíku (%) ve vodě, ale organismy přizpůsobené životu v mírně tekoucích či stojatých vodách, jsou vůči kolísání hodnot kyslíku tolerantní (Hartman a kol., 1998).

Dalším nezanedbatelným faktorem bylo druhové složení, hustota a biomasa ryb na jednotlivých rybnících (obsádky uvedeny v kapitole 3. Charakteristika lokalit a popis rybníků), které vedly k rozdílnému predáčnickému (vyžíracímu) tlaku (Lellák, 1958) na bentické organismy na daných rybnících, respektive na sledovaných profilech, stejně tak jako odlišné obhospodařování (organické vs. tradiční technologie chovu ryb).

Hodnota výsledného saprobního indexu na jednotlivých odběrových místech daných rybníků (Tab. 6) byla téměř vyrovnaná (dosahovala úrovně saprobity platné pro rozmezí mezi **beta** – a **alfa** – **mezosaprobítou**), pouze na odtoku rybníka Skaličný hodnoty SI dosahovaly větších výkyvů (až o jeden saprobní stupeň) mezi jednotlivými daty odběru (Příloha č. 2). Příčina těchto významných kolísání hodnot SI má souvislost zejména s početným výskytem larev pakomára *Chironomus annularius* gr. (755 ks) na odtoku rybníka Skaličný. Tento druh má totiž vysokou saprobní hodnotu (SI 3,3) a tak výrazně posunul hodnotu saprobity směrem nahoru, až do hodnot SI 2,83 (150 ks dne 10. 8. 2016), respektive SI 3,08 (600 ks dne 7. 7. 2016). Při absenci tohoto taxonu na této lokalitě dosahovaly hodnoty SI podstatně nižších hodnot (Příloha č. 2).

Tento trend se projevoval i u dalšího zástupce stojatých a pomalu tekoucích vod – berušky vodní (*Asellus aquaticus*), který dominoval (vyjma rybníku Skaličný) na všech ostatních sledovaných profilech daných rybníků (celkem 2327 ks, Tab. 5) v kolonizaci instalovaných umělých substrátů, tzn. na zařízeních konstruovaných pro osídlení vodními bezobratlými (Czerniawska–Kusza, 2004). Vzhledem k tomu, že rybami jsou přednostně vyžírány vodní larvy hmyzu (hlavně jepic a chrostíků), které mají vesměs nižší (příznivější) individuální saprobní index SI, přetrvávají početněji méně „zranitelné“, ukrývající se taxony (pijavky, larvy pakomárů) o vyšším, méně příznivém SI, což může vést k jistému zkreslení výsledných hodnot směrem k vyšším hodnotám saprobity (Rozkošný a kol., 2011).

Index diverzity ( $H'$ ), podle kterého lze hodnotit pestrost a vyrovnanost odebraných jedinců z daných lokalit, vykazoval nejvyšší hodnoty na odtoku ( $H' 2,20 \pm 0,22$ ) rybníka Pančár – vysoce průkazně ( $p < 0,01$ ) vyšší v porovnání s přítokem ( $H' 1,05 \pm 0,24$ ), respektive na jalováku ( $H' 2,09 \pm 0,45$ ) rybníka Skaličný – průkazně vyšší ( $p < 0,05$ ) v porovnání s odtokem ( $H' 1,02 \pm 0,53$ ). Na ostatních sledovaných profilech byly zjištěné hodnoty ( $H'$ ) téměř konstantní (Tab. 6). Podle Kokeše a Vojtíškové (1999) oscilují zjištěné hodnoty ( $H'$ ) ze sledovaných profilů daných rybníků na hranici nízké diverzity.



## Rybník SKALIČNÝ

Z časového hlediska (duben–září 2016) ukazují zjištěné hodnoty SI, i přes staticky neprůkazný rozdíl ( $p > 0,05$ ), na mírné zhoršení kvality vody průtokem daného rybníka během vegetační sezony (o více jak 1 desetinu saprobního stupně), když z původní hodnoty SI  $2,49 \pm 0,22$  platné pro horší **beta–mezosabrobitu** (přítok) se dostaly do hodnot SI  $2,62 \pm 0,46$  platných pro lepší **alfa–mezosabrobitu** (odtok). Z hlediska porovnání zjištěných průměrných hodnot SI na jalováku, respektive na J/O, nastal ovšem opačný trend, kdy sice hodnoty SI  $2,13 \pm 0,24$  (jalovák) zůstaly stejné jako na přítoku (v rozmezí hodnoty platné pro **beta–mezosabrobitu**), ale došlo ke zlepšení kvality v důsledku vypouštění odtékající (horní) vody z daného rybníku o více jak 3 desetiny saprobního stupně.

Tento statisticky neprůkazný rozdíl lze dokladovat i na Shannon–Wienerovu indexu diverzity ( $H'$ ), kde zjištěné průměrné hodnoty ( $0,84 \pm 1,02$ –přítok,  $1,02 \pm 0,53$ –odtok a  $2,09 \pm 0,45$ –jalovák) nejsou mezi P/O a P/J statisticky průkazně rozdílné ( $p > 0,05$ ), kromě porovnání hodnot ( $H'$ ) na J/O, kde nabývají statisticky průkazných hodnot ( $p < 0,05$ ). Průměrné hodnoty ostatních zjišťovaných parametrů vodního prostředí daného rybníka včetně statistické významnosti jsou přehledně uvedeny v Tabulce 7 a detailní výpočty Shannon–Wienerova indexu diverzity ( $H'$ ) na jednotlivých profilech daného rybníka jsou uvedeny v Příloze č. 6.

Z výsledků je zřejmé, že na průkazném (byť jen mírném) zhoršení kvality odtékající vody na tomto rybníku sehrál i nastavený management hospodaření na daném rybníku – odchov tržní ryby založený na pravidelném příkrmování obilovinami spolu s relativně vysokou obsádkou ryb ( $483 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ ), což byla ze sledovaných rybníků vůbec nejvyšší hodnota.

## Rybník PANČÁR

Zjištěné hodnoty SI, i přes neprůkazný statistický rozdíl ( $p > 0,05$ ), ale ukazují na mírné zlepšení kvality vody po průtoku rybníkem (Tab. 6), i když hodnoty SI odpovídaly **beta–mezosabrobitě** na přítoku i na odtoku. Hodnoty SI jsou v souladu s hodnotami indexu diverzity ( $H'$ ), neboť v porovnání přítoku a odtoku jsou výsledné hodnoty ( $H'$ ) statisticky vysoce průkazně ( $p < 0,01$ ), (Tab. 6) vyšší na odtoku než na přítoku. Průměrné hodnoty ostatních zjišťovaných parametrů vodního prostředí daného rybníka včetně statistické významnosti jsou přehledně uvedeny v Tabulce 8 a detailní výpočty Shannon–Wienerova indexu diverzity ( $H'$ ) na jednotlivých profilech daného rybníka jsou uvedeny v Příloze č. 7.

Oproti rybníku Skaličný je patrný (i když malý) posun v kvalitě odtékající vody na tomto rybníku, kde výsledná průměrná hodnota SI  $2,33 \pm 0,18$  (přítok) poklesla na hodnotu SI  $2,30 \pm 0,22$  (odtok). Lze tedy předpokládat, že se zde uplatnil nastavený management hospodaření na daném rybníku – podobně jako na předchozím rybníku, který byl rovněž založen na odchovu tržní ryby (kapr K3) s pravidelným příkrmováním obilovinami (zde navíc v kombinaci s KP glycidového typu) avšak při nižší obsádce ryb ( $371 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ ), což ale v tomto případě, alespoň podle mého úsudku, lze vnímat jako pozitivní krok správným směrem k vyváženosti obsádky v daném vodním útvaru a přípustným hodnotám jakosti vody (Hartman a Regenda, 2014).

## Rybník GEBHARTSTEICH

Zjištěné hodnoty SI, i přes statisticky neprůkazný rozdíl ( $p > 0,05$ ) ukazují na mírné zlepšení kvality vody průtokem daným rybníkem, i když hodnoty SI  $2,57 \pm 0,16$  platné pro **alfa–mezosabrobitu** (přítok) zůstaly ve stejném stupni saprobity s konečnou hodnotou SI  $2,51 \pm 0,14$  (odtok). Tento výsledek je ale v rozporu se změnou hodnoty indexu diverzity ( $H'$ ) jehož hodnota v porovnání s přítokem ( $1,33 \pm 0,64$ ) na odtoku ( $1,30 \pm 0,58$ ) neprůkazně ( $p > 0,05$ ) mírně klesla. Průměrné hodnoty ostatních zjišťovaných parametrů vodního prostředí daného rybníka včetně statistické

významnosti jsou přehledně uvedeny v Tabulce 9 a detailní výpočty Shannon–Wienerova indexu diverzity ( $H'$ ) na jednotlivých profilech daného rybníka jsou uvedeny v Příloze č. 8.

Na rozdíl od rybníků Skaličný a Pančár, kde je realizována tradiční technologie rybničního chovu ryb (zvláště kapra) – tzn. pravidelné příkrmování obilovinami, dodávání živin – aplikace minerálních hnojiv apod., je rybník Gebhartsteich obhospodařován jako organický – tzn. s příkrmováním krmivy organického původu, obsádkami organického původu, zákazem aplikace hormonů, chemických látek a pesticidů, zákazem genetických zásahů, limity aplikace hnojiv a hustoty obsádek apod. Velký důraz je též kladen i na minimalizaci dopadů na kvalitu vodního prostředí, kde chované druhy ryb (zejména kaprovité) jsou přednostně závislé na přirozené potravě a pouze příkrmovány organickými krmivy (Gracík, 2015).

