

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Fakulta rybářství a ochrany vod

Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický

Diplomová práce

**Společenstvo fytofilního bentosu v rybnících**

Autor: Hynek Zikmund

Vedoucí diplomové práce: RNDr. Irena Šetlíková, Ph.D.

Konzultant diplomové práce: Ing. Martin Bláha, Ph.D.

Studijní program a obor: zootechnika, rybářství

Forma studia: prezenční

Ročník: druhý

České Budějovice, 2015

## Prohlášení

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

1. 4. 2015

Podpis studenta

## Poděkování

Touto cestou děkuji konzultantovi práce panu Ing. Martinu Bláhovi, Ph.D. za neocenitelnou pomoc při sestavování diplomové práce. Dále děkuji svojí rodině za zásadní pomoc a podporu v průběhu celého studia.

**ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE**  
(PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

Jméno a příjmení: **Bc. Hynek ZIKMUND**  
Osobní číslo: **V13N020P**  
Studijní program: **N4103 Zootechnika**  
Studijní obor: **Rybářství**  
Název tématu: **Společenstvo fytofilního bentosu v rybnících**  
Zadávací katedra: **Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický**

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

Fytofilní zoobentos (fytofilní makrofauna) je společenstvo vodních bezobratlých, kteří jsou vázáni na vodní rostliny. Vzhledem k tomu, že metody kvantitativního odběru tohoto společenstva jsou časově náročné, a to jak při vlastním odběru, tak zejména při jeho zpracování, je často tato součást vodního prostředí opomíjena. Přitom je známo, že jsou tyto organismy často důležitým potravním zdrojem ryb, tudíž jejich kvantita a zřejmě i druhové složení je významně ovlivňováno hustotou rybí obsádky. Dále doposud není zcela jasné, zda existuje specifická vazba mezi určitými druhy vodních bezobratlých a druhy vodních rostlin. Cílem práce je vyhodnocení vztahu mezi druhovým složením a kvantitou společenstva fytofilních bezobratlých, druhy vodních makrofyt a hustotou rybí obsádky. Práce předpokládá sepsání rešerše na dané téma a zpracování (již odebraných) vzorků fytofilního bentosu pocházejících z rybníků s různou intenzitou odchovu kapra pod binokulární lupou.

---

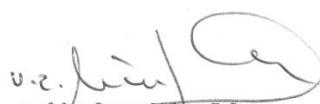
Rozsah grafických prací: 5 stran  
Rozsah pracovní zprávy: 50-70 stran  
Forma zpracování diplomové práce: tištěná  
Seznam odborné literatury:

- Colon-Gaud, J.-C., Kelso, W. E. & Rutherford, D. A. 2004. Spatial Distribution of Macroinvertebrates Inhabiting Hydrilla and Coontail Beds in the Atchafalaya Basin, Louisiana. *Journal of Aquatic Plant Mmanagement* 42: 85-91s.
- Feldmann, R. S. 2001. Taxonomic and size structures of phytophilous macroinvertebrate communities in Vallisneria and Trapa beds of the Hudson River, New York. *Hydrobiologia* 452:233-245s.
- Jäch, M. A., Balke, M. 2008. Global diversity of water beetles (Coleoptera) in freshwater. *Hydrobiologia* 595: 419-442s.
- Orendt, C. & Spies, M. 2012. Chironomini (Diptera, Chironomidae, Chironominae) Key to Central European larvae using mainly macroscopic characters. Second, revised edition - Leipzig, 64 s.
- Schultz, R., Dibble, E 2012. Effects of invasive macrophytes on freshwater fish and macroinvertebrate communities: the role of invasive plant traits. *Hydrobiologia* 684 (1): 1-14s.
- Sychra, J. & Adámek, Z. 2010. Sampling efficiency of Gerking sampler and sweep net in pond emergent littoral macrophyte beds - a pilot study. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 10: 161-167s.
- Yanygina, L.V. 2013. Phytophilous Zoocoenoses of Lake Teletskoye. *Contemporary Problems of Ecology* 6(3): 287-291s.


Vedoucí diplomové práce: **RNDr. Irena Šetlíková, Ph.D.**  
Katedra biologických disciplin

Konzultant diplomové práce: **Ing. Martin Bláha, Ph.D.**  
Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický

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

  
prof. Ing. Otomar Linhart, DrSc.  
děkan

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

  
doc. Ing. Pavel Kozák, Ph.D.  
ředitel

V Českých Budějovicích dne 14. února 2014

## Obsah

1. Úvod a cíle práce	7
2. Literární přehled	
2.1 Vodní makrofyta v prostředí rybnických nádrží	8
2.2 Vliv vodních makrofyt na fytofilní zoobentos v prostředí stojatých vod	9
2.3 Charakteristické složení společenstva fytofilních bezobratlých	11
2.4 Přímé vztahy mezi kaprem obecným a fytofilním zoobentosem v rybnících	12
3. Metodika	
3.1 Studovaná oblast	13
3.2 Odběr a zpracování vzorků makrozoobentosu	16
3.3 Statistická analýza	18
4. Výsledky	
4.1 Početnost fytofilního bentosu	19
4.2 Biomasa fytofilního bentosu	22
4.3 Diverzita fytofilního bentosu	26
5. Diskuse	
5.1 Vliv druhu makrofyt na početnost fytofilního bentosu	30
5.2 Vliv druhu makrofyt na biomasu fytofilního bentosu	31
5.3 Vliv druhu makrofyt na diverzitu fytofilního bentosu	33
5.4 Doporučení k navazujícímu výzkumu	33
6. Závěr	35
7. Použitá literatura	36
8. Abstrakt	42
9. Abstract	43
10. Seznam příloh	44
11. Přílohy	45

## 1. Úvod a cíle práce

Fytofilní zoobentos jako společenstvo organismů, které jsou po celou dobu nebo část své ontogeneze vázani na vodní makrofyty, představuje z hlediska početnosti a významu neopomenutelnou složku zoocenózy bezobratlých v prostředí sladkovodních ekosystémů

Základní charakteristiky společenstva fytofilní bentosu jako početnost, biomasa nebo druhová diverzita jsou v silné vazbě se společenstvem vodních makrofyt. V něm se pak uplatňuje především pokryvnost a biomasa makrofyt, jejich pozice ve vodním sloupci a litorálu a morfologická komplexita ponořené části rostliny. Vliv samotného rostlinného druhu je spíše druhotný.

Pro rybníční nádrže je charakteristické soustředění makrofyt do litorálních oblastí s výskytem submerzních a emerzních makrofyt, které byla v tomto prostředí studována v souvislosti s výskytem a charakterizací fytofilního bentosu. V širším měřítku platí, že v prostředí sladkovodních nádrží je primárně sledován dnový zoobentos, fytofilní bentos pak okrajově nebo je v analýze zoocenózy bezobratlých zcela ignorován. Jednou z příčin může být náročnější způsob vzorkování.

V rámci předkládané práce bude sledováno společenstvo fytofilního makrozoobentosu ve dvou skupinách rybářsky obhospodařovaných rybníků, a to v Třeboňských (Nadějská rybníční soustava) a Rakouských (Dolní Rakousy). Po zpracování odebraných vzorků fytofilních bezobratlých, determinaci vodních makrofyt se stanovení jejich biomasy a vhodném způsobu statistického zpracování získaných dat bude možné zodpovědět následující otázky.

Jaké taxony fytofilních bezobratlých se vyskytují na jednotlivých druzích vodních makrofyt v rybnících?

Jaké je početnost a biomasa zastoupených taxonů na jednotlivých makrofytech v různých rybnících?

Existuje statisticky průkazná vazba mezi druhy makrofyt a společenstvem fytofilních bezobratlých v různých rybnících?

## 2. Literární přehled

### 2.1 Vodní makrofyta v prostředí rybníčních nádrží

Vodní makrofyta, jako vyšší cévnaté rostliny trvale vázané na vodní a/nebo mokřadní biotopy, představují v rybníčních nádržích početně významnou skupinu primárních producentů se zásadním vlivem na produktivitu a některé významné fyzikálně-chemické parametry vody celé nádrže (Kallf, 2001; Wetzel, 2001; Irfanullah a Moss, 2004). Kromě taxonomické klasifikace je používána řady dalších systémů třídění vodních makrofyt na základě různých kritérií. Často používaným systémem je jednoduché třídění založené na pevnosti vazby makrofyt na dnový substrát. Pak rozeznáváme dvě základní skupiny: makrofyta vázaná na substrát a makrofyta bez vazby na substrát (Madsen a kol., 2001; Bronmark a Hansson, 2005).

V první skupině jsou zařazena vynořená makrofyta, rostoucí na vodou nasycených nebo zaplavených substrátech s výškou vodního sloupce do 1,5 metru. Typickými představiteli této skupinou z prostředí rybníčních nádrží jsou rody zblochan (*Glyceria*), rákos (*Phragmites*) nebo orobinec (*Typha*). Druhou podskupinou jsou makrofyta submerzní s vazbou na trvale zaplavený substrát tolerující vyšší vodní sloupec a tak některé druhy makrofyt z této skupiny nacházíme i mimo oblast litorálu, v podstatě v celé fotické zóně nádrže. Jako představitel z prostředí rybníků je uváděn rod *Chara*. Makrofyta druhé skupiny, tj. bez vazby na dnový substrát, jsou označována jako volně plovoucí. Nejsou zakořeněna do substrátu a nacházejí se tak v různých částech vodního sloupce. Typickými představiteli jsou rody okřehek (*Lemna*), závitka (*Spirodela*) (Wetzel, 2001).

Ještě jednodušší dělení používané např. v aplikované hydrobiologii rozděluje makrofyta na základě morfologie ponořených částí do dvou skupin (Lellák a Kubíček, 1992; Adámek a kol., 2010; Sychra a Adámek, 2010). Jsou to tvrdá makrofyta (např. rody rákos, orobinec, zblochan, ostřice *Carex*, sítina *Juncus*) a měkká makrofyta (např. leknín *Nymphaea* či stulík *Nuphar*).

Pro společenstvo vodních makrofyt v rybníčních ekosystémech je charakteristické jejich soustředění do oblasti litorálu. Litorál je popisován jako přechodová zóna mezi terestrickým a vodním ekosystémem a může tak být chápán jako ekoton. Je definován jako část nádrže mimo oblast volné vody, jehož spodní hranice je určena kompenzační vrstvou (vrstva vodního sloupce, do níž proniká 1% světla vstupující do vody) anebo jednodušeji jako relativně mělká, příbřežní oblast se zvýšenou hustotou ponořených a vynořených makrofyt soustředěných do souvislého vegetačního pásu (Kallf, 2001;



Madsen a kol., 2001; Wetzel, 2001). V rybníčních nádržích, kde často litorál představuje svojí rozlohou až několik desítek procent z celkové rozlohy nádrže, se litorál významně podílí na produktivitě celého ekosystému a je označován jako vůbec nejproduktivnější oblast nádrže, ve které se odehrává největší podíl sekundární produkce (Wilson a Keddy, 1985). Litorál tak má zásadní význam v regulaci metabolismu celého ekosystému nádrže. V litorálních oblastech rybníků jsou, v porovnání s oblastí volné vody, popisovány vyšší hodnoty konduktivity, zastínění, koncentrace organických látek a nižší koncentrace rozpuštěného kyslíku (Dykojová a Květ, 1978). Zároveň je zde větší množství mikrohabitátů k osídlení, což vede k vyšším hodnotám biomasy, početnosti a druhové diverzity makrozoobentosu (Mártinez- Sanz a kol., 2012). Napříč jednotlivými zónami litorálu jsou popisovány změny v taxonomickém zastoupení a přítomnosti funkčně-potravních skupin fytofilních bezobratlých (Heino, 2000; Burton a kol., 2004; Sychra a kol., 2010).

Litorál je vertikálně členěn na několik zón, při jeho členění na tři zóny pak hovoříme o oblasti horního, středního a spodního litorálu (též sublitorálu). Horní litorál je oblast, která zasahuje k terestrickému ekosystému a je v přímém kontaktu s břehovou částí nádrže. Dominantním typem makrovegetace v této části litorálu jsou vynořená makrofyta. Střední část je oblast mezi horním a spodním litorálem s charakteristickým výskytem zakořeněných ponořených makrofyt. Oblast sublitorálu, jehož spodní hranice je určena kompenzačním bodem, je již v kontaktu s profundálem nádrže (Wetzel, 2001).

## **2.2 Vliv vodních makrofyt na fytofilní zoobentos v prostředí stojatých vod**

Význam vodních makrofyt v ekosystémech sladkých stojatých vod vztahovaný ke společenstvu fytofilního zoobentosu lze shrnout do několika bodů. Makrofyta ovlivňují početnost, biomasu a druhovou diverzitu fytofilního bentosu prostřednictvím heterogenity a komplexity jejich habitatů, dále ovlivňují počet ekologických nik fytofilních bezobratlých a také plní funkci rozmnožovacího, úkrytového a potravního biotického substrátu.

Je otázkou, do jaké míry jsou výše uvedené vlastnosti prostředí fytofilních bezobratlých odrazem pouze vlivu druhu makrofyta, resp. druhové složení společenstva vodních makrofyt (Toth a kol, 2012). Vliv samotného druhu rostliny je považován za sekundární (Kulesza a kol., 2009) a spíše je přijímáno tvrzení, že početnost fytofilních bezobratlých a jejich druhová diverzita je primárně určena pokryvností (Tolonen a kol., 2003; Bazzanti a Bella, 2004; Tarkowska- Kukuryk a Kornijów, 2008; Fantanarrosa a Chaparro, 2013) nebo biomasou vodních makrofyt (De Szalay a Resh, 2000; Schultz a

Dibble, 2012). Se zvyšující se pokryvností a/nebo biomasou makrofyt úměrně vzrůstá heterogenita habitatů fytofilních bezobratlých a tím jejich početnost (Holomuzki a Klarer, 2010). Za zmínku stojí tvrzení zdůrazňující pozici vodních makrofyt ve vodním sloupci (např. druhy ponořené, plovoucí), kdy rostliny s různou pozicí jsou osidlovány rozdílným počtem taxonů (Cremona a kol., 2008). Tak například ponořené druhy makrofyt ve srovnání se zatopenými částmi makrofyt vynořených poskytují vyšší počet mikrohabitatů umožňujících početnější osídlení fytofilními bezobratlými (Vis a kol., 2006).

Je popisován přímý vliv prostorové struktury makrofyt na biomasu fytofilního bentosu. S narůstající prostorovou strukturou makrofyt se zvyšuje velikost jejich povrchu a tím potencionální množství zachyceného perifytonu jako potravního zdroje makrozoobentosu a tak se nepřímo zvyšuje jeho biomasa (Lalonde a Downing, 1992; Cherevelil a kol., 2002; Colon-Gaud a kol., 2004; McAbendroth a kol., 2005). Nárůstem prostorové struktury makrofyt se také zvyšuje početnost a druhová rozmanitost fytofilních bezobratlých (Jeffries, 1993; Walker a kol., 2013) a mění se jejich velikostní struktura (Hanson, 1990). Je zmiňován i vliv vertikální morfologie makrofyta na abundanci fytofilních bezobratlých v různých částech rostliny (část u hladiny, část u dnového substrátu). Tento aspekt ovšem není v porovnání s např. pokryvností nebo biomasou tolik významný (Tessier a kol., 2004).

Davis a Bidwell (2008) uvádí také nepřímý vliv makrofyt na fytofilním bezobratlé prostřednictvím různě výrazného ovlivnění fyzikálně-chemických parametrů prostředí jako koncentrace rozpuštěného kyslíku nebo pH, na které fytofilní bezobratlí reagují změnami abundace, biomasy nebo druhového zastoupení (Batzer a kol., 2004; Heino a kol., 2009; Trigal a kol., 2014).