Výsledné hodnoty SI sice potvrzují jisté zlepšení (o 6 setin saprobního stupně) v kvalitě odtékající vody na tomto rybníku s výslednou průměrnou hodnotou SI  $2,57 \pm 0,16$  (přítok), která poklesla na hodnotu SI  $2,51 \pm 0,08$  na odtoku, ale ve srovnání s již zmíněnými rybníky s tradičními technologiemi, je konečná bilance SI hodnot, jako ukazatelů kvality vody – jen minimálně rozdílná. Pravděpodobně jistou míru v ovlivnění výsledných hodnot SI a  $H'$  sehrál fakt, že rybník Gebhartsteich je napájen ještě další přítokovou stokou (potok Schwarzbach) – odtékající z rybníka Haslauerteich.

Dalším aspektem, který bylo možno předpokládat, že by se měl pozitivně projevit ve výsledku hodnocení protékající vody tímto recipientem, je odlišná míra obsádky ryb na rybníku Gebhartsteich ( $238 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ ), která je více jak o třetinu nižší než na rybníku Pančár ( $371 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ ), respektive dosahuje poloviny obsádky rybníka Skaličný ( $483 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ ). Přesto výsledná hodnota SI  $2,51 \pm 0,08$  (odtok) rybníka Gebhartsteich není natolik významně odlišná (i když je vyšší) od hodnot SI  $2,30 \pm 0,22$  (odtok) z rybníka Pančár, respektive od hodnot SI  $2,62 \pm 0,46$  (odtok) a  $2,13 \pm 0,24$  (jalovák) z recipientu Skaličný.

## Rybník HASLAUERTEICH

Zjištěné hodnoty SI i přes statisticky neprůkazný rozdíl ( $p > 0,05$ ) indikují mírné zhoršení kvality vody průtokem daného rybníka z hodnoty na přítoku SI  $2,48 \pm 0,17$  odpovídající horší **beta–mezosabrobitě** na SI  $2,54 \pm 0,14$  na odtoku platných pro lepší **alfa–mezosabrobitu**. Tomu odpovídají i hodnoty indexu diverzity ( $H'$ ), která na odtoku ( $0,83 \pm 0,32$ ) v porovnání s přítokem ( $1,45 \pm 0,40$ ) neprůkazně ( $p > 0,05$ ) klesla. Průměrné hodnoty ostatních zjišťovaných parametrů vodního prostředí daného rybníka včetně statistické významnosti jsou přehledně uvedeny v Tabulce 10 a detailní výpočty Shannon–Wienerova indexu diverzity ( $H'$ ) na jednotlivých profilech přítoku a odtoku daného rybníka jsou též přehledně uvedeny v Příloze č. 9.

Podobně jako předešlý rybník Gebhartsteich, je i rybník Haslauerteich obhospodařován jako organický – tzn., že chov ryb je zajišťován zejména přirozenou produkcí rybníka, což lze charakterizovat jako schopnost rybníka vyprodukovat za jedno vegetační období z vlastních zásob přirozené potravy určitý přírůstek ryb (Kostomarov, 1958).

Výsledné hodnoty SI dokumentují změnu v kvalitě protékající vody daným rybníkem, která je na odtoku (o 6 setin saprobního stupně) vyšší než na přítoku. Ve srovnání s již zmíněnými rybníky s tradičními technologiemi (Skaličný a Pančár), je konečná bilance SI hodnot po průtoku rybníkem velmi podobná (např. u rybníka Skaličný). Dalším faktorem, který by se měl, podobně jako na rybníku Gebhartsteich, pozitivně projevit v hodnocení kvality vody po průtoku tímto rybníkem, je nízká obsádka ryb na rybníku Haslauerteich ( $187 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ ), což se ale nestalo, a navíc množství nasazených ryb bylo ze sledovaných rybníků vůbec nejnižší.

## **Tradiční vs. organický management chovu ryb**

Provedený monitoring prokázal, že v průběhu vegetační sezóny (vzorkování duben – září 2016) dochází ke změnám sledovaných ukazatelů podmínek prostředí a kvalitativních i kvantitativních hodnot makrozobentosu v odtoku z rybníků.

Zjištěné vyšší hodnoty konduktivity (vodivost) na rybnících s tradičními (Skaličný a Pančár) technologiemi odchovu ryb vůči organickým (Gebhartsteich a Haslauerteich) lze přičíst především poloze organických rybníků v jejich vyšší nadmořské výšce a lesnatému povodí. Zvýšené hodnoty konduktivity (vodivost) značí větší míru koncentrace rozpuštěných látek ve vodním recipientu, respektive celkové mineralizace daného toku (Pitter, 1999).

Na základě těchto výsledků a dalších známých aspektů lze konstatovat, že zavedený polointenzivní rybníkářský management na monitorovaných rybnících nezpůsobuje podstatné změny v kvalitě odtokové vody a rovněž není patrný průkazný rozdíl (dopad) mezi technologiemi odchovu ryb (tradiční vs. organický).

K podobným výsledkům dospěli i Všetičková a Adámek (2013) ve studii „Změna kvality vody po průtoku rybníky“, kteří v této publikaci uvádějí, že extenzivní ani polointenzivní rybníkářský management nevyvolává v průběhu vegetační sezóny výrazné negativní změny v kvalitě odtokové vody a že rybníční ekosystémy nejsou devastujícím faktorem prostředí recipientů, ale spíše důležitým prvkem v cyklu živin a účinným přírodním biofiltrem organického znečištění.



## 7. ZÁVĚR

Zjištěné výsledky potvrzují vhodnost, efektivnost a účelnost využití umělých substrátů pro monitorování kvality prostředí tekoucích vod, celkem bylo pro tyto účely determinováno 5479 ks živočichů náležejících k 109 taxonům. Mezi nejhojnější taxony patřily *Asellus aquaticus* (2327 ks), *Chironomus annularius gr.* (755 ks) a *Erypobdella octoculata* (320 ks). Na základě odebraných vzorků makrozoobentosu (MZB), bylo tak možné prokazatelně zhodnotit a porovnat kvalitu vody přitékající a odtékající z rybníků na sledovaných devíti profilech čtyř rybníků.

Výsledné hodnoty saprobního indexu (SI) odpovídaly kvalitě vody na odtoku v rozmezí horší **beta** – až lepší **alfa** – **mezosaprobity** (SI 2,30 Pančár – 2,62 Skaličný). Na přítocích do rybníků Skaličný a Haslauerteich, kde kvalita vody odpovídala horší beta–mezosaprobite (SI 2,48 – 2,49), se kvalita odtékající vody mírně neprůkazně ( $p > 0,05$ ) zhoršila na lepší alfa-mezosaprobity (SI 2,54 – 2,62). Výjimku zde tvořil pouze profil jalovák (horní odtok vody z rybníka Skaličný), kde v porovnání s přítokem (SI 2,49) do tohoto rybníka, se kvalita vody na jalováku neprůkazně ( $p > 0,05$ ) zlepšila, ale zůstala v hodnotách odpovídajících beta–mezosaprobite (SI 2,13). Naopak na přítoku do rybníka Gebhartsteich, kde hodnota SI vody odpovídala alfa–mezosaprobite (SI 2,57), se kvalita vody v odtoku neprůkazně ( $p > 0,05$ ) mírně zlepšila, ale zůstala v hodnotách platných pro alfa–mezosaprobity (SI 2,54). Obdobně tomu bylo na přítoku do rybníka Pančár, kde ale přitékající voda měla hodnotu SI odpovídající beta–mezosaprobite (SI 2,30) a na odtoku se neprůkazně ( $p > 0,05$ ) mírně zhoršila, i když zůstala v beta–mezosaprobite (SI 2,33).

Dalším sledovaným kritériem byl index diverzity ( $H'$ ), podle kterého byla vyhodnocena pestrost a vyrovnanost makrozoobentosu na jednotlivých lokalitách. Nejvyšší hodnoty dosahoval na odtoku ( $H'$  2,20) rybníka Pančár – vysoce průkazně ( $p < 0,01$ ) vyšší v porovnání s přítokem ( $H'$  1,05), a na jalováku ( $H'$  2,09) rybníka Skaličný, kde byl průkazně vyšší ( $p < 0,05$ ) v porovnání s odtokem ( $H'$  1,02) i přítokem ( $H'$  1,20). Získané výsledky hodnot  $H'$  potvrdily, že MZB na změny kvality vody

po průtoku studovanými rybníky reagoval jak zvýšenou, tak sníženou diverzitou vyjádřenou jako Shannon–Wienerův index diverzity ( $H'$ ).

Dle stanovených výsledků provedené analýzy dat sledovaných parametrů vodního prostředí na daných rybnících lze konstatovat, že nebyly prokázány signifikantní rozdíly v ukazatelích prostředí mezi tradičním (Skaličný, Pančár) a organickým (Gebhartsteich, Haslauerteich) managementem chovu ryb. Výjimku tvořila pouze konduktivita, která byla vysoce průkazná ( $p < 0,01$ ).

Odebrané vzorky makrozoobentosu ze sledovaných odtokových profilů nevykazovaly významné rozdíly mezi oběma skupinami rybníků. Vyšší počty druhů byly zjištěny v rybnících s tradičním managementem. Rovněž rozdíly v celkovém počtu jedinců nebyly zásadně odlišné.

Na základě poznatků z organického chovu ryb (řešeno v BP „Organický chov kapra a jeho perspektivy v ČR“, Gracík, 2015) jsem ve výsledcích hodnocení kvality protékající vody oběma sledovanými skupinami rybníků očekával markantnější – (průkaznější) rozdíly. Z výsledků práce vyplývá, že uplatňované organické technologie odchovu ryb na sledovaných rybnících (Gebhartsteich, Haslauerteich) nemají významný vliv na základní ukazatele kvality vody a na složení makrozoobentosu v tocích, do kterých odtéká voda z těchto chovů, respektive, že na tradičních rybnících (Skaličný, Pančár) nelze dokladovat rozdíly (zhoršení) v porovnání s organickým rybníkářským managementem.

## 8. LITERATURA

- Adámek, Z., Helešic, J., Maršálek, B., Rulík, M., 2014: Aplikovaná hydrobiologie, FROV JU Vodňany, 350 s.
- Adámek, Z., Linhart, O., Kratochvíl, M., Flajšhans, M., Randák, T., Policar, T., Masojídek, J., Kozák, P., 2012: Aquaculture the Czech Republic in 2012: Modern European prosperous sector based on thousand-year history of pond culture. *Aquacult. Europe* 37, 5–14 p.
- Andreska, J., 1997: Lesk a sláva českého rybářství, Pacov, nakladatelství a vydavatelství Nuga, 1997, 1. vydání., 59–90 s.
- Armitage, P. D., Petts, G. E., 1992: Aquatic Conservation – Marine and Freshwater Ecosystems, 1–17 p.
- Barber, W. E., Greenwood, J. G., Crocos, P., 1979: Artificial seagrass – a new technique for sampling the community. *Hydrobiologia* 65: 135–140 p.
- Bauer, Ch., 2016: Poskytnutí základních charakteristik a popis rybníka Gebhartsteich včetně obsádky rybníka na rok 2016. Sděleno prostřednictvím emailu dne 13. 7. 2016. Institutleiter, Gebhartst Bundesamt für Wasserwirtschaft Ökologische Station Waldviertel Gebharts 33, 3943 Schrems.
- Beak, T. W., Griffing, T. C., Appleby, A. G., 1973: Use of artificial substrate samplers to assess water pollution. In: Cairns, J., Jr. ed. 1982, Artificial substrates, Ann Arbor, Michigan: Ann Arbor Science Publishers, Inc., 266 p.
- Begon, M., Harper, J.L., Townsend, C.R., 1990: Ecology, Individuals, Populations and Communities. Oxford (UK): Blackwell Science, 220 p.
- Bishop, J. E., 1973: Observations on the vertical distribution of the benthos in a Malaysian stream. *Freshwater biology* 3: 147–156 p.
- Bonada, N., Prat, N., Resh, V. H., Statzner, B., 2006: Developments in aquatic insect biomonitoring: A comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology*, 51: 495–523 p.

- Brönmark, C., Hansson, L. A., 2002: The biology of lakes and ponds. 2nd ed. Oxford: Oxford University Press, 285 p.
- Cablík, J., 1960: Základy stavby rybníků a hospodářských nádrží. I. Vydání. SZN, Mechanizace a výstavba. 311 s.
- Cairns, J., Jr. (Editor), 1982: Artificial substrates, Ann Arbor Science, Ann Arbor, Michigan, 266 p.
- Cairns, J., Jr., Henebry, M. S., 1982: Interactive and noninteractive protozoan colonization processes In: Artificial substrates, Cairns, J., Jr. (Editor), 1982: Artificial substrates, Ann Arbor Science, Ann Arbor, Michigan, 23–70 p.
- ČSN EN ISO 9391, 1996: Jakost vod – Odběr vzorků makrozoobentosu v hlubokých vodách – Pokyny pro použití kolonizačních, kvalitativních a kvantitativních vzorkovačů. Český normalizační institut Praha, 1996, 16 s.
- ČSN 75 72 21, 1998: Jakost vod – Klasifikace jakosti povrchových vod. Český normalizační institut Praha, 1998, 11 s.
- ČSN 75 77 16, 1998: Jakost vod – biologický rozbor – stanovení saprobního indexu. Český normalizační institut Praha, 1998, 176 s.
- ČSN EN ISO 5667–3, 2013: Kvalita vod – odběr vzorků – část 3: Konzervace vzorků a manipulace s nimi. Český normalizační institut Praha, 2013, 56 s.
- Czerniawska–Kusza, I., 2004: Use of artificial substrates for sampling benthic macroinvertebrates in the assessment of river quality of large lowland rivers. In.: Polish journal of environmental studies, 13 (5): 579–584 p.
- Faina, R., Máchová, J., Valentová, O., 2011: Možnost řešení kritických deficitů kyslíku v rybníčním chovu ryb pomocí aplikace nízké dávky superfosfátu. Edice metodik, VÚRH, Vodňany, č. 116, 13 s.
- Feldman, R. S., 2001: Taxonomic and size structures of phytophilous macroinvertebrate communities in Vallisneria and Trapa beds of the Hudson River, New York. Hydrobiologia 452: 233–245 p.

- Flannagan, J. F., Rosenberg, D. M., 1982: Types of artificial substrates used for sampling freshwater benthic macroinvertebrates. In: Artificial substrates, Cairns, J., Jr. (Editor), 1982: Artificial substrates, Ann Arbor Science, Ann Arbor, Michigan, 237–266 p.
- Fredeen, F. J., Spurr, D. T., 1978: Collecting semiquantitative samples of black fly larvae and other aquatic insects from large rivers with the aid of artificial substrates. *Quaest entomology* 14: 411–431 p.
- Glozier, N. E., Culp, J. M., Scrimgeour G. J., 1977: Transferability of habitat suitability curves for a benthic minnow. *Journal of Freshwater Ecology*, volume 12, number 3, September 1977, 377–379 p.
- Gracík, J., 2015: Bakalářská práce – Organický chov kapra a jeho perspektivy v ČR, 51 s.
- Graham, L. E., Wilcox, L. W., 2000: *Algae*. Prentice-Hall, Inc., New Jersey, 699 p.
- Hartman, P., Regenda, J., 2014: *Praktika v rybníkářství*, FROV JU Vodňany, 13–17 s.
- Hartman, P., Příkryl, I., Štědranský, E., 1998: *Hydrobiologie*. Druhé, přepracované vydání. Informatorium, Praha, 335 s.
- Hayward, J. M. R., Ingersoll, Ch. G., Jones, J. R., Whites D. W., 2001, Influence of sediment type and exposure time on likeness of colonization tray and background macroinvertebrate assemblages. *Journal of freshwater ecology*, *Oikos*, 565–573 p.
- Heino, J., 2000: Lentic macroinvertebrate assemblage structure along gradients in spatial heterogeneity, habitat size and water chemistry. *Hydrobiologia* 418: 229–242 p.
- Hellawell, J. M., 1978: *Biological surveillance of rivers*. Water research centre, Stevenage, England, 322 p.
- Helešic, J., 2006: Biological monitoring of running waters in Eastern and Central European countries (former communistic block). In.: G. Ziglio, M. Siligardi, G. Flaim: *Biological Monitoring of Rivers. Application and Perspectives*. Chichester, John Wiley and Sons Ltd. Water Quality Measurements Series: 327–350 p.
- Hermann, J., 1979: Population dynamics in a south swedish lake. *Hydrobiologia* 85: 482–510 p.

- Hershey, A. E., Lamberti, G. A., Chaloner, D. T., Northington, R. M., 2010: Aquatic Insect Ecology. Ecology and Classification of north American Freshwater Invertebrates. 659–694 p
- Hester, F. E., Dendy, J. S., 1962: A multiple plate sampler for aquatic macroinvertebrates. Trans. Am. Fish. Soc. 91: 420–421 p.
- Hilsenhoff, W. L., 1987: An improved biotic index of organic stream pollution. Great Lakes Entomologist 20: 31–39 p.
- Hlaváč, D., 2016: Poskytnutí základních charakteristik a popisu rybníků Skaličný a Pančár včetně obsádek rybníků na rok 2016. Sděleno prostřednictvím emailu dne 21. 7. 2016. Zootechnik rybářství Blatenská ryba, spol. s.r.o., Na příkopech 747, 388 01 Blatná.
- Hrabě, S., Bartoš, E., Kostroň, K., 1954: Klíč zvířeny ČSR I. Nakladatelství Československé akademie věd, Praha, 539 s.
- Chiu, S., Abrahams, M. V., 2010: Effects of turbidity and risk of predation on habitat selection decisions by Fathead Minnow. Environmental Biology of Fishes. 87, 309–316 p.
- Jackson, D. A., Peres, P. R., Olden, J. D., 2001: What controls who is where in freshwater fish communities – the role of biotic, abiotic and spatial factors. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 58, 157–170 p.
- Kalff, J., 2002: Limnology: Inland Water Ecosystems. Prentice-Hall, Inc., New Jersey, 592 p.
- Kavka, F., 1996: Zlatý věk Růží, České Budějovice, Nakladatelství Č. B., 203 s.
- Kokeš, J., Vojtíšková, D., 1999: Nové metody hodnocení makrozoobentosu tekoucích vod. Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, Praha: 83 s.
- Kostomarov, B., 1958: Rybářství. Státní zemědělské nakladatelství, Praha, 353 s.
- Krupauer, V., 1988: Zastavení na břehu, České Budějovice, Jihočeské nakladatelství, 1. vydání, 236 s.



- Laville, H., 1974: Utilisation de substrats artificiels pour l'étude de la faune macrobenthique de la zone littorale rocheuse des lacs de montagne. *Limnology* 10: 163–172 p.
- Lellák, J., Kubiček, F., 1992: *Hydrobiologie*. 1. vyd. Praha: Univerzita Karlova, ISBN 80–706–6530–0, 257 s.
- Lellák, J., 1958: Osídlení a sezónní dynamika zvířeny dna dvou rybníků. *Věst. čs. spo. zool.* 22, 203–231 s.
- Máchová, J., Faina, R., Valentová, O., Skácelová, O., Stará, A., Adámek, Z., Hlaváč, D., 2012: The links between water quality in carp ponds and the extent of their management intensification. In: *Domestication in Finfish Aquaculture*, Olsztyn – Mragowo, 127 p.
- Mapové podklady, 2016: zdroj: dostupné na <http://www.mapy.cz> >. Navštíveno 21.7 2016.
- Mihaljevic, Z., Kerovec, M., Tavčar, V., Bukvic, I., 1998: Macroinvertebrate community on an artificial substrate in the Sava river: long-term changes in the community structure and water quality, *Biologia Bratislava*, 53: 611–620 p.
- Modde, T., Drewes, H.G., 1990: Comparison of biotic index values for invertebrate collection from natural and artificial substrates. In: *Freshwater biology* 23, 171 p.
- Mössmer, M., 2014: V: *Biofisch, workshop – Příklady dobré praxe v rybníkářství (Kvalita prostředí rybníků v oblasti Třeboňska a Waldviertelu)*, MEVPIS FROV JU – Vodňany, ČR, 2. – 3. 4. 2014.
- Mössmer, M., 2016: Poskytnutí základních charakteristik a popisu rybníka Haslauer včetně obsádek rybníka na rok 2016. Sděleno prostřednictvím emailu dne 3. 8. 2016. Der Fischwirtschaftsmeister ARGE Biofisch, Bergsteiggasse 5, Wien, 1170.
- MZe ČR, 2013: *Situační a výhledová zpráva ryb*. Ministerstvo zemědělství, Praha 32 s.
- Olomukoro, J.O., Eleghosa, O., 2009: Macroinvertebrate colonisation of artificial substrates. *African scientist*, 10 (1): 53–63 p.