Vodní makrofyta se ve vztahu k fytofilním bezobratlým uplatňují i dalším způsobem. S nárůstem jejich biomasy na jednotku plochy se úměrně zvyšuje i zmíněná komplexita habitatů, která ovlivňuje míru predace ryb na fytofilním a také dnovém makrozoobentosu. Tento jev má za následek změny v abundanci a diverzitě zoobentosu (Diehl, 1992) a také změny preference výskytu v rámci litorálu (Cardinale a kol., 1998). Vliv komplexity habitatů je v některých případech dokonce silnější než biomasou a věkovou strukturou podmíněná míra predacího efektu bentivorních druhů ryb (Miller a Crawl, 2006).

### 2.3 Charakteristické složení společenstva fytofilních bezobratlých

Charakteristické druhové složení společenstva fytofilních bezobratlých v litorálních oblastech nádrží a jeho abundance, resp. biomasa, je popisováno následujícím způsobem.

Na přítomných vynořených makrofytech (např. rody zblochan, rákos, orobince) a také submerzních (např. rody růžkatec *Ceratophyllum*, parožnatka *Chara*) jsou ve všech případech nalézány larvy pakomárů z podčeledí Chironominae, Tanytopodinae, Orthoclaadiinae a také zástupci čeledi Ceratopogonidae. Tyto skupiny jsou velmi často dominantní taxony společenstva fytofilních bezobratlých a nejpočetnější skupinou hmyzu (třída Insecta). Jejich početnost se pohybuje v řádech desetin až jednotek jedinců na jeden gram makrofyty, resp. několik desítek až stovek jedinců na jeden m<sup>2</sup> makrofyty. Biomasa larev pakomárů se pohybuje v řádek setin až desetin g na gram makrofyty. Početnost a biomasa larev pakomárů vykazuje poměrně výrazný sezónní trend, kdy nejnižší hodnoty početnosti a tedy i biomasy jsou zpravidla nalézány v pozdní části vegetačního období (červenec až srpen). Tento jev souvisí s vývojovým cyklem pakomárů (Van den Berg a kol., 1997; Tolonen a kol., 2003; Cremona a kol., 2008; Spyra, 2011; Tarkowska-Kukuryk, 2014).

Preference různých druhů larev pakomárů na konkrétní druhy vodních makrofyty není jednoznačně doložena, fytofilní pakomáři se chovají při výběru rostlinného substrátu jako oportunisté a tak je rozhodující pokryvnost jednotlivých vodních makrofyty, nikoli samotný druh makrofyty. Tento jev je popisován i pro jednotlivé potravně-funkční skupiny larev pakomárů (Tóth a kol., 2012).

Ostatní zástupci třídy hmyzu, které jsou ve výraznějším množství zastoupeny na vodních makrofytech, jsou larvy jepic (Ephemeroptera), vážek (Odonata), střechatek (Megaloptera), chrostíků (Trichoptera) nebo larvy potápníků (Dytiscidae). Jejich početnost se pohybuje v řádech setin až desetin jedinců na gram makrofyty. Tyto druhy většinou nepředstavují svojí početností nebo biomasou dominantní skupiny společenstva fytofilních bezobratlých, ovšem jsou ve studovaných nádržích téměř vždy přítomny. Změny v početnosti těchto skupin napříč nádržemi jsou vysvětlovány různou pokryvností makrofyty, popř. jejich různými morfologickou komplexitou ponořených částí (Bazzanti a Bella, 2004).

Dalšími hojně zastoupenými skupinami jsou pijavice (Hirudinea), plži (Gastropoda) nebo máloštětinatci (Oligocheata). Jejich početnost se pohybuje v řádech desetin až jednotek jedinců na jeden gram makrofyty. Obzvláště pijavice v některých případech

představují společně s larvami pakomárů početně dominantní složku společenstva fytofilních bezobratlých (Colon-Gaud a kol., 2004).

#### **2.4 Přímé vztahy mezi kaprem obecným a fytofilním zoobentosem v rybnících**

Prostředí pravidelně a dlouhodobě rybářsky obhospodařovaných rybníků se z hlediska charakteristik ichtyofauny výrazně liší od prostředí jiných typů sladkovodních stojatých vodních ekosystému. V důsledku rybářského hospodaření typicky dochází ke změnám druhové početnosti společenstva ryb, změnám abundance a biomasy jednotlivých druhů a změně dalších charakteristik populace nebo společenstva ryb (např. věková, délková a hmotnostní struktura, poměr pohlaví). V podmínkách evropského rybníčního hospodaření jsou ovlivňovány výše zmíněné ukazatele a dochází tak k situaci, že v daném rybníčním ekosystému najdeme pouze jeden rybí druh v jedné věkové kategorii a víceméně shodnou velikostní, resp. hmotnostní strukturou (Bíro, 1995; Kaushik, 1995; Kestemont, 1995).

V tomto případě je vhodné při popisu interakcí mezi společenstvem fytofilních bezobratlých a ichtyofaunou, resp. obsádkou mít na zřeteli její druhovou a věkovou, popřípadě hmotnostní/velikostní strukturu a to především s ohledem na změnu niky a tím i potravních nároků v průběhu individuálního vývoje rybníčních druhů ryb (Rahman a kol., 2010).

V důsledku dlouhodobé orientace českého a středoevropského rybníkářství je dominantním druhem rybníčních nádrží kapr obecný *Cyprinus carpio* Linnaeus 1758, který velmi často představuje jediný druh, respektive druh s abundancí a biomasou o jeden až více řádu vyšší oproti ostatním rybím druhům (Pechar, 2000; Hartman a Regenda, 2014).

U kapra jako nevyhraněného bentivora je zásadní věková struktura a početnost jeho obsádky, která se přímo odráží v míře grazingu vůči dnovému a fytofilnímu bentosu (Parkos a kol., 2003).

Tento jev je nejčastěji popisován tak, že biomasa (v řádech stovek kg/ha a vyšší) starších věkových kategorií kapra ( $\geq 2+$ ) má jednoznačný vliv na početnost společenstva a biomasu fytofilních bezobratlých i jednotlivých taxonů (Miller a Crawl, 2006; Klowski, 2011a; Wahl a kol., 2011; Fischer a kol., 2013; Weber a Brown, 2015) a stejný vliv je pozorován i u početnosti kapra na druhovou diverzitu fytofilních bezobratlých (Klowski, 2011b).

### 3. Metodika

#### 3.1 Studovaná oblast

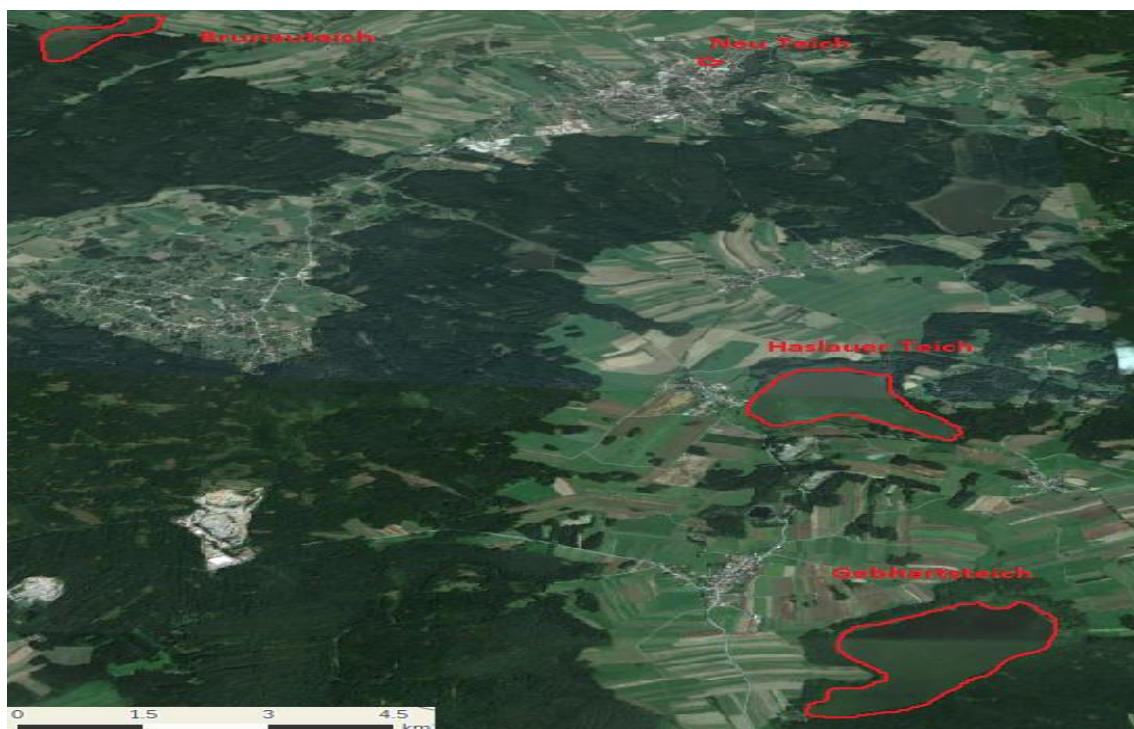
Data byla zpracovávána z oblasti dvou rybníčních soustav ležících v České republice a Rakousku. K odběru vzorků došlo v průběhu roku 2013. Zkoumány byly čtyři paralelně ležící rybníky Horák, Fišmistr, Baštýř a Pěšák, které jsou lokalizovány na západním okraji Nadějské rybníční soustavy poblíž obce Frahelž (15 km severně od města Třeboň, Chráněná krajinná oblast Třeboňsko; Obr. 1). Celá oblast Nadějské rybníční soustavy s rozlohou přes 600 ha je umístěna v nivě řeky Lužnice na jejím pravém břehu v nadmořské výšce 409-422 m. n. m. Rozlohou dominantními biotopy této oblasti jsou vodní nádrže rybníčního typu spolu s vodními toky, lesní kultury s nepůvodními jehličnatými dřevinami a intenzivně obhospodařovaná pole. Základní údaje o jednotlivých rybnících, které budou v následujícím textu označovány souhrně jako třeboňské, jsou uvedeny v tabulce 1.



**Obrázek 1.** Třeboňské rybníky v oblasti Nadějské rybníční soustavy.

Druhou skupinou zkoumaných rybníků byly čtyři jednotlivé rybníky Neu Teich, Brunauteich, Haslauer Teich a Gebhartsteich s celkovou rozlohou téměř 150 hektarů ze severozápadní oblasti Dolních Rakous (Waldviertel) poblíž města Heidenreichstein

v povodí Lužnice (Obr. 2). Základní údaje o jednotlivých rybnících, které budou v následujícím textu označovány souhrně jako rakouské, jsou uvedeny v tabulce 1.



**Obrázek 2.** Rakouské rybníky ze severozápadní oblasti Dolních Rakous.

**Tabulka 1.** Základní údaje o sledovaných rybnících.

rybník	lokalizace	výměra [ha]
Horák	49° 7' 6.9671561" N 14° 44' 24.7888184" E	2,2
Fišmistr	49° 7' 14.4496144" N 14° 44' 28.1877136" E	2,8
Baštýř	49° 7' 20.3140247" N 14° 44' 26.6427612" E	1,7
Pešák	49° 7' 25.9760312" N 14° 44' 30.350647" E	2,7
Neu Teich	48° 52' 15.0007537" N 15° 7' 21.6890144" E	4,1
Brunauteich	48° 52' 17.6936794" N 15° 3' 55.9013557" E	38
Haslauer Teich	48° 49' 3.9798651" N 15° 8' 25.6114197" E	48,5
Gebhartsteich	48° 48' 2.5763783" N 15° 8' 26.6928864" E	57

Obě skupiny rybníků jsou dlouhodobě předmětem rybářského hospodaření, které je spojeno s pravidelnou modifikací vodního režimu, úpravou vybraných fyzikálně-chemických parametrů vody vlivem aplikace organických a/nebo vápenatých hnojiv a krmiv a také zásahy do složení, početnosti a biomasy rybí obsádky.

Ve všech rybnících je dominantním chovaným druhem kapr obecný v jediné věkové kategorii (třeboňské rybníky), respektive dvou věkových kategoriích (rakouské rybníky). Údaje o početnosti, biomase a věkové struktuře obsádky kapra obecného v jednotlivých rybnících byly získány z provozní evidence hospodařících subjektů (Rybářství Třeboň a.s a Biofisch GmbH) a jsou uvedeny v tabulce 2.

**Tabulka 2.** Přehled obsádky kapra obecného v jednotlivých rybnících při nasazení a výlovu.

rybník	věková kategorie	abundance [ $\text{ks ha}^{-1}$ ]		biomasa [ $\text{kg ha}^{-1}$ ]	
		nasazení	výlov	nasazení	výlov
Horák	3+	364	363	396	993
Fišmistr	3+	363	331	353	913
Baštýř	3+	363	339	363	669
Pěšák	3+	363	363	417	1 037
Neu Teich	0 a 1	15 964	10 970	117	1 140
Brunauteich	2 a 3	261	219	215	343
Haslauer Teich	2 a 3	178	133	138	361
Gebhartsteich	2 a 3	210	152	193	289

Pro všechny sledované rybníky je typický výskyt vodních makrofyt soustředěných do souvislého litorálního pásu. V jednotlivých rybnících byly druhy makrofyt určeny podle botanického klíče (Kubát a kol., 2002) a byla stanovena jejich pokryvnost jako procentuální podíl souvislého porostu vůči výměře rybníka a pomocí této hodnoty a rozlohy rybníků také jejich plocha v hektarech (tabulka 3).

**Tabulka 3.** Údaje o pokryvnosti (%) a rozloze (ha) jednotlivých druhů makrofyt ve zkoumaných rybnících.

	<i>Glyceria maxima</i> [%/ha]	<i>Phragmites australis</i> [%/ha]	<i>Potamogeton natans</i> [%/ha]	<i>Typha latifolia</i> [%/ha]
Horák	3 / 0,0066	10 / 0,0220	80 / 0,1760	0 / 0
Fišmistr	5 / 0,0140	8 / 0,0224	0 / 0	0 / 0
Baštýř	8 / 0,0136	5 / 0,0085	0 / 0	0 / 0
Pešák	5 / 0,0135	5 / 0,0135	0 / 0	6 / 0,0162
Neu Teich	1,6 / 0,0066	1,2 / 0,0049	0 / 0	1,2 / 0,0049
Brunauteich	1 / 0,0380	17 / 0,6460	0 / 0	8 / 0,3040
Haslauer Teich	0,4 / 0,0194	3,8 / 0,1843	0 / 0	0,8 / 0,0388
Gebhartsteich	0,3 / 0,0171	3,1 / 0,1767	0 / 0	3 / 0,1710

### 3.2 Odběr a zpracování vzorků makrozoobentosu

Odběr vzorků byl prováděn v litorální oblasti rybníků s ohledem na možnost vzorkovat každý druh vodních makrofyt a v každém rybníku byl prováděn vždy na shodných vzorkovacích místech a to ve dvou různých termínech- 16. 8. a 12. 9. 2013 (třeboňské rybníky); 26. 8. a 30. 9. 2013 (rakouské rybníky).

K tomuto účelu byl použit Gerkingův odběrák (Obr. 3), což je zařízení tvaru kvádru s rozměry základny 25 x 45 cm a výškou 75 cm, jehož pevné boční stěny jsou tvořeny kovovým sítem s velikostí ok 500  $\mu$ m. Spodní část je vybavena pohyblivým břitem, který slouží k oddělení vodních makrofyt od kořenové části a zároveň uzavření sběrače. Ve spodní části je v každém rohu sběrač doplněn zašpičatělým ocelovým prutem, jehož pomocí je sběrač lépe fixován ve dnovém substrátu (Sychra a Adámek, 2010).