- Organický chov ryb v Rakousku, 2016: ARGE Biofisch, zdroj: dostupné na < <http://www.biofisch.at/werwirsind/html> >. Navštíveno 19. 7. 2016.
- Pegel, M., 1980: Zur methodik der Driftmessung in der Fliessgewässerökologie unter besonderer Berücksichtigung der Simuliidae. *Entomology* 89: 198–214 p.
- Petersen, R. C., Cummins, K. W., 1974: Leaf processing in a woodland stream. *Freshwater biology* 4: 343–368 p.
- Pitter, P., 1999: *Hydrochemie*, Vydavatelství VŠCHT, Praha: 568 s.
- Pokorný, J. 2010: Perspektiva malých vodních nádrží a rybníků ve 21. století. Sborník referátů z konference k 90. Výročí založení Rybářské školy ve Vodňanech, 60–62 s.
- Potuzak J., Huda J., Pechar L., 2009: Changes in fish production effectivity in Eutrophic fishponds. Impact of zooplankton structure. *Aquaculture International* 15 (3–4): 201–210 p.
- Regenda J., 2014: V: Současný stav akvakultury v ČR a její perspektiva z pohledu intenzivního chovu ryb, workshop – Kaprové rybníkářství se zřetelem na stav a perspektivy organického chovu v Dolním Rakousku a jižních Čechách. *Unter Wasser Reich – Schrems, Rakousko*, 16. 9. 2014.
- Rinella, D. J., Feminella, J. W., 2005: Comparison of Benthic Macroinvertebrates colonizing sand, wood and artificial substrates in a low – gradient stream. *Journal of freshwater ecology*, volume 20, number 2, June 2005, 209–219 p.
- Rosenberg, D. M., Resh V. H., 1993: *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York, 488 p.
- Rozkošný, R., 1980: *Klíč vodních larev hmyzu*. Academia, Praha, 521 s.
- Rozkošný, M., Adámek, Z., Heteša, J., Všeticková, L., Marvan, P., Sedláček, P., 2011: Vliv rybníků na vodní ekosystémy recipientů jižní Moravy. *Vodní hospodářství* 2, 2011: 18–21 s.
- Rybářské sdružení ČR, 2016: Produkční rybníkářství, zdroj: dostupné na < <http://www.cz-ryby.cz/content/default/1.1.html> >. Navštíveno 11. 4. 2016.

- Rybníkářství Blatenská ryba, spol. s. r. o, 2016: zdroj: dostupné na < <http://www.blatenskaryba.cz> >. Navštíveno 18. 7. 2016.
- Shieh, S-H., Yang P-S., 1999: Colonization patterns of aquatic insects on artificial substrate sizes. In.: Chinese journal of entomology, 19: 119–143 p.
- Schneider, K.N., Winemiller, K.O., 2008: Structural complexity of macroinvertebrate species in floodplain systems. In.: Hydrobiologia, 610: 235–244 p.
- Simberloff, D. S., 1974: Equilibrium theory of island biogeography and ecology. Annual review of ecology and systematics 5: 161–182 p.
- Slack, K. V., Ferreira, R. F., Averett, R. C., 1986: Comparison of four artificial substrates and the ponar grab for benthic invertebrate collection. Water resources bulletin, 22: 237–248 p.
- Stauffer, J. R., Beiles, H. A., Cox, J.W., Dixon, K. L., Simonet, D. E., 1976: Colonization of macrobenthos communities on artificial substrates, Revista De Biologia 10: 49–61 p.
- Soukup, M., 2006: Opatření v zemědělské krajině pro zlepšení vodních útvarů. 1. vydání. Praha: Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy. 108 s.
- Sulistiyarto, B., Christiana, I., 2015: Colonization by bloodworms (Chironomidae larvae) using artificial substrates in floodplain waters: Effects of exposure periods and season. In: International journal of aquatic science, ISSN:2008–8019, Vol. 6, No. 2, 39–47 p.
- Swift, M. C., Canfield, T.J., La Point T. W., 1996: Sampling benthic communities for sediment toxicity assessments using grab samplers and artificial substrates. J.Great Lakes Res. 22: 557–564 p.
- Voshell, J. R., Simmons, G. M., 1977: An evaluation of artificial substrates for sampling macrobenthos in reservoirs. Hydrobiologia 53: 257–269 p.

- Všetičková, L., a Adámek Z., 2012: The impact of carp pond management upon macrozoobenthos assemblages in recipient pond canals. *Aquaculture International*, ISSN 0967–6120.
- Všetičková, L., a Adámek Z., 2013: Změna kvality vody po průtoku rybníky, Sborník referátů konference „Chov ryb a kvalita vody II“, RS ČR, únor 2013 České Budějovice, 35–42 s.
- Všetičková L., Adámek Z., Rozkošný M., Sedláček P., 2012: Effects of semi-intensive carp pond farming on discharged water quality. *Acta Ichthyol. Piscat.* 42 (3): 223–231 p.
- Walker, P. D., Wijnhoven, S., Velde, G., 2013: Macrophyte presence and growth form influence macroinvertebrate community structure. *Aquatic Botany* 104: 80–87 p.
- Wetzel, R. G., 1983: *Limnology*. Second edition. Saunders college publishing, Philadelphia, 860 p.
- Yanygina, L. V., 2013: Phytophilous Zoocoenoses of lake Teletskoye. *Contemporary problems of ecology* 3, 287–296 p.
- Zahar, A. R., 1951: The ecology and distribution of black flies in south – east Scotland. *Animal ecology* 20: 33–62 p.

## 9. SEZNAM PŘÍLOH

**Příloha č. 1:** Celkový přehled výsledků vlastního měření základních parametrů vodního prostředí ze všech sledovaných rybníků.

**Příloha č. 2:** Celkový přehled zjištěných taxonů a výpočet sabrobního indexu (SI) na rybníku Skaličný.

**Příloha č. 3:** Celkový přehled zjištěných taxonů a výpočet sabrobního indexu (SI) na rybníku Pančár.

**Příloha č. 4:** Celkový přehled zjištěných taxonů a výpočet sabrobního indexu (SI) na rybníku Gebhartsteich.

**Příloha č. 5:** Celkový přehled zjištěných taxonů a výpočet sabrobního indexu (SI) na rybníku Haslauerteich.

**Příloha č. 6:** Přehled vypočtených hodnot Shannon – Wienrova indexu diverzity ( $H'$ ) na rybníku Skaličný.

**Příloha č. 7:** Přehled vypočtených hodnot Shannon – Wienrova indexu diverzity ( $H'$ ) na rybníku Pančár.

**Příloha č. 8:** Přehled vypočtených hodnot Shannon – Wienrova indexu diverzity ( $H'$ ) na rybníku Gebhartsteich.

**Příloha č. 9:** Přehled vypočtených hodnot Shannon – Wienrova indexu diverzity ( $H'$ ) na rybníku Haslauerteich.

**Příloha č. 10:** Přehled statistického vyhodnocení ( $p$  – hodnota) zjištěných hodnot na sledovaných profilech daných rybníků.

## 10. PŘÍLOHY

Příloha č. 1.: Celkový přehled výsledků vlastního měření základních parametrů vodního prostředí ze všech sledovaných rybníků.