**Obrázek 3.** Gerkingův odběrák, převzato od Sychry a Adámka (2010).



Vlastní vzorkování bylo provedeno následujícím způsobem. Z každého druhu zastoupeného vodního makrofyta byl v jednotlivých vzorkovacích termínech proveden vždy jeden odběr. U vybraného druhu vodních makrofyt byla nejprve odříznuta nadvodní část (ta byla vyloučena z dalšího zpracování), poté následovalo nasazení Gerkingova odběráku s břitem v otevřené poloze na porost makrofyt a jeho fixace v dnovém substrátu, po které ihned následovalo zavření břitu za současného oddělení rostliny od její kořenové části. Takto oddělená část stvolu s listy byla uložena do označených plastových pytlů a po převozu následovalo laboratorní zpracování.

To spočívalo v rozprostření odebraných vzorků vodních rostlin na označené tácy a postupném vybírání jedinců vodních bezobratlých z povrchu a tkání rostlin po dobu dvou až tří dní a také těch jedinců, kteří díky postupnému osychání opustili povrch rostlin a zůstali na tácech. Takto sebraní jedinci byli uloženi do označených plastových nádob s 70% technickým lihem a v nich ponechány až do determinace.

K pozdější determinaci do úrovně třídy (u Oligochaeta), čeledí (u Ceratopogoniidae, Corixidae a Tipulidae), podčeledí (Chironominae a Tanypodinae), druhů nebo rodů byly kromě optického stereomikroskopu nebo binolupy použity příslušné determinační klíče (Hrabě a kol., 1954; Rozkošný a kol., 1980; Orendt a Spies, 2012). U všech konzervovaných jedinců vodních bezobratlých byla po vyjmutí z roztoku technického lihu stanovena mokrá hmotnost s použitím laboratorních analytických vah (Sartorius). Jednotlivé taxony jsou uvedeny v přílohách ve výčtu s přiřazením ke konkrétnímu rybníku, druhu vodního makrofyta a s uvedením jejich abundance na  $m^2$  příslušného druhu makrofyta ( $ind \cdot m^{-2}$ ), biomasy v gramech na gram příslušného makrofyta ( $g \cdot g^{-1}$ ) a termínu vzorkování, ve kterém byly zachyceny (1.- 16.8. pro třeboňské a 26.8. pro rakouské rybníky, 2.- 12.9. pro třeboňské a 30.9. pro rakouské rybníky, oba- 16. 8., 12. 9. 2013 třeboňské a 26. 8., 30. 9. 2013 rakouské rybníky.). Nula značí nepřítomnost daného taxonu. Z důvodu velmi nízkých hodnot biomasy bezobratlých na gram vegetace byly tyto vyjádřeny ve tvaru  $1 \cdot 10^{-3}$ .

Aby bylo možné vyjádřit abundanci a množství biomasy vodních bezobratlých na gram vegetace, byly jednotlivé druhy vodních makrofyt sušeny v laboratorní sušičce (Memmert IPP 110 plus) po dobu několika hodin při konstantní teplotě 80 °C a následně váženy na laboratorních vahách.

### 3.3 Statistická analýza

Byl prověřován vliv druhů makrofyt na tři charakteristiky společenstva fytofilních bezobratlých- početnost, biomasu a diverzitu.

Diverzita fytofilního bentosu je vyjádřena pomocí hodnoty Shannon-Weaverova indexu diverzity ( $H'$ ) pro příslušný druh makrofyta.

Uvedené charakteristiky byly analyzovány pro obě skupiny rybníků vcelku (třeboňské a rakouské rybníky) i zvlášť (třeboňské rybníky, rakouské rybníky).

V analýze vlivu druhů makrofyt na uvedené charakteristiky společenstva fytofilních bezobratlých ve skupině rakouských rybníků nebylo uvažováno s rdestem vzplývavým (*Potamogeton natans*) z důvodu jeho nepřítomnosti. Aby se tato okolnost nepromítla negativním způsobem také do celkové analýzy vlivu druhů makrofyt na uvedené charakteristiky společenstva fytofilních bezobratlých za obě skupiny rybníků, byl rdest vzplývavý vypuštěn i z této analýzy.

Data byla následně zpracována pomocí analýzy rozptylu (one-way ANOVA), kterou byla testována nulová hypotéza (aritmetické průměry charakteristik společenstva fytofilních bezobratlých na jednotlivých druzích makrofyt jsou shodné) a to na 5% hladině významnosti. Byla-li u dané varianty nulová hypotéza zamítnuta, bylo následně zjišťováno, pro které druhy makrofyt se dané charakteristiky společenstva fytofilních bezobratlých signifikantně liší. K tomu byl použit Tukeyho test mnohonásobného porovnání. Jednotlivé hodnoty, které se od sebe signifikantně odlišovaly, byly označeny různým horním indexem (např. a, b).

Statistická analýza včetně tvorby grafů byla provedena v programu Statistica 12 (StatSoft).

V grafech jsou znázorněny jednotlivé charakteristiky společenstva fytofilních bezobratlých (početnost, biomasa a diverzita) ve skupinách rybníků s uvedením aritmetických průměrů a 95% intervalů spolehlivosti pro konkrétní druhy makrofyt v jednotlivých termínech vzorkování.

## 4. Výsledky

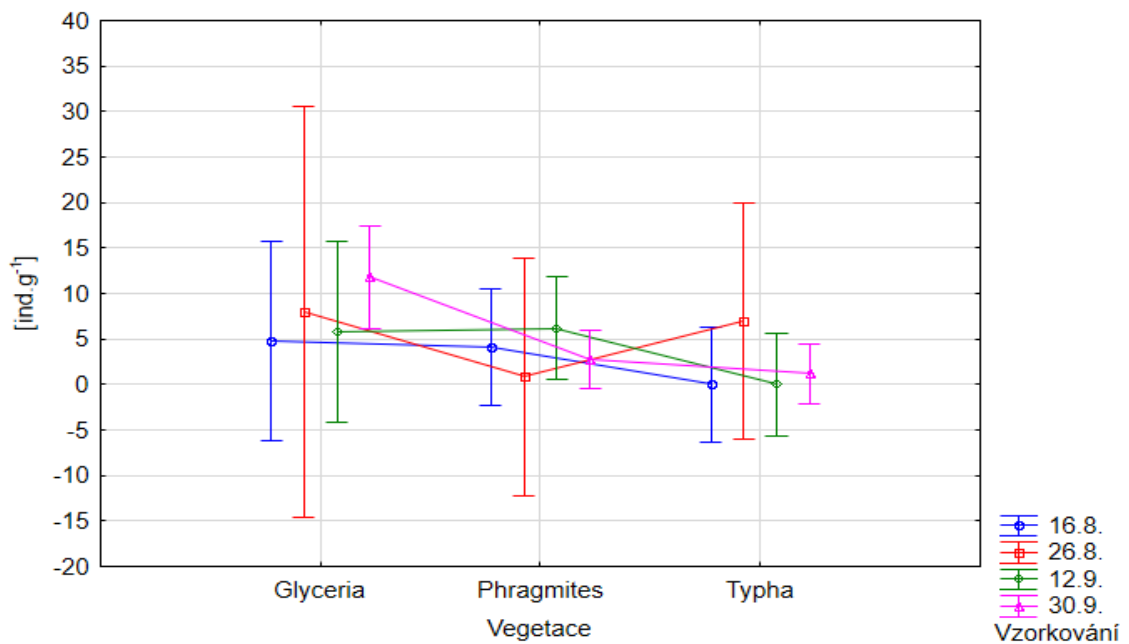
### 4.1 Početnost fytofilního bentosu

Průměry hodnot početnosti ( $\text{ind}\cdot\text{g}^{-1}$ ) fytofilního bentosu pro jednotlivé druhy makrofyt v třeboňských a rakouských rybnících ve všech provedených vzorkováních jsou uvedeny v tabulce 4 a znázorněny v grafu 1.

**Tabulka 4.** Průměrné hodnoty početnosti ( $\text{ind}\cdot\text{g}^{-1}$ ) fytofilního bentosu pro jednotlivé druhy makrofyt v třeboňských a rakouských rybnících ve všech vzorkováních.

druhy makrofyt	třeboňské r. ( $\bar{x} \pm \text{S.D.}$ )		rakouské r. ( $\bar{x} \pm \text{S.D.}$ )	
	16.8.	12.9.	26.8.	30.9.
<i>Glyceria maxima</i>	$4,8^a \pm 0$	$5,8^a \pm 0$	$8^a \pm 0$	$11,8^a \pm 0$
<i>Phragmites australis</i>	$4,2^a \pm 4,6$	$6,2^a \pm 4,1$	$0,8^a \pm 0,6$	$2,8^a \pm 2,1$
<i>Typha latifolia</i>	$0,18^a \pm 0,30$	$2,5^a \pm 4,3$	$6,2^a \pm 8,2$	$1,2^a \pm 1$

Vliv druhu makrofyta na početnost fytofilních bezobratlých nebyl statisticky průkazný ( $F(8, 2)=9,119$ ;  $p=0,102$ ).



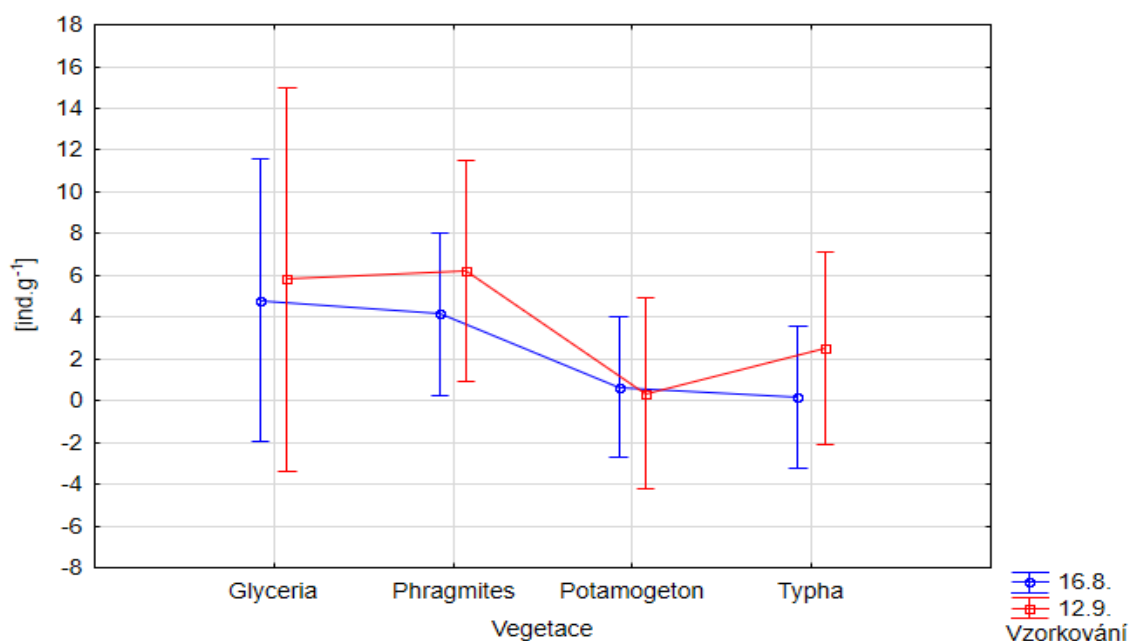
**Graf 1.** Početnost fytofilních bezobratlých ( $\text{ind}\cdot\text{g}^{-1}$ ) na jednotlivých makrofytech v třeboňských a rakouských rybnících v jednotlivých termínech vzorkování.

Průměrná početnost fytofilního bentosu pro jednotlivé druhy makrofyt v třeboňských rybnících ve vzorkování 1 (16.8.) a 2 (12.9.) je zachycena v tabulce 5 a znázorněna v grafu 2 .

**Tabulka 5.** Průměrné hodnoty početnosti (ind g<sup>-1</sup>) fytofilního bentosu pro jednotlivé druhy makrofyt v třeboňských rybnících ve všech vzorkováních.

druhy makrofyt	16.8. ( $\bar{x} \pm S.D.$ )	12.9. ( $\bar{x} \pm S.D.$ )
<i>Glyceria maxima</i>	4,8 <sup>a</sup> ± 0	5,8 <sup>a</sup> ± 0
<i>Phragmites australis</i>	4,2 <sup>a</sup> ± 4,6	6,2 <sup>a</sup> ± 4,1
<i>Potamogeton natans</i>	0,7 <sup>a</sup> ± 1,1	0,4 <sup>a</sup> ± 0,6
<i>Typha latifolia</i>	0,2 <sup>a</sup> ± 0,3	2,5 <sup>a</sup> ± 4,3

Vliv druhu makrofyta na početnost fytofilního bentosu v třeboňských rybnících však nebyl statisticky průkazný (F(6, 14)=1,356; p=0,297).



**Graf 2.** Početnost fytofilních bezobratlých (ind g<sup>-1</sup>) na jednotlivých makrofytech v třeboňských rybnících v jednotlivých termínech vzorkování.

Přehled identifikovaných druhů a skupin fytofilních bezobratlých s uvedením jejich početnosti na jednotlivých makrofytech v třeboňských rybnících je uveden v příloze 1 až 4.

Početností dominantními taxony fytofilního bentosu na zblochanu vodním byli larvy dvoukřídlých (85%; Chironominae, Ceratopogonidae) a zástupci pijavic (14%; *Erpobdella octoculata*, *Helobdella stagnalis*, *Hemiclepis marginata*).

U rákosu obecného dosahovali nejvyšších hodnot početnosti zástupci dvoukřídlých (63%; Ceratopogonidae, Chironominae) společně s pijavicemi (8%; Hirudinea) nebo druhy jepic (Ephemeroptera) *Caenis* sp. (5%) a *Cleon dipterum* (4%).

Na rdestu vzplývavém, vyskytujícím se v jediném třeboňském rybníce (Horák), byly jako nejpočetněji zastoupené taxony identifikovány larvy dvoukřídlých (75%; Chironominae, Ceratopogonidae), pijavice (14%; *Erpobdella octoculata*, *Batracobdella paludosa*, *Hemiclepis marginata*) a plži (4%; Gastropoda; *Lymnaea peregrina*).

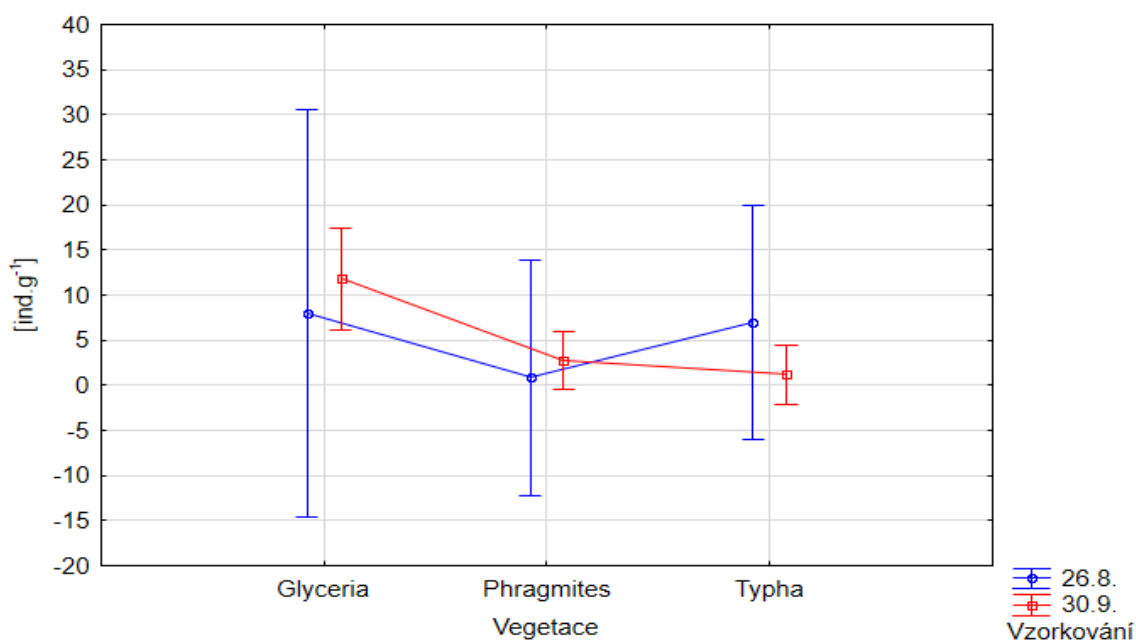
U orobince širokolistého, přítomného v jediném třeboňském rybníce (Pěšák), svoji početností dominovaly larvy dvoukřídlých (78%; Chironominae, Ceratopogonidae) a pijavice (14%; *Helobdella stagnalis* a *Erpobdella octoculata*).