Rybník	Datum odběru	Lokace stoky	Teplota (°C)	Konc. O <sub>2</sub> (mg.l <sup>-1</sup> )	Nasyc. O <sub>2</sub> (%)	Hodnota pH	Konduktivita (μS/cm)	Turbidita (NTU)	Rychlost proudu vody (s.m <sup>-1</sup> )	Šířka toku (cm)	Hloubka vody (cm)	Průtok vody (l.s <sup>-1</sup> )	
SKALIČNÝ	27.4.	přítok	6,2	10,0	81,5	7,9	555,0	0,9	0,0	75,0	42,0	0,06	
		odtok	9,5	8,4	71,9	9,4	536,0	16,5	0,0	105,0	22,0	0,05	
		jalovák	9,1	8,1	70,5	9,4	543,0	15,8	0,1	80,0	15,0	0,06	
	9.6.	přítok	15,1	5,7	56,2	7,3	511,0	2,8	0,2	70,0	35,0	0,39	
		odtok	20,0	3,8	40,9	7,3	491,0	21,8	0,0	100,0	20,0	0,02	
		jalovák	21,3	5,5	62,0	8,7	466,0	21,6	0,0	100,0	20,0	0,04	
	7.7.	přítok	15,2	5,2	51,6	7,7	573,0	2,8	0,0	70,0	33,0	0,02	
		odtok	19,7	1,5	15,8	6,9	526,0	14,4	0,0	110,0	20,0	0,04	
		jalovák	22,1	5,3	61,4	8,7	488,0	13,8	1,6	90,0	15,0	2,16	
	10.8.	přítok	14,9	5,3	51,9	7,6	567,0	2,6	0,0	70,0	31,0	0,02	
		odtok	18,3	1,3	11,8	7,1	542,0	32,3	0,0	110,0	18,0	0,02	
		jalovák	18,7	4,8	52,6	8,0	487,0	29,1	0,0	90,0	9,0	0,03	
12.9.	přítok	14,6	3,93	38,7	8,26	624,0	10,3	0,0	25,0	11,0	0,01		
	odtok	18,7	1,83	19,4	6,53	544,0	103,0	0,0	110,0	18,0	0,02		
	jalovák	16,5	3,12	31,6	7,28	496,0	50,1	0,0	40,0	3,0	0,00		
PANČÁR	27.4.	přítok	7,3	7,9	65,6	7,1	502,0	0,8	0,0	185,0	45,0	0,17	
		odtok	7,9	7,0	58,8	7,4	412,0	4,2	0,0	178,0	38,0	0,07	
	9.6.	přítok	13,3	6,5	61,8	6,9	548,0	2,1	0,0	180,0	40,0	0,07	
		odtok	21,3	6,2	70,4	8,7	379,0	10,2	2,3	175,0	35,0	13,78	
	7.7.	přítok	15,2	6,4	63,7	7,6	518,0	0,3	0,0	175,0	35,0	0,06	
		odtok	19,1	1,9	20,4	7,2	391,0	11,8	0,0	170,0	30,0	0,00	
	10.8.	přítok	14,9	6,4	63,8	7,7	479,0	1,5	0,0	190,0	20,0	0,08	
		odtok	19,9	4,0	43,9	7,7	351,0	7,9	0,0	180,0	29,0	0,10	
	12.9.	přítok	16,1	5,99	60,8	8,12	437,0	0,60	0,0	80,0	8,0	0,01	
		odtok	20,4	0,88	9,8	7,4	393,0	16,4	0,0	120,0	7,0	0,01	
	GEBHARTSTEICH	26.4.	přítok	7,0	8,2	67,7	7,4	152,4	1,7	0,2	175,0	45,0	1,58
			odtok	10,8	7,1	64,4	6,9	160,3	2,9	0,1	170,0	23,0	0,39
8.6.		přítok	14,7	5,3	52,0	6,5	143,1	3,5	0,1	170,0	36,0	0,61	
		odtok	21,0	5,0	56,7	6,5	136,3	7,9	0,5	170,0	20,0	1,67	
8.7.		přítok	13,6	4,5	43,7	6,8	148,3	2,9	0,0	170,0	35,0	0,00	
		odtok	20,2	4,2	46,9	7,1	137,6	7,4	0,0	165,0	19,0	0,06	
11.8.		přítok	13,8	5,5	52,1	7,1	148,7	3,8	0,0	160,0	34,0	0,11	
		odtok	18,4	3,9	41,4	6,9	134,0	18,9	0,0	160,0	15,0	0,00	
13.9.		přítok	15,3	1,41	14,2	6,94	161,9	1,93	0,0	170,0	33,0	0,00	
		odtok	19,8	4,34	47,6	6,9	135,0	16,2	0,0	200,0	18,0	0,14	
HASLAUERTEICH	26.4.	přítok	9,6	9,6	83,3	7,4	187,4	1,5	0,0	120,0	25,0	0,06	
		odtok	8,0	3,6	30,4	6,6	248,0	14,1	0,0	25,0	5,0	0,00	
	8.6.	přítok	18,7	4,4	47,6	6,3	132,3	16,7	0,1	115,0	20,0	0,16	
		odtok	20,6	5,8	65,0	7,5	135,3	2,8	0,2	90,0	15,0	0,32	
	8.7.	přítok	17,5	5,0	51,4	7,3	224,3	6,2	0,0	115,0	15,0	0,03	
		odtok	18,3	0,9	9,9	6,7	162,5	9,5	0,0	90,0	15,0	0,00	
	11.8.	přítok	17,0	5,2	50,7	7,2	174,8	6,3	0,0	120,0	19,0	0,00	
		odtok	17,4	4,4	46,1	7,4	149,8	13,4	0,0	120,0	24,0	0,09	
	13.9.	přítok	16,2	4,0	37,6	7,3	190,2	16,5	0,0	130,0	7,0	0,01	
		odtok	19,2	1,44	15,6	7,34	126,7	9,88	0,0	170,0	24,0	0,04	



**Příloha č. 2: Celkový přehled taxonů a výpočet sábrobního indexu na rybníku Skatčický**

PŘEHLED	Rybní SKAČICÝ		9.6.2016				7.7.2016				10.8.2016				12.8.2016																														
	Hmotn. št.	Taxon	Výpočetné hodnoty		Výpočetné hodnoty		Výpočetné hodnoty		Výpočetné hodnoty		Výpočetné hodnoty		Výpočetné hodnoty		Výpočetné hodnoty		Výpočetné hodnoty																												
			h	h	h	h	h	h	h	h	h	h	h	h	h	h	h	h																											
mezofil Hydrozoa		Hydra sp.	10	32,3																																									
mládě mláček Oligoneuria		Limnocalanus macrurus	23		3	6,3	3	6,9																																					
		Tubificoides			4	57,1																																							
		Eubania	21		2	4,2																																							
		Limnocalanus macrurus	3,6				3	1,7	2	4,2																																			
		Planoctonella	27																																										
		Eubania	3		6	12,5	5	11,7	5	15																																			
přelivky Hirudinea		Geoplistia complanata	26		2	4,2	3	7,8																																					
		Eubania	28		1	14,3			8	12																																			
		Hirudinea	28		1	2,1			3	1,7	2	5,6	1	0,2	1	2,8																													
		Hemidosses	22																																										
mechovky Bryozoa		Cratella mucosa	12																																										
		Stigmella sp.	17		2	4,2																																							
při Gastropoda		Gebra	19		1	2,1	2	3,4	5	2,8	2	3,4																																	
		Gyraulus sp.	19		1	3,2	3	5,7																																					
		Gyraulus albus	17						29	16,1	5	8,5	1	1,8	2	3,8	2	0,5	1	1,9																									
		Physella	23						26	14,4	5	8,5	1	1,8	2	3,8	2	0,5	1	1,9																									
		Planorbis	17		1	3,2	3	5,1																																					
		Radix	23						1	0,6	1	2,3																																	
		Radix	2		2	5,5			7	3,9																																			
		Aeolis	28		19	38,6	7	19,6																																					
		Belis	2		1	2,1	2	4	17	9,4	3	6																																	
		Centropomus	19		1	2,1	2	3,8																																					
při Ephemeroptera		Hydroptilidae	14		4	8,3	3	4,2																																					
		Chironomus	21						1	0,6	1	2,1	2	0,3	1	2,1																													
		Chaet	22																																										
při Odonata		Aeschna sp. juv.	2																																										
		Aeschna cyanea	2																																										
při Heteroptera		Nesidea	22																																										
		Sagitta	15																																										
		Belostomatidae	15																																										
		Belostomatidae	15																																										
		Nesidea	15																																										
		Belostomatidae	15																																										
		Belostomatidae	15																																										
		Belostomatidae	15																																										
		Belostomatidae	15																																										
		Belostomatidae	15																																										
při Megaloptera		Megaloptera	15		3	9,7	3	4,5																																					
		Megaloptera	15																																										
		Megaloptera	15																																										
		Megaloptera	15																																										
		Megaloptera	15																																										
		Megaloptera	15																																										
		Megaloptera	15																																										
		Megaloptera	15																																										
		Megaloptera	15																																										
		Megaloptera	15																																										
při Trichoptera		Trichoptera	23		1	2,1	2	4																																					
		Trichoptera	23		1	2,1	2	4																																					
		Trichoptera	23		1	2,1	2	4																																					
		Trichoptera	23		1	2,1	2	4																																					
		Trichoptera	23		1	2,1	2	4																																					
		Trichoptera	23		1	2,1	2	4																																					
		Trichoptera	23		1	2,1	2	4																																					
		Trichoptera	23		1	2,1	2	4																																					
		Trichoptera	23		1	2,1	2	4																																					
		Trichoptera	23		1	2,1	2	4																																					
při Chironomidae		Chironomus annulus gr.	33																																										
		Chironomus annulus gr.	33																																										
		Chironomus annulus gr.	33																																										
		Chironomus annulus gr.	33																																										
		Chironomus annulus gr.	33																																										
		Chironomus annulus gr.	33																																										
		Chironomus annulus gr.	33																																										
		Chironomus annulus gr.	33																																										
		Chironomus annulus gr.	33																																										
		Chironomus annulus gr.	33																																										
při Diptera		Smulium sp.	16		1	2,1	2	3,2																																					
		Smulium sp.	16		1	2,1	2	3,2																																					
při Simuliidae		Smulium	16		1	3,2	3	4,8																																					
		Smulium	16		1	3,2	3	4,8																																					
		Smulium	16		1	3,2	3	4,8																																					
		Smulium	16		1	3,2	3	4,8																																					
		Smulium	16		1	3,2	3	4,8																																					
		Smulium	16		1	3,2	3	4,8																																					
při Diptera		Tipula	23																																										
		Tipula	23																																										
		Tipula	23																																										
		Tipula	23																																										
při Hemiptera		Corixa	21																																										
		Corixa	21																																										
		Corixa	21																																										
		Corixa	21																																										
<b>Celkem</b>			31	1000	35	67,9	7	100,0	10	20	48	100,0	35	77,9	180	100,0	48	100,0	647	1000	15	46,2	95	100,0	24	62,4	381	100,0	42	84,1	189	100,0	30	84,8	51	100,0	11	29,2	106,0	100,0	25	62	100,0	28	71,5