Průměrná početnost fytofilního bentosu pro jednotlivé druhy makrofyt v rakouských rybnících ve vzorkování 1 (26.8.) a 2 (30.9.) je uvedena v tabulce 6 a znázorněna v grafu 3.

**Tabulka 6.** Průměrné hodnoty početnosti ( $\text{ind}\cdot\text{g}^{-1}$ ) fytofilního bentosu pro jednotlivé druhy makrofyt v rakouských rybnících ve všech vzorkováních.

druhy makrofyt	26.8. ( $\bar{x} \pm \text{S.D.}$ )	30.9. ( $\bar{x} \pm \text{S.D.}$ )
<i>Glyceria maxima</i>	$8^a \pm 0$	$11,8^a \pm 0$
<i>Phragmites australis</i>	$0,8^a \pm 0,6$	$2,8^a \pm 2,1$
<i>Typha latifolia</i>	$6,2^a \pm 8,2$	$1,2^a \pm 1$

Vliv druhu makrofyta na početnost fytofilního bentosu v rakouských rybnících však nebyl statisticky průkazný ( $F(4, 6)=2,969$ ;  $p=0,113$ ).



**Graf 3.** Početnost fytofilních bezobratlých (ind.g<sup>-1</sup>) na jednotlivých makrofytech v rakouských rybnících v jednotlivých termínech vzorkování.

Přehled identifikovaných druhů a skupin fytofilních bezobratlých s uvedením jejich početnosti na jednotlivých makrofytech v rakouských rybnících je uveden v příloze 5 až 8.

Početností dominantními taxony u zblochanu vodního jsou larvy pakomárů (58%; Chironominae) společně se dvěma druhy pijavic (29%; *Helobdella stagnalis*, *Erpobdella octoculata*). Podobně také u rákosu obecného dominovaly larvy pakomárů (75%; Chironominae) a také máloštětinatí červi (3 %; Oligochaeta) nebo pijavice druhů *Helobdella stagnalis* (3%) a *Erpobdella octoculata* (2%). Na orobinci širokolistém se v největším počtu nacházely zástupci pakomárovitých (54%; Chironominae) a některé druhy pijavic (29%; *Helobdella stagnalis*, *Erpobdella octoculata*, *Batracobdella paludosa*).

#### 4.2 Biomasa fytofilního bentosu

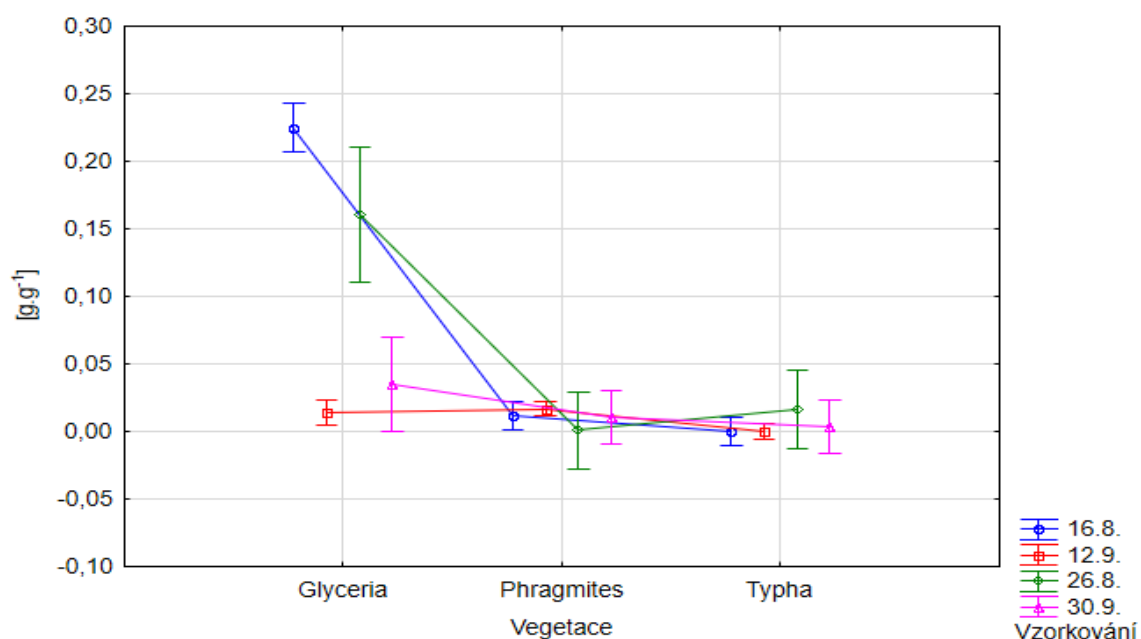
Průměrné hodnoty biomasy (g.g<sup>-1</sup>) fytofilního bentosu pro jednotlivé druhy makrofyt v třeboňských a rakouských rybních ve všech provedených vzorkováních jsou shrnuty v tabulce 7 a znázorněny v grafu 4.

**Tabulka 7.** Průměrné hodnoty biomasy ( $\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) fytofilního bentosu pro jednotlivé druhy makrofyt v třeboňských a rakouských rybnících ve všech vzorkováních.

druhy makrofyt	třeboňské r. ( $\bar{x} \pm \text{S.D.}$ )		rakouské r. ( $\bar{x} \pm \text{S.D.}$ )	
	16.8.	12.9.	26.8.	30.9.
<i>Glyceria maxima</i>	$0,225^a \pm 0$	$0,014^c \pm 0,006$	$0,161^b \pm 0$	$0,035^c \pm 0$
<i>Phragmites australis</i>	$0,012^c \pm 0,008$	$0,017^{cd} \pm 0,004$	$0,007^{cd} \pm 0,012$	$0,011^{cd} \pm 0,014$
<i>Typha latifolia</i>	$0,018^{cd} \pm 0$	$0,004^d \pm 0$	$0,013^{cd} \pm 0,019$	$0,003^{cd} \pm 0,004$

Závislost biomasy fytofilního bentosu na druhu vodního makrofyta vykazuje obdobné charakteristiky u českých i rakouských rybníků. V obou skupinách rybníků lze pozorovat průkazně vyšší hodnoty biomasy fytofilního bentosu u zblochanu vodního v prvním termínu vzorkování (třeboňské- $0,225 \text{ g}\cdot\text{g}^{-1}$ , rakouské- $0,161 \text{ g}\cdot\text{g}^{-1}$ ), přičemž rozdíl mezi oběma hodnotami je rovněž statisticky průkazný. Dále je statisticky průkazný rozdíl mezi biomasou fytofilních bezobratlých u zblochanu vodního v třeboňských ( $0,014 \text{ g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) a rakouských ( $0,035 \text{ g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) rybnících v druhém termínu vzorkování, rákosem obecným v třeboňských rybnících v prvním termínu vzorkování ( $0,012 \text{ g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) a orobincem širokolistým v třeboňských rybnících v druhém termínu vzorkování ( $0,004 \text{ g}\cdot\text{g}^{-1}$ ).

Závislost biomasy fytofilního bentosu na druhu vodního makrofyta byla statisticky průkazná ( $F(8, 2)=565,06$ ;  $p=0,001$ ).



**Graf 4.** Biomasa fytofilních bezobratlých ( $\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) na jednotlivých makrofytech v třeboňských a rakouských rybnících v jednotlivých termínech vzorkování.

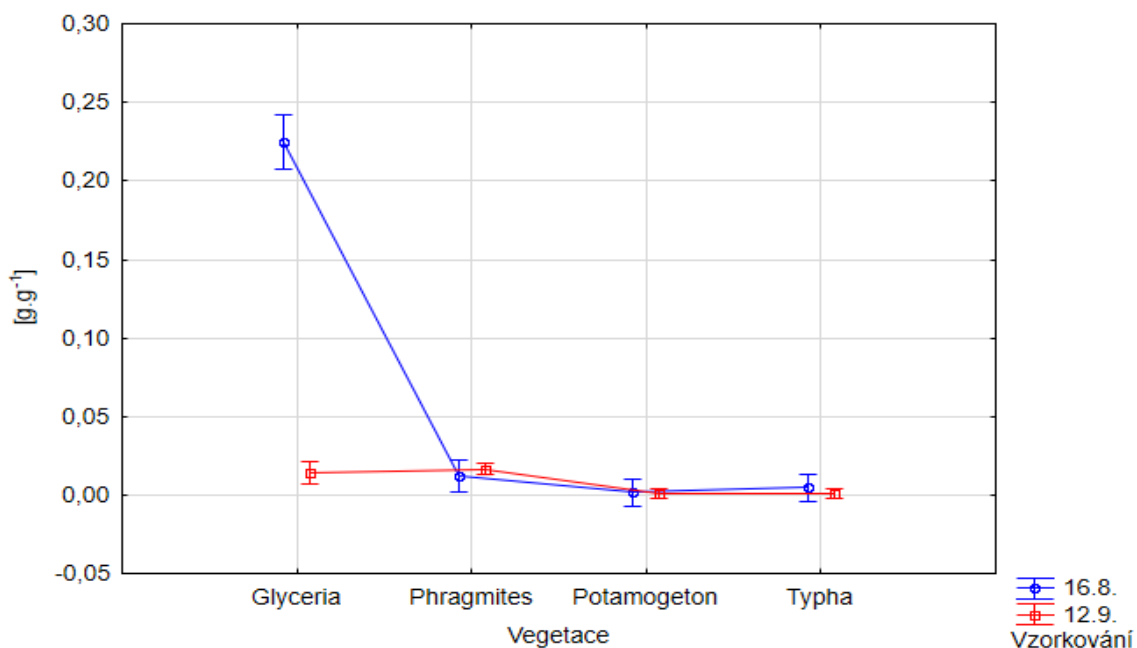
Průměrné hodnoty biomasy fytofilního bentosu pro jednotlivé druhy makrofyt v třeboňských rybnících ve vzorkování 1 (16.8.) a 2 (12.9.) jsou uvedeny v tabulce 8 a znázorněny v grafu 5.

**Tabulka 8.** Průměrné hodnoty biomasy ( $\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) fytofilního bentosu pro jednotlivé druhy makrofyt v třeboňských rybnících ve všech vzorkováních.

druhy makrofyt	16.8. ( $\bar{x} \pm \text{S.D.}$ )	12.9. ( $\bar{x} \pm \text{S.D.}$ )
<i>Glyceria maxima</i>	0,225 <sup>a</sup> $\pm$ 0	0,014 <sup>b</sup> $\pm$ 0,006
<i>Phragmites australis</i>	0,012 <sup>bc</sup> $\pm$ 0,008	0,017 <sup>b</sup> $\pm$ 0,004
<i>Potamogeton natans</i>	0,007 <sup>bc</sup> $\pm$ 0	0,004 <sup>c</sup> $\pm$ 0
<i>Typha latifolia</i>	0,018 <sup>bc</sup> $\pm$ 0	0,004 <sup>c</sup> $\pm$ 0

Zde je statisticky prokázána zvýšená hodnota biomasy na zblochanu vodním v 1. vzorkování ( $0,225 \text{ g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) a velmi nízké hodnoty u rdestu vzplývavého ( $0,004 \text{ g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) a u orobince širokolistého ( $0,004 \text{ g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) v druhém vzorkování. Statisticky byl prokázán rozdíl hodnot biomasy fytofilních bezobratlých mezi zblochanem vodním ( $0,014 \text{ g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) a rákosem obecným ( $0,017 \text{ g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) na straně jedné a rdestem vzplývacím ( $0,004 \text{ g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) a orobincem širokolistým ( $0,004 \text{ g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) na straně druhé a to vždy v druhém termínu vzorkování.

Vliv druhu makrofyta na biomasu fytofilního bentosu v třeboňských rybnících byl statisticky průkazný ( $F(6, 14)=123,26; p<0,001$ ).



**Graf 5.** Biomasa fytofilních bezobratlých ( $\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) na jednotlivých makrofytech v třeboňských rybnících v jednotlivých termínech vzorkování.



Přehled identifikovaných druhů a skupin fytofilních bezobratlých s uvedením jejich biomasy na jednotlivých makrofytech v třeboňských rybnících je uveden v příloze 1 až 4.

Biomasou dominantními skupinami na zblochanu vodním jsou pijavice (59%; *Erpobdella octoculata*) a larvy dvoukřídlých (38%; Chironominae, Ceratopogonidae). U rákosu obecného to jsou larvy pakomárů (50%; Chironominae) a také pijavice (15%; *Erpobdella octoculata*, *Helobdella stagnalis*). Na rdestu vzplývavém svojí biomasou vyčnivali larvy pakomárů (31%; Chironominae), pijavice (21%; *Erpobdella octoculata*) a chrostíci (11%; *Limnephilus* sp.). U orobince širokolistého byly nalezeny dvě biomasou výrazné skupiny- larvy pakomárů (67%; Chironominae) a pijavice (23%; *Erpobdella octoculata*).

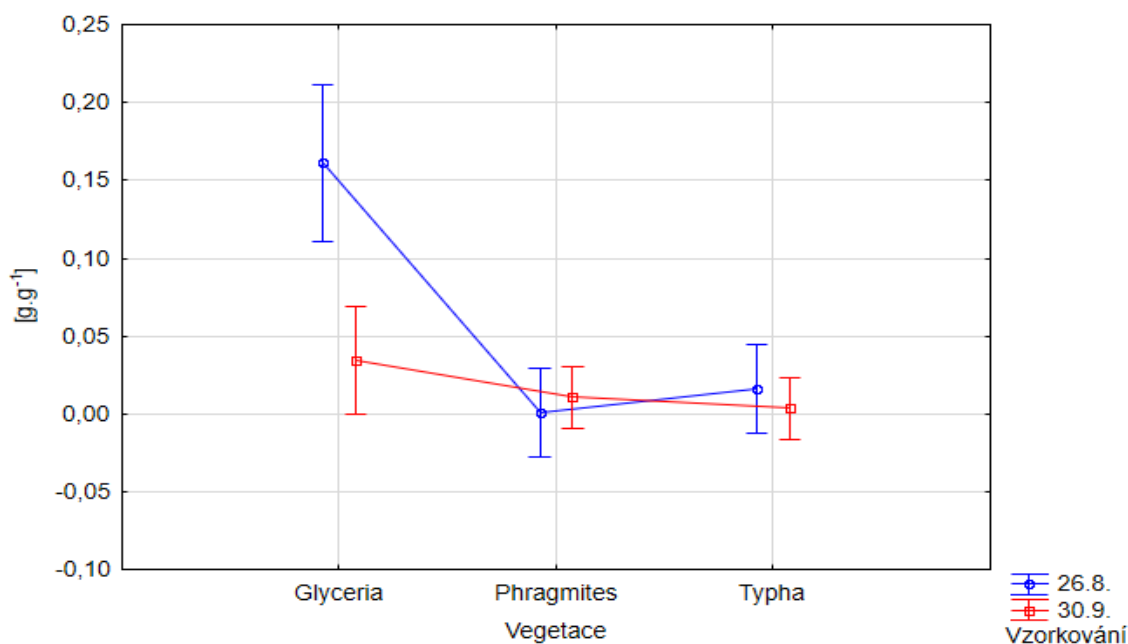
Průměrné hodnoty biomasy fytofilního bentosu pro jednotlivé druhy makrofyt v rakouských rybnících ve vzorkování 1 (26.8.) a 2 (30.9.) jsou uvedeny v tabulce 9 a znázorněny v grafu 6.

**Tabulka 9.** Průměrné hodnoty biomasy ( $\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) fytofilního bentosu pro jednotlivé druhy makrofyt v rakouských rybnících ve všech vzorkováních.

druhy makrofyt	26.8. ( $\bar{x} \pm \text{S.D.}$ )	30.9. ( $\bar{x} \pm \text{S.D.}$ )
<i>Glyceria maxima</i>	0,161 <sup>a</sup> ± 0	0,035 <sup>b</sup> ± 0
<i>Phragmites australis</i>	0,007 <sup>b</sup> ± 0,012	0,011 <sup>b</sup> ± 0,014
<i>Typha latifolia</i>	0,013 <sup>b</sup> ± 0,019	0,003 <sup>b</sup> ± 0,004

Průkazné jsou vyšší hodnoty biomasy fytofilního bentosu na zblochanu vodním v prvním vzorkování (0,161  $\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ). Rdest vzplývavý není zastoupen v rakouských rybnících.

Závislost biomasy fytofilního bentosu na druhu makrofyta v rakouských rybnících byla statisticky průkazná  $F(4, 6)=5,382$ ;  $p=0,034$ .



**Graf 6.** Biomasa fytofilních bezobratlých ( $\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) na jednotlivých makrofytech v rakouských rybnících v jednotlivých termínech vzorkování.

Přehled identifikovaných druhů a skupin fytofilních bezobratlých s uvedením jejich biomasy na jednotlivých makrofytech v rakouských rybnících je uveden v příloze 5 až 8.

Na zblochanu vodním byly biomasou dominantní stejnonožci (68%; *Aseelus aquaticus*), larvy pakomárů (18%; Chironominae), pijavice (8%; *Erpobdella octoculata*, *Helobdella stagnalis*) a plži (3%; *Gyarulus* sp.).

U rákosu obecného to byly larvy pakomárů (47%; Chironominae) a střechatky (44%; *Sialis* sp.).

U orobince širokolistého svojí biomasou vyčnívaly taktéž larvy pakomárů (63%; Chironominae) a pijavice (22%; *Erpobdella octoculata*, *Helobdella stagnalis*).

### 4.3 Diverzita fytofilního bentosu

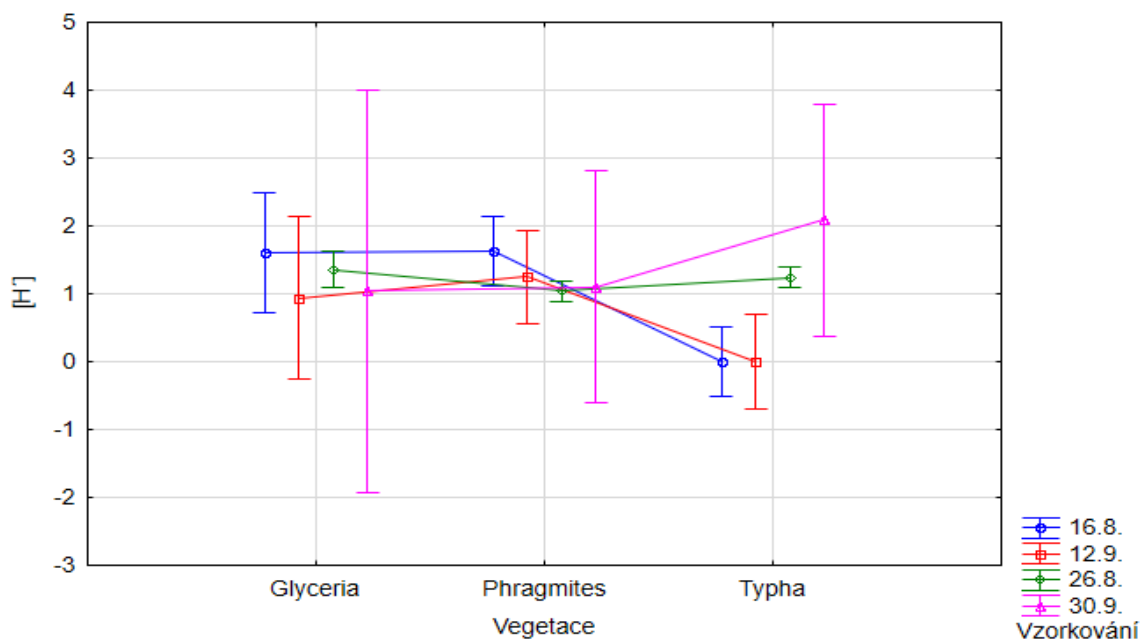
Průměrné hodnoty diverzity fytofilního bentosu na jednotlivých druzích makrofyt pro obě skupiny sledovaných rybníků v jednotlivých vzorkováních jsou shrnuty v tabulce 10 a znázorněny v grafu 7.

**Tabulka 10.** Průměrné hodnoty diverzity ( $H'$ ) fytofilního bentosu pro jednotlivé druhy makrofyt v třeboňských a rakouských rybnících ve všech vzorkováních.

druhy makrofyt	třeboňské r. ( $\bar{x} \pm S.D.$ )		rakouské r. ( $\bar{x} \pm S.D.$ )	
	16.8.	12.9.	26.8.	30.9.
<i>Glyceria maxima</i>	$1,6^a \pm 0$	$0,8^a \pm 0,4$	$1,4^a \pm 0$	$1^a \pm 0$
<i>Phragmites australis</i>	$1,6^a \pm 0,4$	$1,2^a \pm 0,5$	$1^a \pm 0$	$1,1^a \pm 0,1$
<i>Typha latifolia</i>	$0,4^b \pm 0,7$	$0,2^b \pm 0,4$	$1,2^a \pm 0,1$	$2,1^a \pm 1,2$

Diverzita fytofilních bezobratlých u orobince širokolistého v třeboňských rybnících v prvním a druhém vzorkování (0,4 a 0,2) je průkazně nižší oproti diverzitě u ostatních makrofyt v obou skupinách rybníků a obou vzorkováních.

Vliv druhu makrofyta na diverzitu fytofilního bentosu byl statisticky průkazný ( $F(8, 2)=19,608$ ;  $p=0,049$ ).



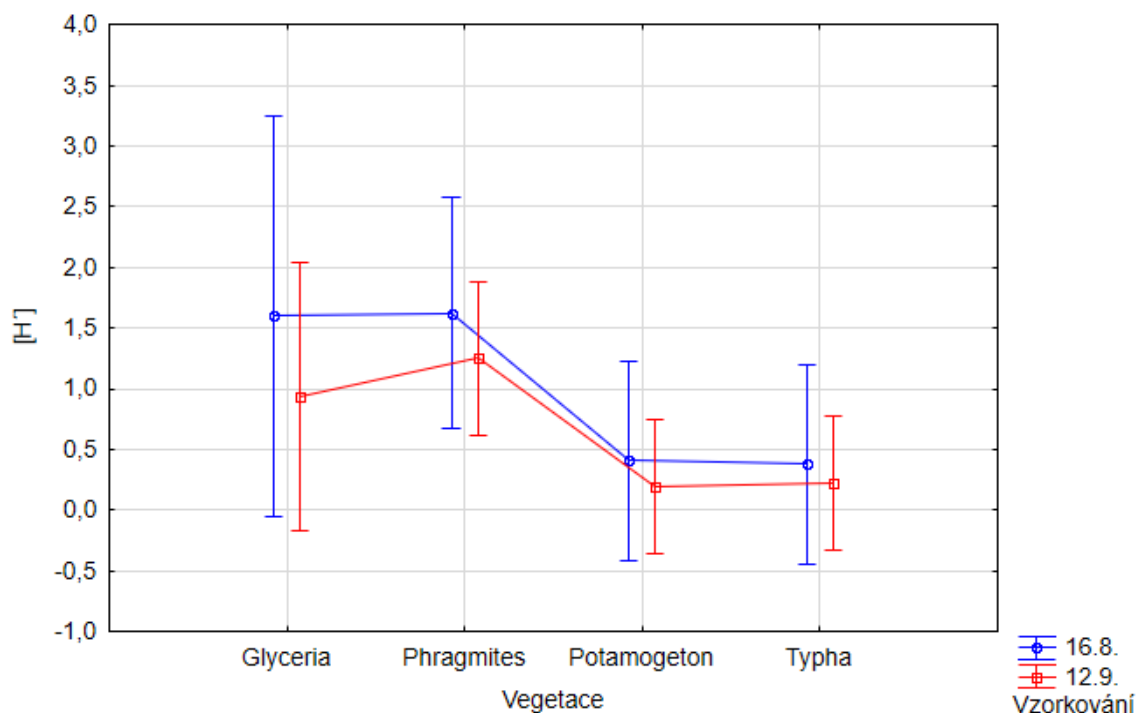
**Graf 7.** Diverzita fytofilních bezobratlých ( $H'$ ) na jednotlivých makrofytech v třeboňských a rakouských rybnících v jednotlivých termínech vzorkování.

Průměrné hodnoty diverzity fytofilních bezobratlých pro jednotlivé druhy makrofyt v třeboňských rybnících ve vzorkování 1 (16.8.) a 2 (12.9.) jsou uvedeny v tabulce 11 a znázorněny v grafu 8.

**Tabulka 11.** Průměrné hodnoty diverzity ( $H'$ ) fytofilního bentosu pro jednotlivé druhy makrofyt v třeboňských rybních ve všech vzorkováních.

druhy makrofyt	16.8. ( $\bar{x} \pm S.D.$ )	12.9. ( $\bar{x} \pm S.D.$ )
<i>Glyceria maxima</i>	1,6 <sup>a</sup> ± 0	0,8 <sup>a</sup> ± 0,4
<i>Phragmites australis</i>	1,6 <sup>a</sup> ± 0,4	1,2 <sup>a</sup> ± 0,5
<i>Potamogeton natans</i>	0,4 <sup>a</sup> ± 0,7	0,2 <sup>a</sup> ± 0,3
<i>Typha latifolia</i>	0,4 <sup>a</sup> ± 0,7	0,2 <sup>a</sup> ± 0,4

Vliv druhu makrofyta na diverzitu fytofilních bezobratlých v třeboňských rybnících ale nebyl statisticky průkazný ( $F(6, 14)=1,639$ ;  $p=0,208$ ).



**Graf 8.** Diverzita fytofilních bezobratlých ( $H'$ ) na jednotlivých makrofytech v třeboňských rybnících v jednotlivých termínech vzorkování.

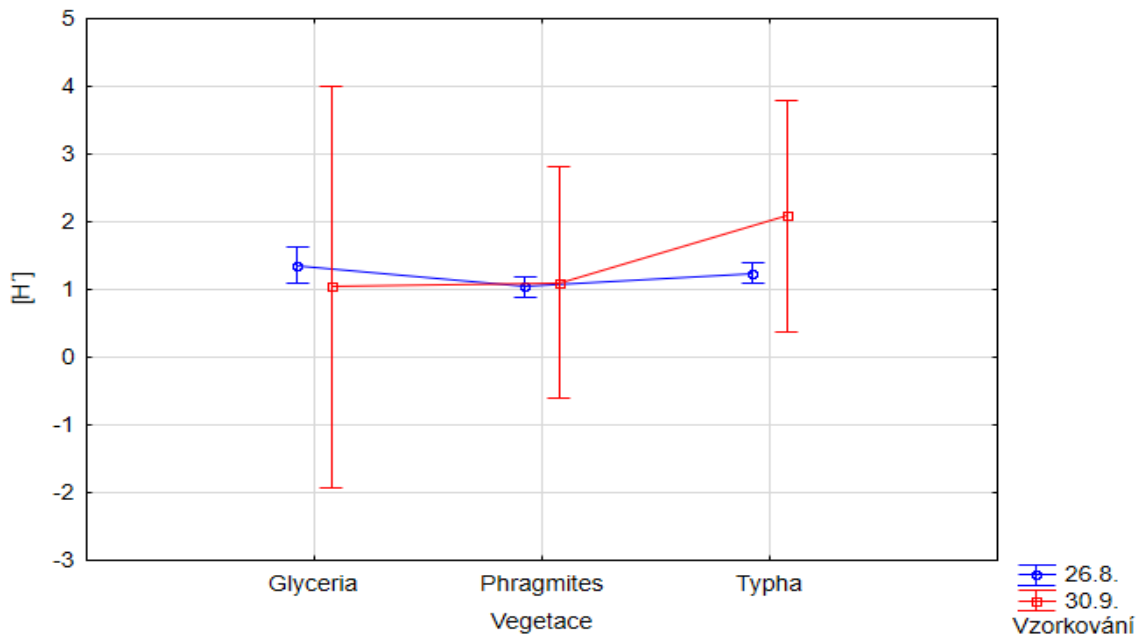
Průměrné hodnoty diverzity fytofilních bezobratlých pro jednotlivé druhy makrofyt v rakouských rybnících ve vzorkování 1 (26.8.) a 2 (30.9.) jsou patrné z tabulky 12 a znázorněny v grafu 9.

**Tabulka 12.** Průměrné hodnoty diverzity ( $H'$ ) fytofilního bentosu pro jednotlivé druhy makrofyty v rakouských rybních ve všech vzorkováních.

druhy makrofyty	26.8. ( $\bar{x} \pm S.D.$ )	30.9. ( $\bar{x} \pm S.D.$ )
<i>Glyceria maxima</i>	1,4 <sup>a</sup> ± 0	1 <sup>ab</sup> ± 0
<i>Phragmites australis</i>	1 <sup>b</sup> ± 0	1,1 <sup>ab</sup> ± 0,1
<i>Typha latifolia</i>	1,2 <sup>ab</sup> ± 0,1	2,1 <sup>ab</sup> ± 1,2

Byla prokázána odlišnost mezi diverzitou fytofilních bezobratlých u zblochanu vodního (1,4) a rákosu obecného (1) v prvním termínu vzorkování.

Vliv druhu makrofyty na diverzitu fytofilních bezobratlých v rakouských rybních byl statisticky průkazný ( $F(4, 6)=5,79$ ;  $p=0,029$ ).



**Graf 9.** Diverzita fytofilních bezobratlých ( $H'$ ) na jednotlivých makrofytech v rakouských rybních v jednotlivých termínech vzorkování

## 5. Diskuse

### 5.1. Vliv druhu makrofyt na početnost fytofilního bentosu

Vliv druhu makrofyt na početnost společenstva fytofilního bentosu nebyl statisticky průkazný v žádné testované variantě, tj. třeboňské + rakouské rybníky a také třeboňské a rakouské rybníky hodnocené odděleně.

Tento výsledek je tak ve shodě s literárními údaji, které jako klíčové faktory mající vliv na početnost fytofilních bezobratlých neuvádí druh makrofyt ale zejména početnost nebo pokryvnost vodních makrofyt v nádrži (Tolonen a kol., 2003; Bazzanti a Bella, 2004; Warfe a Barmuta, 2004), biomasu vodních makrofyt (Tarkowska- Kukuryk a Kornijów, 2008) popřípadě i morfologickou komplexitu ponořené části rostliny (Tessier a kol., 2004).

Pokud ve vztahu k početnosti společenstva fytofilních bezobratlých připustíme klíčový vliv pokryvnosti vodních makrofyt tak v třeboňských rybnících by měly být vyšší hodnoty početnosti fytofilních bezobratlých nalezeny na zblochanu vodním (*Glyceria maxima*) a rákosu obecném (*Phragmites australis*). Tyto dva druhy vodních makrofyt představují ve dvou rybních (Fišmistr a Baštýř) jediné zastoupené druhy vodních makrofyt a v rybníce Pěšák se podílejí na vegetačním krytu z 63 % (tabulka 3). Ještě vyšší počty fytofilních bezobratlých by pak měly být nalezeny na orobinci širokolistém (*Typha latifolia*), který se na celkové pokryvnosti v třeboňských rybnících podílí z 67 % (tabulka 3). Zároveň můžeme předpokládat, že další proměnné budou ve všech třeboňských rybních obdobné. Jedná se o soustavu paralelně ležících rybníků s podobnou rozlohou, stejným zdrojem přítokové vody a i abundance obsádky kapra obecného byla ve sledovaném období ve všech rybnících v podstatě shodná (tabulka 2). Ovšem mezi průměrnými hodnotami početnosti fytofilního bentosu na různých druzích makrofyt v třeboňských rybnících není statisticky průkazná odlišnost (tabulka 5).