**Příloha č. 3: Celkový přehled taxonů a výpočet sabrobního indexu na rybníku Pančář**

PŘEHLED	Rybník PANČÁŘ	9.6.2016				7.7.2016				10.8.2016				12.9.2016																			
		Macrobenthos	Microbenthos	Přítok	Vypočetné hodnoty	Otok	Vypočetné hodnoty	Přítok	Vypočetné hodnoty	Otok	Vypočetné hodnoty	Přítok	Vypočetné hodnoty	Otok	Vypočetné hodnoty																		
	Taxon	h	h'S	h	h'S	h	h'S	h	h'S	h	h'S	h	h'S	h	h'S																		
mláčeřinatci Oligochaeta	Ophionereis serpentina	2,9	10	14,3	5	14,5																											
	Syllaria lacustris	2,3	1	1,4	2	4,6																											
	Nais communis	2,9	1	1,4	2	5,8																											
	Chaetogaster sp.	2,3	2	2,9	2	4,6																											
	Limoniscus hoffmeisteri	3,6	2	2,9	2	7,2																											
	Psephenoides abboza	2,7					50	26,0	7	18,9																							
plavky Hirudinea	Eprobolus obovatus	3	2	12,5	5	15	1	1,4	2	6	5	5,4	3	9																			
	Heobolus stagnalis	2,8	2	2,9	2	5,6	1	1,1	2	5,6	3	3,8	3	9	12	7,0	3	9															
	Eprobolus villosus	2,6	1	1,4	2	5,2	2	1,0			3	3,8	3	8,4	12	7,0	3	8,4															
	Glossiphonia complanata	2,6	1	1,4	2	5,2					3	1,7	2	5,2	3	1,7	2	5,2															
	Cerastella mucosa	1,2	1	1,4	2	2,4																											
mechovky Plumetellida	Gyralis albus	1,7	2	12,5	5	8,5	1	1,1	2	3,4	6	3,1	3	5,1	1	1,3	2	3,4	5	2,9	2	3,4											
	Lymnaea stagnalis	1,9					3	3,2	3	5,7				1	1,3	2	3,8																
	Gobla truncatula	1,7												1	0,5	1	1,7																
	Aplexa hyporum	1,5												1	0,5	1	1,5																
	Planorbis planorbis	1,9	43	22,1	7	13,3					43	22,1	7	13,3																			
plži Gastropoda	Radix sp. juv.	1,6								1	0,5																						
	Physa fontinalis	1,6								1	0,5																						
	Sagittaria nitida	1,5																															
	Sphaerium comense	2,4	35	50,0	9	21,6					26	13,5	5	12																			
	Musculinum lacustre	1,5	1	1,4	2	3																											
korýši stejnožejzí Isopoda	Pseudis subtruncatum	2,5	4	5,7	3	7,5																											
	Asellus aquaticus	2,8	9	56,3	9	25,2	3	4,3	3	8,4	75	80,6	9	25,2	8	4,2	3	8,4	64	80,0	9	25,2	26	15,1	5	14							
	Cloacis dipetum	2,1																															
	Heteropoda fusca	1,4																															
	Nemurella picteti	0,5																															
ploščice Heteroptera	Hydrotella graesbena	1,5								17	8,9																						
	Geris sp.	1,5								1	0,5	1	1,5																				
brouci Coleoptera	Gyrinus sp.	2	1	6,3	3	6																											
	Aegabus sp. x bipustulatus	2																															
	Haliplus sp.	1,8																															
	Planorbis maculatus	1,2																															
	Laccophilus sp.	1,5																															
	Hydrobius fuscipes	1,5																															
chrostci Trichoptera	Hydropterus sp.	1,5																															
	Holocentropus picicornis	1,8																															
	Plectrocnemia conspersa	1,5	1	6,3	3	4,5																											
	Plectrocnemia conspersa	1,5	1	6,3	3	4,5																											
	Lype sp.	1,5	1	6,3	3	4,5																											
patkoni Chironomidae	Panarchonimus varugr.	2,5	3	4,3	3	7,5																											
	Polypedium sp.	2	3	4,3	3	6																											
	Psectrocladius varius	3,3																															
	Procladius sp.	2,5																															
komáři Diptera	Culiseta pipiens	2,5	3	3,2	3	7,5																											
	Anopheles claviger	2,5																															
muchničky Simuliidae	Simulium nobile	1,6																															
	Phychotera lacustris	1																															
slidky Diptera	Hexatoma sp.	1,5																															
	Dixaena sp.	1,5																															
bahnomilky Diptera	Hexatoma sp.	1,5																															
	Coixidae fam. juv.	1,5																															
polokřídilí Hemiptera	Cell m	16	100,0	25	59,2	70	100,0	44	109,9	93	100,0	24	60,4	192	100,0	39	77,5	80	100,0	30	70,9	172	100,0	45	106,2	74	100,0	29	60,2	155	100,0	46	107,7
	Cell m	16	100,0	25	59,2	70	100,0	44	109,9	93	100,0	24	60,4	192	100,0	39	77,5	80	100,0	30	70,9	172	100,0	45	106,2	74	100,0	29	60,2	155	100,0	46	107,7



Příloha č. 5: Celkový přehled taxonů a výpočet sabrobního indexu na rybníku Haslauertěch

PŘEHLED	Rybník HASLAUERTĚCH		8.6.2016			8.7.2016			11.8.2016			13.9.2016																										
	Hendry	SI	Počet	%	h	hS	Počet	%	h	hS	Počet	%	h	hS																								
															Přítok	Vypočtené hodnoty	Otok	Vypočtené hodnoty	Přítok	Vypočtené hodnoty	Otok	Vypočtené hodnoty																
plášťovky Coelenterata																																						
	Hydra	sp.																																				
	Tuffididae	fam. juv.																																				
mláostěnatci Oligochaeta	Lumbriculus	variegatus	23	4	3,3	3	6,9																															
	Auidrius	plurissab	22	3	2,4	2	4,4																															
	Syllaria	leucistis	23																																			
	Limnoria	hoffmeisteri	36	18	14,6	5	18																															
	Eprobæla	occulata	3	9	7,3	3	9																															
přivavky Hirudinea	Gossiphonia	compansata	26	4	3,3	3	7,8																															
	Helobdella	stagnalis	28	2	1,6	2	5,6																															
	Alboglossiphonia	heterocha	24																																			
	Glossiphonia	heterocha	24																																			
	Piscicola	gramma	21																																			
	Hieropis	sanguisuga	21	1	0,8	1	2,1																															
plži Gastrozoa	Pleurobænis	tonneais	17	2	1,6	2	3,4																															
	Pisidium	subtruncatum	25	2	1,6	2	5																															
	Misoulum	lacustris	15																																			
korýši stejnonozní Isopoda	Aesulus	aquatilis	28	57	46,3	9	25,2	20	77,7	3	4,5	13	3,6	3	4,5																							
	Cheon	dipetum	21	1	0,8	1	2,1																															
jeptice Ephemeroptera	Siphonurus	alternatus	15	3	2,4	2	3																															
	Geris	leucistis	15																																			
	Notogeta	glauca	22																																			
	Nepa	omarea	21																																			
	Hesperocnema	senhbergi	15																																			
střečatky Megaloptera	Gerizæ	fam. juv.																																				
	Sais	luzia	23																																			
	Gyrinus	caspius	2																																			
	Limnephilus	gemmanus	18	2	1,6	2	3,6																															
chrostitci Trichoptera	Chironomus	plumosus	39																																			
	Parachironomus	vanusgr.	25	15	12,2	5	12,5																															
pakomáři Chironomidea	Procladius	sp.	23																																			
	Simulium	noelleri	16																																			
mouchičky Simuliidae																																						
<b>Celkem</b>			123	100,0	42	108,6	224	100,0	15	38,9	55	100,0	29	74,9	280	100,0	16	37,4	13	100,0	25	62,6	360	100,0	22	55,8	11	100,0	18	40,2	172	100,0	28	74,7				







Příloha č. 8: Přehled vypočtených hodnot Shannon-Wienerova indexu diversity na rybníku Gebhartstětech

PŘEHLED	Rybník GEBHARTSTĚTECH																								
	8.6.2016				8.7.2016				11.2.2016				13.9.2016												
	Průtok	Vypočtené hodnoty	Otok	Vypočtené hodnoty	Průtok	Vypočtené hodnoty	Otok	Vypočtené hodnoty	Průtok	Vypočtené hodnoty	Otok	Vypočtené hodnoty	Průtok	Vypočtené hodnoty	Otok	Vypočtené hodnoty									
Počet	PI	In	PI*lnPI	Počet	PI	In	PI*lnPI	Počet	PI	In	PI*lnPI	Počet	PI	In	PI*lnPI										
plošňáci Coelenterata	Polycelis nigra x lenus	2	0,1	-2,6	-0,20																				
	Dugesia polychoeta																								
nezmraří Hydrozoa	Hydra sp.																								
	Ophionas sepentina																								
mláostřinatci Oligochaeta	Slavina appendiculata																								
	Tubificidae fam. juv.																								
plošňáci Oligochaeta	Limnodrilus hoffmeisteri																								
	Aldrichia pluvisea																								
plošňáci Oligochaeta	Lumbriculus variegatus																								
	Eriopobella obovata																								
plošňáci Hirudinea	Eriopobella vilnerus																								
	Glossiphonia complanata																								
plošňáci Hirudinea	Helobdella stagnalis																								
	Alboglossiphonia heterodonta																								
plošňáci Gastropoda	Gyraulus abius																								
	Sphaerium conicum																								
plošňáci Bivalvia	Musculum lacustris																								
	Pisidium casertanum																								
plošňáci Bivalvia	Pisidium sp.																								
	Asellus aquaticus																								
plošňáci Isopoda	Hydrophilobia fusca																								
	Baetis venus																								
plošňáci Ephemeroptera	Limnephilus germanus																								
	Chaetopteryx sp.																								
plošňáci Trichoptera	Hydropsyche angustipennis																								
	Sialis lubra																								
plošňáci Megaloptera	Riantus sp.																								
	Gyrinus sp.																								
plošňáci Coleoptera	Aeschna sp. juv.																								
	Gerridae fam. juv.																								
plošňáci Heteroptera	Endochironomus sp.																								
	Chironomus plumosus																								
plošňáci Chironomidae	Panochironomus veus gr.																								
	Thienemannimyia sp. fam. juv.																								
plošňáci Chironomidae	Chironomidae fam. juv. var. vari																								
	Simulium angustipes																								
plošňáci Simuliidae	Simulium nobile																								
	Chaoborus crystallinus																								
<b>Celkem</b>		26		-1,99	227		-2,13	166		-0,50	364		-0,82	82		-1,19	344		-1,20	78		-1,64	354		-1,04
<b>Výsledky indexů druhové diversity</b>				<b>Přítok 1,99</b>			<b>Otok 2,13</b>			<b>Přítok 0,5</b>			<b>Otok 0,82</b>			<b>Přítok 1,19</b>			<b>Otok 1,20</b>			<b>Přítok 1,64</b>			<b>Otok 1,64</b>