Obdobná situace nastává u rakouských rybníků. Také v těchto rybnících by při připuštění klíčového vlivu pokryvnosti vodních makrofyt měly být vyšší hodnoty početnosti fytofilních bezobratlých nalezeny u rákosu obecného nebo orobince širokolistého. Ani v rakouských rybnících se průkazně nelišil počet fytofilních bezobratlých na jednotlivých makrofytech (tabulka 6). V této skupině rybníků stojí za úvahu vzít v potaz další proměnnou, tj. vliv obsádky kapra obecného. V rybníce Neu Teich je ze všech rakouských rybníků nejnižší celková pokryvnost všech druhů makrofyt. Abundance kapra byla v rybníce Neu Teich o dva řády vyšší (15 964, resp. 10 970 ks·ha<sup>-1</sup>) oproti zbývajícím rybníkům (178-261, resp. 133-219 ks·ha<sup>-1</sup>), viz.

tabulka 2. Na druhé straně v rybníce Neu Teich byla zastoupena mladší věková kategorie kapra (0+ a 1+), jejíž vyžírání tlak vůči makrozoobentosu je v porovnání se staršími věkovými kategoriemi kapra (2+ a 3+) přítomnými v ostatních rybnících slabší (Parkos a kol., 2003). Přesto se ani tato proměnná průkazně neprojevila na početnosti fytofilních bezobratlých na jednotlivých druzích makrofyt.

Zjištěné hodnoty početnosti společenstva fytofilních bezobratlých na zastoupených druzích makrofyt odpovídají hodnotám zaznamenaným v literatuře, která v těchto typech nádrží uvádí početnost celého společenstva fytofilních bezobratlých v řádech jednotek jedinců na jeden gram suché hmotnosti makrofyt (Tolonen a kol., 2003; Cremona a kol., 2008; Spyra, 2011; Tarkowska-Kukuryk, 2014). To samé lze říci i o početnosti dominantních skupinách fytofilních bezobratlých na všech druzích zastoupených makrofyt v obou skupinách rybníků, kterými jsou ve shodě s literárními údaji (Van den Berg a kol., 1997) larvy dvoukřídlých (Chironominae, Ceratopogonidae) a pijavice (Hirudinea).

Souhrnně lze říci, že zaznamenané vyšší hodnoty průměrů početnosti fytofilních bezobratlých patrně odpovídají vyšší míře pokryvnosti vodních makrofyt, nicméně při provedené statistické analýze nebylo prokázáno, že by na základě těchto hodnot bylo možno usuzovat na vliv druhu makrofyt na početnost fytofilních bezobratlých. Provedený výzkum tak potvrzuje publikované teoretické poznatky.

## **5.2 Vliv druhu makrofyt na biomasu fytofilního bentosu**

Vliv druhu makrofyt na hodnoty biomasy společenstva fytofilního bentosu byl statisticky prokázán ve všech testovaných variantách, tj. třeboňské + rakouské rybníky a také třeboňské a rakouské rybníky hodnocené odděleně. Ve variantě třeboňské + rakouské rybníky a třeboňské rybníky byl tento vliv statisticky průkazný na nižších hladinách významnosti ( $p=0,001$ , resp.  $p<0,001$ ) oproti rakouským rybníkům ( $p=0,034$ ).

Obecně se má za to, že na biomasu fytofilního bentosu (stejně jako jeho početnost) nemá druh vodního makrofyta vliv, primárně se kromě již zmíněné pokryvnosti vodních makrofyt uplatňuje také jejich biomasa nebo morfologická komplexita ponořené části rostliny jak bylo zmíněno výše.

Na první pohled by se mohlo zdát, že zamítnutí hypotézy o vlivu druhu makrofyt na početnost fytofilních bezobratlých a zároveň potvrzení vlivu druhu makrofyt na biomasu fytofilních bezobratlých je v logickém rozporu. Ovšem při hodnocení vztahu makrofyt a fytofilních bezobratlých je potřeba postupovat komplexněji a současně

analyzovat větší počet abiotických a také biotických proměnných (Trigal-Dominguéz a kol., 2009). Jako jedna z proměnných mající přímý a často klíčový vliv na společenstvo fytofilních bezobratlých v litorálních oblastech vodních nádrží je uváděna morfologická komplexita ponořené části vodních makrofyt (Taniguchi a kol., 2003; Cremona a kol., 2008; Hansen a kol., 2010). Makrofyta s větší mírou morfologické komplexity poskytují větší množství mikrohabitatů (Jeffries, 1993) a s narůstající komplexitou se zvětšuje potravní základna zoobentosu a tím i jeho biomasa (Lucena-Moya a Duggan, 2011).

V třeboňských a rakouských rybnících byla prokazatelně nejvyšší biomasa fytofilních bezobratlých nalezena na zblochanu vodním, ale jen v prvním, tj. srpnovém, termínu vzorkování (tabulka 7). Zároveň se v obou skupinách rybníků průkazně lišila biomasa fytofilních bezobratlých mezi prvním (srpnovým) a druhým (zářijovým) termínem vzorkování. Ovšem morfologická komplexita ponořených částí zblochanu vodního není větší oproti např. rákosu obecnému (Buttery a kol., 1965), na němž byly v prvním termínu vzorkování (16.8. a 26.8.) nalezeny průkazně nižší hodnoty biomasy fytofilních bezobratlých (tabulka 8 a 9). Morfologická komplexita zblochanu vodního se navíc v průběhu vegetačního období nemění. (Westlake, 1966). V obou skupinách rybníků by mohl být tento jev vysvětlen výrazným podílem biomasy larev pakomárů a pakomárců nalezených na zblochanu vodním oproti biomase ostatních skupin fytofilních bezobratlých nalezených na jiných makrofytech. Je možné zde nalézt souvislost s přítomností většího množství provzdušňovacího pletiva (aerenchymu) v porovnání s např. rákosem obecným. To může být jeden z důvodů proč je zblochan vodní snáze osidlován larvami pakomárů. Podobné vyšší hodnoty početnosti a biomasy larev pakomárů byly nalezeny například u zvaru (*Sparganium*), který má také velké množství aerenchymu (Bláha a kol., 2014).

Ovšem larvy pakomárů a pakomárců jsou popisovány ve vazbě na vodní makrofyta jako vysoce oportunistické skupiny, tedy s nespécifickými požadavky na druh vodního makrofyta (Toth a kol., 2012).

Průkazné rozdíly v biomase fytofilních bezobratlých mezi prvním a druhým termínem vzorkování by mohly být vysvětleny změnami biomasy u dominantní skupiny, tj. larev pakomárů, které koncem vegetačního období dokončují metamorfózu a opouštějí vodní prostředí (Armitage a kol., 1995), což se zřetelně projeví ve snížení biomasy celého společenstva fytofilních bezobratlých.

Hodnoty biomasy společenstva fytofilních bezobratlých na jednotlivých druzích makrofyt odpovídají hodnotám zaznamenaným v literatuře (Spyra, 2011; Tarkowska-



Kukuryk, 2014), tj. desetiny gramů na jeden gram suché hmotnosti makrofyt. Také přítomnost biomasou dominantních skupiny fytofilních bezobratlých, tj. larev dvoukřídlých (Chironominae, Ceratopogonidae), pijavic (Hirudinea), popřípadě stejnonožců (*Aselus aquaticus*) nebo střechatek (*Sialis* sp.), odpovídá literárním údajům (Van den Berg a kol., 1997).

### **5.3 Vliv druhu makrofyt na diverzitu fytofilního bentosu**

Vliv druhu makrofyt na diverzitu společenstva fytofilního bentosu byl statisticky prokázán u třeboňských + rakouských rybníků a také u odděleně hodnocených rakouských rybníků. U třeboňských rybníků nebyla tato vazba statisticky průkazná.

V třeboňských a rakouských rybnících hodnocených společně byla průkazně nižší hodnota diverzity fytofilních bezobratlých nalezena u orobince širokolistého. U ostatních makrofyt v jednotlivých termínech vzorkování se diverzita fytofilních bezobratlých nelišila (tabulka 10).

V odděleně hodnocených rakouských rybnících byla hodnota diverzity fytofilních bezobratlých průkazně odlišná u zblochanu vodního a rákosu obecného a to vždy v prvním vzorkování (tabulka 12).

Neobvyklé je nalezení průkazné závislosti mezi druhem makrofyt a diverzitou fytofilních bezobratlých v třeboňských a rakouských rybnících hodnocených společně a také v rakouských rybnících, ovšem nikoli v třeboňských. Lze vzít v potaz další možné proměnné. Vliv velikosti nádrže na diverzitu fytofilního bentosu lze jednoznačně vyloučit (Hassal a kol., 2011; Hamerník a kol., 2014). V literatuře lze dohledat další faktor mající v některých případech silný vliv na diverzitu fytofilních bezobratlých, a sice trofii nádrže, kdy v prostředí eutrofních nádrží je diverzita menší oproti oligotrofním nádržím (Wezel a kol., 2014). Ovšem v této práci nebyla trofie v jednotlivých skupinách rybníků sledována, přesto se u třeboňských rybníků dá vzhledem ke způsobu dlouhodobého hospodaření očekávat zvýšená trofie (Pechar, 2000).

### **5.4 Doporučení k navazujícímu výzkumu**

V případném navazujícím výzkumu by bylo vhodné zohlednit další proměnné, které mohou mít vliv na společenstvo fytofilního makrozoobentosu. Například vzít v potaz počet mikrohabitátů v rybníčních litorálech, zohlednit v jaké části litorálu se jednotlivé druhy makrofyt nacházejí a také posoudit habitatovou komplexitu litorálu v konkrétním

rybníce, resp. skupinách rybníků. Dále posoudit vliv vybraných fyzikálně-chemické parametrů vody (např. trofii). A v neposlední řadě i vliv rybí obsádky, který v této práci nemohl být kvantifikován z důvodu nedostatečně přesných údajů o abundanci a biomase obsádky kapra v období vzorkování (byly k dispozici pouze údaje o abundanci a biomase v období nasazení a výlovu). Technicky jednodušší možností, avšak způsobitou vysvětlit větší množství variability, by bylo prosté větší znáhodnění získaných dat, např. náhodným výběrem z většího množství odběrů. Tím by se nezvýšila náročnost nejdéle trvající fáze výzkumu, totiž determinace fytofilního makrozoobentosu, a přitom by zřetelně vzrostla relevance takto získaných závěrů.

## 6. Závěr

V rámci této práce bylo popsáno společenstvo fytofilního makrozoobentosu vyskytující se na čtyřech druzích vodních makrofyt (zblochan vodní, rákos obecný, rdest vzplývavý a orobinec širokolistý) v osmi různých rybních (čtyři třeboňské a čtyři rakouské).

Skupiny fytofilních bezobratlých s nejvyšší početností a biomasou byly pijavice (*Erpobdella octoculata*, *Helobdella stagnalis*), larvy pakomárů (Chironominae) a pakomárců (Ceratopogonidae) nebo jepice (*Cloeon dipterum*, *Caenis* sp.).

Druhové složení, početnost a biomasa jednotlivých zástupců fytofilního makrozoobentosu odpovídala studovanému ekosystému stojatých vod s rozlehlým litorálním pásmem makrovegetace.

Vliv druhu makrofyt na početnost společenstva fytofilního zoobentosu nebyl statisticky prokázán v žádné skupině sledovaných rybníků. V tomto případě se tedy potvrdily závěry z literatury, kdy na početnost fytofilního zoobentosu mají vliv jiné proměnné (pokryvnost, biomasa anebo morfologická komplexita vodních makrofyt).

Naproti tomu byl prokázán vliv druhu makrofyt na biomasu společenstva fytofilního zoobentosu, což není ve shodě s literárními údaji. Tento závěr může být považován za diskutabilní vzhledem k hodnocení jediné proměnné (druhy makrofyt), v prostředí rybníčních litorálů však současně působí řada abiotických a biotických faktorů.

Vliv druhu makrofyta na diverzitu společenstva fytofilního zoobentosu byl prokázán při hodnocení třeboňských a rakouských rybníků společně a také v rakouských rybnících. V třeboňských rybnících tento vliv prokázán nebyl.

V případě dalšího výzkumu vztahů mezi vodními makrofyty a společenstvem fytofilního zoobentosu v prostředí rybníku by bylo vhodné kvantifikovat větší množství abiotických a také biotických proměnných a vzít v potaz jejich změny v čase. Pouze tímto způsobem lze provést přesnou analýzu vztahů mezi vodními makrofyty a společenstvem fytofilního zoobentosu v prostředí rybníčních litorálů.

## 7. Použitá literatura

Adámek, Z., Helešic, J. Maršálek, B. a Rulík, M. 2010. Aplikovaná hydrobiologie. FROV JU: České Budějovice, 350 stran.

Armitage, P. D., Pinder, L. C. a Cranston, P. 1995. The Chironomidae. Biology and ecology of non-biting midges. Chapman & Hall: London, 538 stran.

Batzer, D. P., Palik, B. J. a Buech, R. 2004. Relationships between environmental characteristics and macroinvertebrate communities in seasonal woodlands ponds in Minnesota. *Journal of the North American Benthological Society* **23 (1)**: 50-68.

Bazzanti, M. a Bella, V. D. 2004. Functional feeding and habitat organization of macroinvertebrate communities in permanent and temporary ponds in central Italy. *Journal of Freshwater Ecology* **19 (3)**: 493-497.

Bláha, M., Šetlíková, I., Peterka, J., Musil, J. a Polícar, T. 2014. Planktonic or non-planktonic food in young-of-the-year European perch *Perca fluviatilis* in ponds. *Journal of Fish Biology* **8**: 509-515.

Bíro, P. 1995. Management of pond ecosystems and trophic webs. *Aquaculture* **129**: 373-386.

Bronmark, Ch. a Hansson, L.- A. 2005. The biology of lakes and ponds, second edition. Oxford University Press: Oxford, 285 stran.

Burton, T. M., Uzarski, D. G. a Genet, J. A. 2004. Invertebrate habitat use in relation to fetch and plant zonation in northern Lake Huron coastal wetlands. *Aquatic Ecosystem Health & Management* **7**: 249-267.

Butery, B. R., Williams, W. T. a Lambert, J. M. 1965. Competition between *Glyceria maxima* and *Phragmites australis* in the Region of Surlingham. *Journal of Ecology* **53**: 183-195.

Cardinale, B. J., Brady, V. J. a Burton, T. M. 1998. Changes in the abundance and diversity in coastal wetland fauna from the open water/macrophyte edge towards shore. *Wetlands Ecology and Management* **6**: 59-68.

Colon- Gaud, J. C., Kelso, W. E. a Rutherford, D. A. 2004. Spatial distribution of macroinvertebrates inhabiting hydrilla and coontail beds in the Atchafalaya Basin, Louisiana. *Journal of Aquatic Plant Management* **42**: 85-91.

Cremona, F., Planas, D. a Lucotte, M. 2008. Biomass and composition of macroinvertebrate communities associated with different types of macrophyte architectures and habitats in a large fluvial lake. *Fundamental and Applied Limnology* **171 (2)**: 119-130.