Příloha č. 9: Přehled vypočetných hodnot Shannon-Wienerova indexu diversity na rybníku Hasla uerteich

PŘEHLED	8.6.2016										8.7.2016										11.8.2016										13.9.2016									
	Přítok		Vypočetné hodnoty		Otok		Vypočetné hodnoty		Přítok		Vypočetné hodnoty		Otok		Vypočetné hodnoty		Přítok		Vypočetné hodnoty		Otok		Vypočetné hodnoty		Přítok		Vypočetné hodnoty		Otok		Vypočetné hodnoty									
	Počet	Pi	In pi	pi*lnpi	Počet	Pi	In pi	pi*lnpi	Počet	Pi	In pi	pi*lnpi	Počet	Pi	In pi	pi*lnpi	Počet	Pi	In pi	pi*lnpi	Počet	Pi	In pi	pi*lnpi	Počet	Pi	In pi	pi*lnpi	Počet	Pi	In pi	pi*lnpi								
<b>Rybník HASLAUERTEICH</b>																																								
<b>Taxon</b>																																								
plíseňky Coelenterata																																								
Hydra sp.	10	0,0	-3,1	-0,14	3	0,0	-4,3	-0,06	1	0,1	-2,6	-0,20	1	0,1	-2,6	-0,20	1	0,1	-2,6	-0,20	1	0,1	-2,6	-0,20	1	0,1	-2,6	-0,20	1	0,1	-2,6	-0,20	1	0,1	-2,6	-0,20	1	0,1	-2,6	-0,20
Tubificidae																																								
Lam. juv.																																								
Lumbriculus variegatus	4	0,0	-3,4	-0,11	1	0,0	-4,0	-0,07	1	0,0	-5,6	-0,02	1	0,0	-5,6	-0,02	1	0,0	-5,6	-0,02	1	0,0	-5,6	-0,02	1	0,0	-5,6	-0,02	1	0,0	-5,6	-0,02	1	0,0	-5,6	-0,02	1	0,0	-5,6	-0,02
mielőstieňaci Oligochaeta																																								
Audoubertus plumosus	3	0,0	-3,7	-0,09	1	0,0	-5,4	-0,02	1	0,0	-5,4	-0,02	1	0,0	-5,4	-0,02	1	0,0	-5,4	-0,02	1	0,0	-5,4	-0,02	1	0,0	-5,4	-0,02	1	0,0	-5,4	-0,02	1	0,0	-5,4	-0,02	1	0,0	-5,4	-0,02
Sylleria lacustris																																								
Lumbriculus hoffmeisteri	18	0,1	-1,9	-0,28	5	0,1	-2,4	-0,22	5	0,1	-2,4	-0,22	5	0,1	-2,4	-0,22	5	0,1	-2,4	-0,22	5	0,1	-2,4	-0,22	5	0,1	-2,4	-0,22	5	0,1	-2,4	-0,22	5	0,1	-2,4	-0,22	5	0,1	-2,4	-0,22
Eprobetha occulta	9	0,1	-2,6	-0,19	5	0,1	-2,4	-0,22	16	0,1	-2,8	-0,17	2	0,2	-1,9	-0,29	9	0,0	-3,7	-0,09	2	0,2	-1,9	-0,29	9	0,0	-3,7	-0,09	2	0,2	-1,9	-0,29	9	0,0	-3,7	-0,09	2	0,2	-1,9	-0,29
Glossiphonia complanata	4	0,0	-3,4	-0,11	1	0,0	-4,0	-0,07	14	0,1	-2,9	-0,16	1	0,0	-5,6	-0,02	1	0,0	-5,6	-0,02	1	0,0	-5,6	-0,02	1	0,0	-5,6	-0,02	1	0,0	-5,6	-0,02	1	0,0	-5,6	-0,02	1	0,0	-5,6	-0,02
Helobdella stagnalis	2	0,0	-4,1	-0,07	7	0,0	-3,5	-0,11	1	0,0	-5,6	-0,02	1	0,0	-5,6	-0,02	1	0,0	-5,6	-0,02	1	0,0	-5,6	-0,02	1	0,0	-5,6	-0,02	1	0,0	-5,6	-0,02	1	0,0	-5,6	-0,02	1	0,0	-5,6	-0,02
Alboglossiphonia heterodonta																																								
Glossiphonia heterodonta																																								
Pescoda geometra	1	0,0	-4,8	-0,04	1	0,0	-4,8	-0,04	1	0,1	-2,6	-0,20	1	0,1	-2,6	-0,20	1	0,1	-2,6	-0,20	1	0,1	-2,6	-0,20	1	0,1	-2,6	-0,20	1	0,1	-2,6	-0,20	1	0,1	-2,6	-0,20	1	0,1	-2,6	-0,20
Haemopsis sanguisuga																																								
Pleurobarus cornutus	2	0,0	-4,1	-0,07	1	0,0	-4,0	-0,07	1	0,0	-4,0	-0,07	1	0,0	-4,0	-0,07	1	0,0	-4,0	-0,07	1	0,0	-4,0	-0,07	1	0,0	-4,0	-0,07	1	0,0	-4,0	-0,07	1	0,0	-4,0	-0,07	1	0,0	-4,0	-0,07
Pleurobarus subtruncatum	2	0,0	-4,1	-0,07	3	0,0	-4,3	-0,06	20	0,1	-2,6	-0,20	2	0,2	-1,9	-0,29	13	0,0	-3,3	-0,12	2	0,2	-1,9	-0,29	300	0,8	-0,2	-0,15	1	0,1	-2,4	-0,22	7	0,0	-3,2	-0,13	1	0,1	-2,4	-0,22
Musculum lacustre	3	0,0	-4,3	-0,06	200	0,9	-0,1	-0,10	28	0,5	-0,7	-0,34	2	0,2	-1,9	-0,29	2	0,2	-1,9	-0,29	2	0,2	-1,9	-0,29	2	0,2	-1,9	-0,29	2	0,2	-1,9	-0,29	2	0,2	-1,9	-0,29	2	0,2	-1,9	-0,29
Asellus aquaticus	57	0,5	-0,8	-0,36	200	0,9	-0,1	-0,10	28	0,5	-0,7	-0,34	2	0,2	-1,9	-0,29	2	0,2	-1,9	-0,29	2	0,2	-1,9	-0,29	2	0,2	-1,9	-0,29	2	0,2	-1,9	-0,29	2	0,2	-1,9	-0,29	2	0,2	-1,9	-0,29
Ceratonerebia dipetum	1	0,0	-4,8	-0,04	1	0,0	-4,8	-0,04	1	0,0	-4,8	-0,04	1	0,0	-4,8	-0,04	1	0,0	-4,8	-0,04	1	0,0	-4,8	-0,04	1	0,0	-4,8	-0,04	1	0,0	-4,8	-0,04	1	0,0	-4,8	-0,04	1	0,0	-4,8	-0,04
Sphenonerebia alternatus	3	0,0	-3,7	-0,09	3	0,0	-3,7	-0,09	3	0,0	-3,7	-0,09	3	0,0	-3,7	-0,09	3	0,0	-3,7	-0,09	3	0,0	-3,7	-0,09	3	0,0	-3,7	-0,09	3	0,0	-3,7	-0,09	3	0,0	-3,7	-0,09	3	0,0	-3,7	-0,09
Geris lacustris																																								
Nobrevicia glauca																																								
Nepa cinerea																																								
Hesperocorixa sabini																																								
Geris lacustris	1	0,0	-4,0	-0,07	1	0,0	-4,0	-0,07	1	0,0	-4,0	-0,07	1	0,0	-4,0	-0,07	1	0,0	-4,0	-0,07	1	0,0	-4,0	-0,07	1	0,0	-4,0	-0,07	1	0,0	-4,0	-0,07	1	0,0	-4,0	-0,07	1	0,0	-4,0	-0,07
Geris lacustris	3	0,1	-2,9	-0,16	10	0,2	-1,7	-0,31	1	0,0	-5,6	-0,02	6	0,5	-0,8	-0,36	8	0,0	-3,8	-0,08	6	0,5	-0,8	-0,36	8	0,0	-3,8	-0,08	8	0,7	-0,3	-0,23	1	0,0	-5,1	-0,03	1	0,0	-5,1	-0,03
Geris lacustris	10	0,2	-1,7	-0,31	10	0,2	-1,7	-0,31	10	0,2	-1,7	-0,31	10	0,2	-1,7	-0,31	10	0,2	-1,7	-0,31	10	0,2	-1,7	-0,31	10	0,2	-1,7	-0,31	10	0,2	-1,7	-0,31	10	0,2	-1,7	-0,31	10	0,2	-1,7	-0,31
Geris lacustris																																								
Limnephilus germanus	2	0,0	-4,1	-0,07	2	0,0	-4,1	-0,07	2	0,0	-4,1	-0,07	2	0,0	-4,1	-0,07	2	0,0	-4,1	-0,07	2	0,0	-4,1	-0,07	2	0,0	-4,1	-0,07	2	0,0	-4,1	-0,07	2	0,0	-4,1	-0,07	2	0,0	-4,1	-0,07
Chironomus plumosus																																								
Paratrichoptera venus gr.	15	0,1	-2,1	-0,26	1	0,0	-4,0	-0,07	1	0,0	-4,0	-0,07	1	0,0	-4,0	-0,07	1	0,0	-4,0	-0,07	1	0,0	-4,0	-0,07	1	0,0	-4,0	-0,07	1	0,0	-4,0	-0,07	1	0,0	-4,0	-0,07	1	0,0	-4,0	-0,07
Procladius sp.	1	0,0	-4,0	-0,07	1	0,0	-4,0	-0,07	1	0,0	-4,0	-0,07	1	0,0	-4,0	-0,07	1	0,0	-4,0	-0,07	1	0,0	-4,0	-0,07	1	0,0	-4,0	-0,07	1	0,0	-4,0	-0,07	1	0,0	-4,0	-0,07	1	0,0	-4,0	-0,07
Simulium neubergeri																																								
Simulium neubergeri	8	0,0	-3,5	-0,11	8	0,0	-3,5	-0,11	8	0,0	-3,5	-0,11	8	0,0	-3,5	-0,11	8	0,0	-3,5	-0,11	8	0,0	-3,5	-0,11	8	0,0	-3,5	-0,11	8	0,0	-3,5	-0,11	8	0,0	-3,5	-0,11	8	0,0	-3,5	-0,11
<b>CELKEM</b>	123		-1,84	224	-0,49	55	-1,54	260	-0,88	13	-0,88	13	-0,88	13	-0,88	13	-0,88	13	-0,88	13	-0,88	13	-0,88	13	-0,88	13	-0,88	13	-0,88	13	-0,88	13	-0,88	13	-0,88	13	-0,88	13	-0,88	13
<b>Výstředek indexu druhové diversity</b>																																								
<b>Příloha 1,84</b>																																								
<b>Příloha 1,54</b>																																								
<b>Otok 0,49</b>																																								
<b>Příloha 1,53</b>																																								
<b>Otok 0,7</b>																																								
<b>Příloha 0,89</b>																																								
<b>Otok 1,25</b>																																								

**Příloha č. 10:** Přehled statistického vyhodnocení (p – hodnota) zjištěných hodnot na sledovaných profilech daných rybníků.

*Poznámka.:* NS =  $p > 0,05$ , \*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$

Sledovaná veličina	p hodnota	Skaličný	Pančár	Gebhartsteich	Haslauerteich
Saprobní index (SI)	Přítok / Odtok	0,669 NS	0,813 NS	0,559 NS	0,603 NS
	Přítok / Jalovák	0,102 NS			
	Jalovák / Odtok	0,127 NS			
Shannon-Wiener index (H')	Přítok / Odtok	0,869 NS	0,0004 **	0,942 NS	0,052
	Přítok / Jalovák	0,150 NS			
	Jalovák / Odtok	0,022 *			
Teplota	Přítok / Odtok	0,163 NS	0,180 NS	0,064 NS	0,752 NS
	Přítok / Jalovák	0,177 NS			
	Jalovák / Odtok	0,924 NS			
Konc. O <sub>2</sub>	Přítok / Odtok	0,157 NS	0,084 NS	0,966 NS	0,118 NS
	Přítok / Jalovák	0,634 NS			
	Jalovák / Odtok	0,132 NS			
Nasycení O <sub>2</sub>	Přítok / Odtok	0,113 NS	0,064 NS	0,589 NS	0,143 NS
	Přítok / Jalovák	0,971 NS			
	Jalovák / Odtok	0,106 NS			
Hodnota pH	Přítok / Odtok	0,606 NS	0,594 NS	0,674 NS	0,977 NS
	Přítok / Jalovák	0,138 NS			
	Jalovák / Odtok	0,159 NS			
Konduktivita	Přítok / Odtok	0,100 NS	0,0007 **	0,125 NS	0,531 NS
	Přítok / Jalovák	0,013 **			
	Jalovák / Odtok	0,085 NS			
Turbidita	Přítok / Odtok	0,078 NS	0,002 **	0,030 *	0,892 NS
	Přítok / Jalovák	0,011 **			
	Jalovák / Odtok	0,546 NS			
Rychlost proudu vody	Přítok / Odtok	0,299 NS	0,350 NS	0,533 NS	0,522 NS
	Přítok / Jalovák	0,371 NS			
	Jalovák / Odtok	0,320 NS			
Šířka toku	Přítok / Odtok	0,007 **	0,914 NS	0,604 NS	0,402 NS
	Přítok / Jalovák	0,235 NS			
	Jalovák / Odtok	0,035 *			
Hloubka vody	Přítok / Odtok	0,105 NS	0,841 NS	0,0001 **	0,900 NS
	Přítok / Jalovák	0,016 *			
	Jalovák / Odtok	0,044 NS			
Průtok vody	Přítok / Odtok	0,379 NS	0,373 NS	0,988 NS	0,600 NS
	Přítok / Jalovák	0,432 NS			
	Jalovák / Odtok	0,370 NS			
Počet taxonů	Přítok / Odtok	0,588 NS	0,013 *	0,146 NS	0,684 NS
	Přítok / Jalovák	0,022 *			
	Jalovák / Odtok	0,016 *			

## 11. ABSTRAKT

### Využití umělých substrátů pro hodnocení kvality odtékající vody z organických a konvenčních kaprových rybníků

Cílem této diplomové práce bylo zhodnotit kvalitu vody po průtoku rybníky s tradičními (Blatensko, ČR) a organickými (Waldviertel, Rakousko) technologiemi chovu s využitím kolonizace umělých substrátů makrozoobentosem (MZB) včetně posouzení rozdílů ve vlivu odlišných rybníkářských managementů (tradiční vs. organický) na kvalitu vody. Odběry byly provedeny v měsíčních intervalech (duben–září 2016), na celkem devíti profilech čtyř rybníků. Odebrané vzorky MZB byly zpracovány v laboratoři. Hodnocení MZB bylo doplněno o *in situ* monitoring základních parametrů vodního prostředí. Výsledné hodnoty saprobity (SI) odpovídaly kvalitě vody na odtoku odpovídající beta – až – alfa mezosaprobite (SI 2,30 – 2,62). Na přítocích do rybníků Skaličný a Haslauerteich, kde hodnota SI odpovídala beta –mezosaprobite (SI 2,48 – 2,49), se kvalita vody v odtoku neprůkazně ( $p > 0,05$ ) zhoršila na alfa–mezosaprobite (SI 2,54 – 2,62). Naopak na přítoku do rybníka Gebhartsteich, kde hodnota SI odpovídala alfa–mezosaprobite (SI 2,57), se kvalita vody v odtoku neprůkazně ( $p > 0,05$ ) mírně zlepšila (SI 2,54), ale stupeň saprobity se nezměnil. Obdobně tomu bylo na rybníce Pančár, kde hodnota SI na přítoku odpovídala beta–mezosaprobite (SI 2,30) a na odtoku se neprůkazně ( $p > 0,05$ ) mírně zhoršila (SI 2,33), ale opět stupeň saprobity zůstal beze změny. Změny v kvalitě vody po průtoku studovanými rybníky vedly k nárůstu indexu diverzity ( $H'$ ) a opačně (horší kvalita vody  $\rightarrow$  nižší  $H'$ ). Dle provedené analýzy dat se podmínky prostředí organických a tradičních kaprových rybníků významně neodlišují, rovněž počty druhů a celkového počtu jedinců nebyly zásadně rozdílné. Výsledky diplomové práce prokázaly, že uplatňované organické technologie odchovu ryb na sledovaných rybnících nemají významný vliv (zlepšení) na kvalitu vnějšího prostředí a na složení makrozoobentosu v tocích, do kterých odtéká voda z těchto chovů, respektive, že na tradičních rybnících nelze dokladovat rozdíly (zhoršení) oproti již zmíněnému organickému rybníkářskému managementu.

**Klíčová slova:** makrozoobentos, kolonizace, saprobity, diverzita, odtok, technologie

## 12. ABSTRACT

### **The use of artificial substrates for evaluation of effluent water quality from organic and conventional carp ponds**

The objective of this diploma thesis was to evaluate the quality of the water after flow through the ponds with conventional (Blatensko, Czech Republic) and organic (Waldviertel, Austria) technologies using the colonization of artificial substrates by macrozoobenthos (MZB) to assess the differences in the influence of different managements of pond farming (organic vs. traditional) on water quality. Samplings were performed in monthly intervals (April–September 2016) at nine inflow and outflow profiles of four ponds. Samples of MZB were processed in the laboratory. Evaluation of MZB was supplemented by in-situ monitoring of basic parameters of the aquatic environment. The resulting values of saprobic index (SI) match the water quality in outlets in the range valid for the beta- to alpha mesosabrobity (SI 2.30–2.62). In the inlets to the Skaličný and Haslauerteich ponds, where the SI value corresponded the beta-mesosabrobity (SI 2.48–2.49), the discharged water quality in the outlet was insignificantly ( $p>0,05$ ) deteriorated to the alpha-mesosabrobity (SI 2.54– 2.62). On the contrary, in the inlet to the Gebhartsteich pond, where the value SI matched the alpha-mesosabrobity (SI 2.57), water quality in the outlet was insignificantly ( $p>0,05$ ) slightly improved (SI 2.54), but the degree of saprobity has not changed. Similarly, in the inlet to the Pančár pond, where the SI value matched beta-mesosabrobity (SI 2.30), the outlet water quality was insignificantly ( $p>0,05$ ) slightly deteriorated (SI 2.33), however again the degree of saprobity remained unchanged. Water quality changes after the flow through the investigated ponds resulted in the increase of the diversity index ( $H'$ ) and vice versa (the worse water quality  $\rightarrow$  the lower  $H'$ ). According to the analysis of the data of environmental conditions in organic and conventional carp ponds, they did not differ significantly. Also the species richness and the total number of individuals were not significantly different. The results of this diploma thesis demonstrated that the applied organic technologies of fish culture in monitored ponds did not have any significant impact (improvement) on the quality

of aquatic environment and the composition of macrozoobenthos in the recipients of farm outflows, and also that no significant differences (deterioration) can be documented in the outflows from conventional ponds compared to the organic pond farming management.

**Keywords:** macrozoobenthos, colonization, saprobity, diversity, outlet, technologies