- Davis, C. A. a Bidwell, J. R. 2008. Response of aquatic invertebrates to vegetation management and agriculture. *Wetlands* **28** (3): 793-805.
- De Szalay, F. A. a Resh, V. H. 2000. Factors influencing macroinvertebrate colonization of seasonal wetlands: responses to emergent plant cover. *Freshwater Biology* **45**: 229-308.
- Diehl, S. 1992. Fish predation and benthic community structure: the role of omnivory and habitat complexity. *Ecology* **73**: 1646-1661.
- Dykojová, D. a Květ, J. (eds.). 1978. Pond littoral ecosystems, structure and function. Berlin: Springer Verlag, 464 stran.
- Fischer, J. R., Krogman, R. M. a Quist, M. C. 2013. Influences of native and non-native benthivorous fishes on aquatic ecosystem degradation. *Hydrobiologia* **711**: 187-199.
- Fontanarrosa, M. S. a Chaparro, G. N. 2013. Temporal and spatial patterns of macroinvertebrates associated with small and medium-sized free-floating plants. *Wetlands* **33**: 47-63.
- Hamerník, L., Svitok, M., Nokvimec, M., Očadlík, M. a Bitušík, P. 2014. Local, among-site and regional diversity patterns of benthic macroinvertebrates in high altitude waterbodies: do ponds differ from lakes? *Hydrobiologia* **723**: 41-52.
- Hansen, J. P., Sagerman, J. a Wikstrom, S. A. 2010. Effects of plant morphology on small-scale distribution of invertebrates. *Marine Biology* **10**: 2143-2155.
- Hanson, J. M. 1990. Macroinvertebrate size-distributions of two contrasting freshwater macrophyte communities. *Freshwater Biology* **24**: 481-491.
- Hartman, P. a Regenda, J. Praktika v rybníkářství. FROV JU: České Budějovice, 375 stran.
- Hassall, Ch., Hollinshead, J. a Hull, A. 2011. Environmental correlates of plant and invertebrate species richness in ponds. *Biodiversity and Conservation* **20**: 3189-3222.
- Heino, J. 2000. Lentic macroinvertebrate assemblage structure along gradients in spatial heterogeneity, habitat size and water chemistry. *Hydrobiologia* **418**: 229-242.
- Heino, J., Tolonen, K. T., Kotanen, J. a Paasivirta, J. 2009. Indicator groups and congruence of assemblage similarity, species richness and environmental relationships in littoral macroinvertebrates. *Biodiversity and Conservation* **18**: 3085-3098.
- Holomuzki, J. R. a Klarer, D. M. 2010. Invasive reed effects on benthic community structure in Lake Erie coastal marshes. *Wetlands Ecology and Management* **18**: 219-231.

Hrabě, S., Bartoš, E., Tott, B., Frankerberger, Z., Havlík, O., Jančařík, A., Jírovec, O., Kostrůň, K., Šrámek- Hušek, R., Vondráček, K. a Weiser, J. 1954. Klíč zvířeny ČSR, díl I. ČSAV: Praha, 538 stran.

Cherevelil, K. S., Soranno, P. A., Madsen, J. D. a Roberson, M. J. 2002. Plant architecture and epiphytic macroinvertebrate communities: the role of an exotic dissected macrophyte. *Journal of the North American Benthological Society* **21**: 261-277.

Irfanullah, H. M. a Moss, B. 2004. Factors influencing the return of submerged plants to a clear-water, shallow temperate lake. *Aquatic Botany* **80**: 177-191.

Jeffries, M. 1993. Invertebrate colonization of artificial pondweeds of differing fractal dimension. *Oikos* **67**: 142-148.

Kalff, J. 2001. Limnology, second edition. Prentice Hall: New Jersey, 592 stran.

Kaushik, S. J. 1995. Nutrient requirements, supply and utilization in the context of carp culture. *Aquaculture* **129**: 225-241.

Kestemont, P. 1995. Different systems of carp production and their impacts on environment. *Aquaculture* **129**: 347-372.

Klowski, J. 2011a. Impact of common carp *Cyprinus carpio* on aquatic communities: direct trophic effects versus habitat deterioration. *Fundamental and Applied Limnology* **178 (3)**: 245-255.

Klowski, J. 2011b. Different effects of age-structured common carp (*Cyprinus carpio*) stocks on pond invertebrate communities: implications for recreation and wildlife use of farm ponds. *Aquaculture International* **19**: 1151-1164.

Kubát, K., Hrouda, L., Chrtek, J. jun., Kaplan, Z., Kirschner, J. a Štěpánek, J. (eds.). 2002. Klíč ke květeně České republiky. Academia: Praha, 928 stran.

Kulesza, A. E., Holomuzki, J. R. a Klarer, D. M. 2009. Benthic community structure in stands of *Typha angustifolia* and herbicide-treated and untreated *Phragmites australis*. *Wetlands* **28**: 40-56.

Lalonde, S. a Downing, J. A. 1992. Phytofauna of eleven macrophyte beds of differing trophic status, depth and composition. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **49**: 992-1000.

Lellák, J. a Kubíček, F. 1992. Hydrobiologie. Karolinum: Praha, 256 stran.

Lucena- Moya, P. a Duggan, I. C. 2011. Macrophyte architecture affects the abundance and diversity of littoral microfauna. *Aquatic Ecology* **45**: 279-287.

- Madsen, J. D., Chambers, P. A., James, W. F., Koch, E. W. a Westlake, D. F. 2001. The interaction between water movement, sediment dynamics and submersed macrophytes. *Hydrobiologia* **444**: 71-84.
- Mártinez- Sanz, C., Fernández- Aláez, C. a García- Criado, F. 2012. Richness of littoral macroinvertebrate communities in mountain ponds from NW Spain: what factors does it depend on? *Journal of Limnology* **71 (1)**: 154-163.
- McAbendroth, L., Ramsay, P. M., Foggo, A., Rundle, S. D. a Bilton, T. 2005. Does macrophyte fractal complexity drive invertebrate diversity, biomass and body size distribution? *Oikos* **111**: 279-290.
- Miller, S. A. a Crowl, T. A. 2006. Effects of common carp (*Cyprinus carpio*) on macrophytes and invertebrate communities in a shallow lake. *Freshwater Biology* **51**: 85-94.
- Orendt, C. a Spies, M. 2012. Chironomini (Diptera: Chironimidae: Chironominae). Keys to Central European larvae using mainly macroscopic characters. Second, revised edition. Orendt Hydrobiologie: Leipzig, 64 stran.
- Parkos, J. J., Santucci, V. J. a Wahl, D. H. 2003. Effects of adult common carp (*Cyprinus carpio*) on multiple trophic levels in shallow mesocosms. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **60**: 182-192.
- Pechar, L. 2000. Impacts of long-term changes in fishery management on the trophic level water quality in Czech fish ponds. *Fisheries Management and Ecology* **7**: 23-31.
- Rahman, M. M., Kadowaki, S., Balcombe, S. R. a Wahab, M. A. 2010. Common carp (*Cyprinus carpio*) alters its feeding niche in response to changing food resources: direct observations in simulated ponds. *Ecological Research* **25**: 303-309.
- Rozkošný, R., Ježek, J., Knoz, J., Kromář, J., Krompl, F., Kulíček, F., Lellák, J., Minář, J., Pokorný, P., Rouseř, J., Sedlák, E., Špačková, V., Štucák, J. M., Zelený, J. a Zelinka, M. 1980. Klíč vodních larev hmyzu. ČSAV: Praha, 521 stran.
- Schultz, R. a Dibble, E. 2012. Effects of invasive macrophytes on freshwater fish and macroinvertebrate communities: the role of invasive plant traits. *Hydrobiologia* **684**: 1-14.
- Spyra, A. 2011. Autochtonic and allochtonic plant detritus as zoobenthos habitat in anthropogenic woodland ponds. *Oceanological and Hydrobiological Studies* **40 (1)**: 27-35.

Sychra, J. a Adámek, Z. 2010. Sampling efficiency of Gerking sampler and sweep net in pond emergent littoral macrophyte beds-a pilot study. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **10**: 161-167.

Sychra, J., Adámek, Z. a Petřivalská, K. 2010. Distribution and diversity of littoral macroinvertebrates within extensive reed beds of a lowland pond. *International Journal of Limnology* **46**: 281-289.

Taniguchi, H., Nakano, S. a Tokeshi, M. 2003. Influences of habitat complexity on the diversity and abundance of epiphytic invertebrates on plants. *Freshwater Biology* **48**: 718-728.

Tarkowska- Kukuryk, M. 2014. Spatial distribution of epiphytic chironomid larvae in a shallow macrophyte-dominated lake: effect of macrophyte species and food resources. *Limnology* **15**: 141-153.

Tarkowska- Kukuryk, M. a Kornijów, R. 2008. Influence of spatial distribution of submerged macrophytes on chironomidae assemblages in shallow lakes. *Polish Journal of Ecology* **56 (4)**: 569-579.

Tessier, C., Cattaneo, A., Pinel- Alloul, B., Galanti, G. a Morabito, G. 2004. Biomass, composition and size structure of invertebrate communities associated to different types of aquatic vegetation during summer in Lago di Candia (Italy). *Journal of Limnology* **63 (2)**: 190-198.

Tolonen, K. T., Hamalainen, H., Holopainen, H. J., Mikkonen, K. a Karjalainen, J. 2003. Body size and substrate association of littoral insects in relation to vegetation structure. *Hydrobiologia* **499**: 179-190.

Tóth, M., Móra, A., Kiss, B., Dévai, G. a Specziár, A. 2012. Are macrophyte-dwelling Chironomidae (Diptera) largely opportunistic in selecting plant species? *European Journal of Entomology* **109**: 247-260.

Trigal, C., Fernandez- Alaez, C. a Fernandez- Alaez, M. 2014. Congruence between functional and taxonomic patterns of benthic and planctonic assemblages in flatland ponds. *Aquatic Sciences* **76**: 61-72.

Trigal- Domínguez, C., Fernández- Aláez, C. a García- Criado, F. 2009. Habitat selection and sampling design for ecological assessment of heterogeneous ponds using macroinvertebrates. *Aquatic Conversation: Marine and Freshwater Ecosystems* **19**: 786-796.



- Van den Berg, M. S., Coops, H., Noordhuis, R., Schie, J. a Simons, J. 1997. Macroinvertebrate communities in relation to submerged vegetation in two *Chara*-dominated lakes. *Hydrobiologia* **343/343**: 143-150.
- Vis, C., Hudon, C. a Carignan, R. 2006. Influence of the vertical structure of macrophyte stands on epiphyte community metabolism. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **63**: 1014-1026.
- Wahl, D. H., Wolfe, M. D., Santucci, V. J. a Freedman, J. A. 2011. Invasive carp and prey community composition disrupt trophic cascades in eutrophic ponds. *Hydrobiologia* **678**: 49-63.
- Walker, P. D., Wijnhoven, S. a Van der Velde, G. 2013. Macrophyte presence and growth form influence macroinvertebrate community structure. *Aquatic Botany* **104**: 80-87.
- Warfe, D. M. a Barmuta, L. A. 2004. Habitat structural complexity mediates the foraging success of multiple predator species. *Oecologia* **141**: 171-178.
- Weber, M. J. a Brown, M. L. 2015. Biomass-depend effects of age-0 common carp on aquatic ecosystems. *Hydrobiologia* **742**: 71-80.
- Westlake, D. F. 1966. The biomass and productivity of *Glyceria maxima*: I Sesonal changes in biomass. *Journal of Ecology* **54**: 745-753.
- Wetzel, R. G. 2001. Limnology: Lake and river ecosystems. Academic Press: New York, 1006 stran.
- Wezel, A., Oertli, B., Rosset, V., Aurthaud, F., Leroy, B., Smith, R., Angelibert, S., Bornette, G., Vallo, D. a Robin, J. 2014. Biodiversity patterns of nutriet-rich ponds and implications for conservation. *Limnology* **15**: 213-223.
- Wilson, S. D. a Keddy, P. A. 1985. Plant zonation on a shoreline gradient: physiological response curves of component species. *Journal of Ecology* **73**: 851-860.

## 8. Abstrakt

Společenstvo fytofilního makrozoobentosu představuje v prostředí rybníků početnou složku, která má významnou úlohu v potravních sítích. Vzhledem k vazbě fytofilního makrozoobentosu na vodní makrofyta je často studována problematika vlivu makrofyt na toto společenstvo. Zásadní by měla být především pokryvnost, biomasa nebo morfologická komplexita vodních makrofyt.

Tato práce je zaměřena na význam druhu vodních makrofyt. Ve dvou skupinách rybníků, třeboňských a rakouských, bylo testováno, zdá mají zastoupené druhy makrofyt vliv na společenstvo fytofilního zoobentosu.

Vliv druhu makrofyt na početnost společenstva fytofilního zoobentosu nebyl prokázán.

Vliv druhu makrofyt na biomasu společenstva fytofilního zoobentosu byl prokázán v třeboňských a rakouských rybnících analyzovaných společně tak i v každé skupině rybníků. V třeboňských i rakouských rybnících byly průkazně vyšší hodnoty biomasy fytofilního zoobentosu nalezeny na zblochanu vodním (*Glyceria maxima*) v prvním termínu vzorkování.

Vliv druhu makrofyt na diverzitu společenstva fytofilního zoobentosu byl prokázán v třeboňských a rakouských rybnících analyzovaných společně a také v rakouských rybnících.

Vzhledem k faktu, že v této práci byl ve vztahu ke společenstvu fytofilního makrozoobentosu analyzován vliv jediné proměnné (druhy makrofyt), je třeba při interpretaci výsledku postupovat obezřetně. V prostředí rybnických litorálů působí na fytofilní makrozoobentos současně řada abiotických a biotických proměnných.

Klíčová slova: fytofilní makrozoobentos, vodní makrofyta, rybníční litorál, interakce

## 9. Abstract

Community of phytophilous macrozoobenthos (PM) represents an important component of fishponds ecosystems concerning biomass as well as essential part of food webs. There are evident linkages between PM and water macrophytes. Their influence on PM is the main topic of many scientific papers which state three main water macrophyte characters with the strongest impact on PM - coverage, biomass and morphological complexity.

The main aim of this diploma theses was to analyse linkages between four different water macrophyte species and PM in eight different fishponds divided into two groups according their localisation- třeboňské a rakouské.

Water macrophyte species have any influence on PM abundance in both fishpond groups.

Water macrophyte species have significant influence on biomass of PM in třeboňské and rakouské fishponds analysed together and also in both fishpond groups analysed separately. PM biomass was significantly higher in *Glyceria maxima* during first sampling period in both fishpond groups.

Water macrophyte species have significant influence on PM diversity in třeboňské and rakouské fishponds analysed together and in rakouské fishponds group analysed separately.

Just one variable, water macrophyte species, was analysed in my diploma thesis, but some others abiotic and biotic variables influence phytophilous macrozoobenthos community in fishponds littoral zones as well. That's why conclusions of this thesis should be interpreted circumspectly.

Key words: phytophilous macrozoobenthos, water macrophytes, littoral zone in fishponds, interactions

## **10. Seznam příloh**

**Příloha 1.** Seznam identifikovaných druhů a skupin fytofilních bezobratlých nalezených na jednotlivých družích makrofyt v rybníce Horák

**Příloha 2.** Seznam identifikovaných druhů a skupin fytofilních bezobratlých nalezených na jednotlivých družích makrofyt v rybníce Fišmistr

**Příloha 3.** Seznam identifikovaných druhů a skupin fytofilních bezobratlých nalezených na jednotlivých družích makrofyt v rybníce Baštýř

**Příloha 4.** Seznam identifikovaných druhů a skupin fytofilních bezobratlých nalezených na jednotlivých družích makrofyt v rybníce Pěšák

**Příloha 5.** Seznam identifikovaných druhů a skupin fytofilních bezobratlých nalezených na jednotlivých družích makrofyt v rybníce Neu Teich

**Příloha 6.** Seznam identifikovaných druhů a skupin fytofilních bezobratlých nalezených na jednotlivých družích makrofyt v rybníce Brunauteich

**Příloha 7.** Seznam identifikovaných druhů a skupin fytofilních bezobratlých nalezených na jednotlivých družích makrofyt v rybníce Haslauer Teich

**Příloha 8.** Seznam identifikovaných druhů a skupin fytofilních bezobratlých nalezených na jednotlivých družích makrofyt v rybníce Gebhartsteich

## 11. Přílohy

**Příloha 1.** Seznam identifikovaných druhů a skupin fytofilních bezobratlých nalezených na jednotlivých druzích makrofyt v rybníce Horák.

Taxon	<i>Glyceria maxima</i>			<i>Phragmites australis</i>			<i>Potamogeton natans</i>		
	ind·m <sup>-2</sup>	g·g <sup>-1</sup>	odlov	ind·m <sup>-2</sup>	g·g <sup>-1</sup>	odlov	ind·m <sup>-2</sup>	g·g <sup>-1</sup>	odlov
<b>Oligochaeta</b>	0	0	0	62	0,12	oba	0	0	0
<b>Hirudinea</b>									
<i>Erpobdella octoculata</i>	44	2,02	1.	107	1,27	2.	84	1,85	2.
<i>Helobdella stagnalis</i>	31	0,34	1.	80	0,69	2.	0	0	0
<i>Batracobdella paludosa</i>	0	0	0	9	0,03	2.	13	0,2	2.
<i>Hemiclepis marginata</i>	0	0	0	9	0,02	oba	9	0,54	1.
<b>Gastropoda</b>									
<i>Lymnaea peregre</i>	4	0,05	1.	0	0	0	13	0,19	1.
<i>Gyraulus</i> sp.	0	0	0	18	0,07	oba	0	0	0
<i>Physa</i> sp.	0	0	0	4	0,003	2.	0	0	0
<i>Sialis</i> sp.	0	0	0	9	0,28	1.	4	0,27	1.
<i>Nymphula</i> sp.	0	0	0	0	0	0	9	0,08	1.
<b>Isopoda</b>									
<i>Aselus aquaticus</i>	9	0,14	2.	27	0,15	2.	0	0	0
<b>Ephemeroptera</b>									
<i>Cloeon dipterum</i>	9	0,11	1.	324	0,86	oba	0	0	0
<i>Caenis</i> sp.	0	0	0	356	0,66	oba	0	0	0
<b>Odonata</b>									
<i>Lestes</i> sp.	0	0	0	18	0,99	oba	9	0,21	1.
<i>Aeschna</i> sp.	0	0	0	4	2,6	1.	0	0	0
<b>Heteroptera</b>									
Corixidae	0	0	0	13	0,02	2.	0	0	0
<b>Megaloptera</b>									
<i>Sialis</i> sp.	0	0	0	9	0,28	1.	4	0,27	1.
<b>Trichoptera</b>									
<i>Mystacides</i> sp.	0	0	0	9	0,15	1.	9	0,32	1.
<i>Limnephilus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	9	0,99	1.
<i>Trianodes</i> sp.	0	0	0	4	0,15	1.	4	0,29	1.
<i>Polycentropus</i> sp.	0	0	0	4	0,44	1.	0	0	0
<b>Lepidoptera</b>									
<i>Nymphula</i> sp.	0	0	0	0	0	0	9	0,08	1.
<b>Diptera</b>									
<i>Chaoborus</i> sp.	0	0	0	316	1,8	oba	0	0	0
<i>Anopheles</i> sp.	0	0	0	4	0,04	1.	0	0	0
Ceratopogonidae	36	0,11	oba	89	0,08	oba	89	0,11	oba
Chironominae	573	6,53	oba	542	2,76	oba	453	2,82	oba
Tanypodinae	0	0	0	107	0,37	oba	0	0	0
Orthoclaadiinae	0	0	0	9	0,02	2.	0	0	0
Stratiomyidae	4	0,14	1.	4	0,04	1.	4	0,81	1.

Taxon	<i>Glyceria maxima</i>			<i>Phragmites australis</i>			<i>Potamogeton natans</i>		
	ind·m <sup>-2</sup>	g·g <sup>-1</sup>	odlov	ind·m <sup>-2</sup>	g·g <sup>-1</sup>	odlov	ind·m <sup>-2</sup>	g·g <sup>-1</sup>	odlov
<b>Coleoptera</b>									
Dytiscidae	0	0	0	4	0,08	1.	0	0	0
Hydrophilidae	0	0	0	13	0,02	2.	0	0	0

**Příloha 2.** Seznam identifikovaných druhů a skupin fytofilních bezobratlých nalezených na jednotlivých druzích makrofyt v rybníce Fišmistr.

Taxon	<i>Glyceria maxima</i>			<i>Phragmites australis</i>		
	ind·m <sup>-2</sup>	g·g <sup>-1</sup>	odlov	ind·m <sup>-2</sup>	g·g <sup>-1</sup>	odlov
<b>Hirudinea</b>						
<i>Erpobdella octoculata</i>	729	109	2.	53	1,24	2.
<i>Helobdella stagnalis</i>	0	0	0	98	1,26	2.
<i>Batracobdella paludosa</i>	0	0	0	18	0,18	2.
<b>Gastropoda</b>						
<i>Acroloxus lacustris</i>	0	0	0	27	4,05	2.
<b>Isopoda</b>						
<i>Aselus aquaticus</i>	9	1,81	2.	0	0	0
<b>Diptera</b>						
Ceratopogonidae	258	3,74	2.	196	0,23	2.
Chironominae	427	14,4	2.	1289	6,82	2.
Tanypodinae	9	0,96	2.	0	0	0

**Příloha 3.** Seznam identifikovaných druhů a skupin fytofilních bezobratlých nalezených na jednotlivých druzích makrofyt v rybníce Baštýř.

Taxon	<i>Phragmites australis</i>		
	ind·m <sup>-2</sup>	g·g <sup>-1</sup>	odlov
<b>Gastropoda</b>			
<i>Lymnaea peregrina</i>	9	0,13	1.
<i>Gyraulus</i> sp.	9	0,19	1.
<b>Trichoptera</b>			
<i>Mystacides</i> sp.	18	0,49	1.
<b>Diptera</b>			
Chironominae	53	0,68	1.
Stratiomyidae	9	1,73	1.

**Příloha 4.** Seznam identifikovaných druhů a skupin fytofilních bezobratlých nalezených na jednotlivých druzích makrofyt v rybníce Pěšák.

Taxon	<i>Glyceria maxima</i>			<i>Phragmites australis</i>			<i>Typha latifolia</i>		
	ind·m <sup>-2</sup>	g·g <sup>-1</sup>	odlov	ind·m <sup>-2</sup>	g·g <sup>-1</sup>	odlov	ind·m <sup>-2</sup>	g·g <sup>-1</sup>	odlov
<b>Oligochaeta</b>	0	0	0	27	0,08	2.	0	0	0
<b>Hirudinea</b>									
<i>Erpobdella octoculata</i>	213	8,39	oba	13	2,41	oba	49	4,52	oba
<i>Helobdella stagnalis</i>	36	0,36	1.	31	0,96	oba	120	0,9	1.
<i>Batracobdella paludosa</i>	0	0	0	0	0	0	4	0,07	2.
<i>Hemiclepis marginata</i>	18	0,55	1.	18	0,16	2.	9	0,25	1.
<b>Ephemeroptera</b>									
<i>Cloeon dipterum</i>	0	0	0	0	0	0	9	0,05	2.
<i>Caenis</i> sp.	0	0	0	22	0,16	2.	13	0,02	2.
<b>Odonata</b>									
<i>Plactynemis pennipes</i>	0	0	0	9	0,64	2.	4	0,05	2.
<b>Heteroptera</b>									
Corixidae	0	0	0	133	3,94	2.	0	0	0
<b>Trichoptera</b>									
<i>Mystacides</i> sp.	22	0,55	1.	18	0,64	1.	13	0,3	1.
<i>Limnephilus</i> sp.	9	0,28	1.	13	0,22	1.	0	0	0
<b>Diptera</b>									
<i>Chaoborus</i> sp.	0	0	0	13	0,01	2.	44	0,5	2.
Ceratopogonidae	320	0,52	oba	40	0,05	oba	22	0,03	oba
Chironominae	4756	57,5	oba	1298	11,8	oba	916	13,3	oba
Tanypodinae	0	0	0	13	0,13	2.	0	0	0

**Příloha 5.** Seznam identifikovaných druhů a skupin fytofilních bezobratlých nalezených na jednotlivých druzích makrofyt v rybníce Neu Teich.

Taxon	<i>Phragmites australis</i>			<i>Typha latifolia</i>		
	ind·m <sup>-2</sup>	g·g <sup>-1</sup>	odlov	ind·m <sup>-2</sup>	g·g <sup>-1</sup>	odlov
<b>Oligochaeta</b>	36	0,19	oba	67	0,24	2.
<b>Hirudinea</b>						
<i>Erpobdella octoculata</i>	4	0,01	2.	31	0,81	oba
<i>Helobdella stagnalis</i>	0	0	0	4	0,01	1.
<i>Batracobdella paludosa</i>	9	0,03	2.	18	0,16	1.
<i>Hemiclepis marginata</i>	9	0,54	2.	18	0,49	oba
<b>Diptera</b>						
Tipulidae	0	0	0	4	0,12	2.
Chironominae	84	0,31	2.	84	0,48	2.
Orthocladiinae	0	0	0	22	0,07	2.

**Příloha 6.** Seznam identifikovaných druhů a skupin fytofilních bezobratlých nalezených na jednotlivých družích makrofyt v rybníce Brunauteich.

Taxon	<i>Phragmites australis</i>			<i>Typha latifolia</i>		
	ind·m <sup>-2</sup>	g·g <sup>-1</sup>	odlov	ind·m <sup>-2</sup>	g·g <sup>-1</sup>	odlov
<b>Oligochaeta</b>	18	0,04	oba	0	0	0
<b>Hirudinea</b>						
<i>Erpobdella octoculata</i>	49	1,19	oba	22	0,04	1.
<i>Helobdella stagnalis</i>	4	0,01	1.	0	0	0
<i>Hemiclepis marginata</i>	4	0,01	2.	0	0	0
<i>Alboglossiphonia</i> sp.	4	0,02	2.	0	0	0
<b>Gastropoda</b>						
<i>Acroloxus lacustris</i>	49	0,2	oba	0	0	0
<b>Isopoda</b>						
<i>Aselus aquaticus</i>	13	0,08	2.	0	0	0
<b>Ephemeroptera</b>						
<i>Cloeon dipterum</i>	0	0	0	9	0,02	2.
<i>Caenis</i> sp.	93	0,2	oba	0	0	0
<b>Heteroptera</b>						
Corixidae	4	0,07	1.	0	0	0
<b>Trichoptera</b>						
<i>Limnephilus</i> sp.	4	0,15	1.	0	0	0
<b>Diptera</b>						
Ceratopogonidae	524	0,42	oba	107	0,06	oba
Chironominae	22	0,18	1.	62	0,38	oba
Orthoclaadiinae	0	0	0	9	0,01	2.

**Příloha 7.** Seznam identifikovaných druhů a skupin fytofilních bezobratlých nalezených na jednotlivých družích makrofyt v rybníce Haslauer Teich.

Taxon	<i>Glyceria maxima</i>			<i>Phragmites australis</i>			<i>Typha latifolia</i>		
	ind·m <sup>-2</sup>	g·g <sup>-1</sup>	odlov	ind·m <sup>-2</sup>	g·g <sup>-1</sup>	odlov	ind·m <sup>-2</sup>	g·g <sup>-1</sup>	odlov
<b>Oligochaeta</b>	93	2,45	oba	133	0,12	2.	0	0	0
<b>Hirudinea</b>									
<i>Erpobdella octoculata</i>	164	16,2	oba	0	0	0	124	2,67	oba
<i>Helobdella stagnalis</i>	818	14,7	oba	76	0,69	oba	933	6,16	oba
<i>Batracobdella paludosa</i>	36	1	1.	67	0,13	2.	58	0,65	2.
<i>Hemiclepis marginata</i>	22	2,42	1.	0	0	0	0	0	0
<i>Theromyzon tessulatum</i>	0	0	0	13	0,36	2.	4	0,14	1.
<i>Alboglossiphonia</i> sp.	0	0	0	0	0	0	4	0,001	1.
<i>Piscicola geometra</i>	0	0	0	4	0,04	1.	0	0	0



Taxon	<i>Glyceria maxima</i>			<i>Phragmites australis</i>			<i>Typha latifolia</i>		
	ind·m <sup>-2</sup>	g·g <sup>-1</sup>	odlov	ind·m <sup>-2</sup>	g·g <sup>-1</sup>	odlov	ind·m <sup>-2</sup>	g·g <sup>-1</sup>	odlov
<b>Gastropoda</b>									
<i>Acroloxus lacustris</i>	9	0,09	1.	40	0,17	oba	80	0,24	oba
<i>Gyarulus</i> sp.	27	10,3	1.	0	0	0	18	0,13	1.
<i>Radix auricularia</i>	4	1	1.	0	0	0	0	0	0
<b>Isopoda</b>									
<i>Aselus aquaticus</i>	133	276	oba	13	1,36	2.	98	0,87	oba
<b>Ephemeroptera</b>									
<i>Cloeon dipterum</i>	22	0,47	1.	9	0,12	1.	27	0,29	1.
<i>Caenis</i> sp.	31	0,09	oba	62	0,06	oba	80	0,05	oba
<b>Odonata</b>									
<i>Lestes</i> sp.	9	0,71	1.	0	0	0	0	0	0
<i>Plactynemis pennipes</i>	0	0	0	0	0	0	9	0,88	1.
<i>Coenagrion</i> sp.	0	0	0	9	0,25	2.	0	0	0
<b>Heteroptera</b>									
Corixidae	18	1,21	2.	22	0,05	1.	18	0,64	2.
<b>Megaloptera</b>									
<i>Sialis</i> sp.	0	0	0	4	37	2.	0	0	0
<b>Trichoptera</b>									
<i>Mystacides</i> sp.	18	0,38	2.	0	0	0	4	0,001	2.
<i>Limnephilus</i> sp.	4	3,07	1.	4	0,34	2.	0	0	0
<b>Diptera</b>									
<i>Chaoborus</i> sp.	20	0,44	1.	22	0,17	1.	0	0	0
Ceratopogonidae	9	0,03	2.	0	0	0	4	0,001	2.
Chironominae	1964	73,9	oba	1111	14,5	2.	1716	29,1	oba

**Příloha 8.** Seznam identifikovaných druhů a skupin fytofilních bezobratlých nalezených na jednotlivých druzích makrofyt v rybníce Gebhartsteich.

Taxon	<i>Phragmites australis</i>			<i>Typha latifolia</i>		
	ind·m <sup>-2</sup>	g·g <sup>-1</sup>	odlov	ind·m <sup>-2</sup>	g·g <sup>-1</sup>	odlov
<b>Hirudinea</b>						
<i>Erpobdella octoculata</i>	0	0	0	18	0,22	1.
<i>Helobdella stagnalis</i>	89	0,58	1.	36	0,88	1.
<i>Batracobdella paludosa</i>	9	0,11	1.	9	0,17	1.
<i>Hemiclepis marginata</i>	9	0,08	1.	9	0,33	1.
<i>Piscicola geometra</i>	9	0,08	1.	0	0	0
<b>Gastropoda</b>						
<i>Acroloxus lacustris</i>	53	0,61	1.	53	0,49	1.
<b>Ephemeroptera</b>						
<i>Cloeon dipterum</i>	9	0,08	1.	18	0,38	1.
<i>Caenis</i> sp.	9	0,06	1.	18	0,11	1.
<b>Trichoptera</b>						
<i>Mystacides</i> sp.	9	0,22	1.	0	0	0
<b>Diptera</b>						
Ceratopogonidae	0	0	0	498	0,82	1.
Chironominae	3173	23,9	1.	35	0,55	1.