

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Fakulta rybářství a ochrany vod

Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický

Bakalářská práce

**Diverzita makrozoobentosu v toku ovlivněném vyústěním vyčištěné
odpadní vody z ČOV**

Autor: Tereza Soukupová

Vedoucí bakalářské práce: Ing. Martin Bláha, Ph.D.

Konzultant bakalářské práce: Ing. Bc. Kateřina Grabicová, Ph.D.

Studijní program a obor: Ekologie a ochrana prostředí, Ochrana vod

Forma studia: Prezenční

Ročník: 4.

České Budějovice, 2016

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

Datum:

Podpis:

.....

Tereza Soukupová

Poděkování

V první řadě patří mé velké díky vedoucímu bakalářské práce Ing. Martinu Bláhovi, Ph.D. za jeho celkový přístup, odborné vedení, velkou trpělivost a cenné rady a připomínky při jejím vypracování. Dále konzultantce Ing. Bc. Kateřině Grabicové, Ph.D. za poskytnutí doplňujících dat z odběrů. V neposlední řadě děkuji rodině a příteli, kteří mě vždy podporovali a povzbuzovali v těžkých chvílích a vytvořili mi tak ideální podmínky pro studium.

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE
(PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

Jméno a příjmení: **Tereza SOUKUPOVÁ**
Osobní číslo: **V12B028P**
Studijní program: **B1601 Ekologie a ochrana prostředí**
Studijní obor: **Ochrana vod**
Název tématu: **Diverzita makrozoobentosu v toku ovlivněném vyústěním vyčištěné odpadní vody z ČOV**
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 :

Cílem práce bude vyhodnotit diverzitu společenstva makrozoobentosu na podélném profilu Živného potoka. Tato vodoteč protéká městem Prachatice a je zde do ní zaústěn výtok pročištěné vody z městské ČOV. Studentka bude analyzovat vzorky makrozoobentosu odebrané nad výtokem z ČOV (kontrola) a na 3 místech pod výtokem. Otázkou je zda se budou měnit ukazatele diverzity a dominance společenstva makrozoobentosu na jednotlivých vzorkovaných profilech vzhledem ke vzdálenosti od vyústění pročištěné OV.

V přehledové části by se měla studentka zaměřit jednak na charakterizaci společenstva makrozoobentosu, jeho hlavních složek a faktorů, které jej mohou negativně ovlivňovat a zároveň by měla přinést základní informace o antropogenním znečištění a jeho vlivu na tato společenstva.

Vlastní determinace bude probíhat v laboratoři za použití binokulární lupy a determinačních klíčů na jednotlivé specifické skupiny makrozoobentosu.

Rozsah grafických prací: **5 stránek**
Rozsah pracovní zprávy: **30 stran**
Forma zpracování bakalářské práce: **tištěná**
Seznam odborné literatury:

Giller, P.S., Malmqvist, B. 1999. The Biology of Streams and Rivers. Oxford University Press.

Gücker, B., Brauns, M., Pusch, M.T. 2006. Effects of wastewater treatment plant discharge on ecosystem structure and function of lowland streams. Journal of the North American Benthological Society 25(2): 313-329.

Orendt, C. & Spies, M. 2012. Chironomini (Diptera, Chironomidae, Chironominae) Key to Central European larvae using mainly macroscopic characters. Second, revised edition - Leipzig, 64 p.

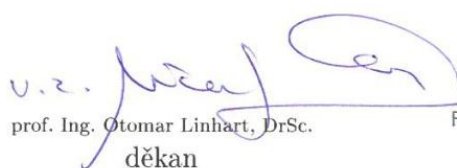
Ortiz, J.D., Martí, E., Puig, M.A. 2005. Recovery of the macroinvertebrate community below a wastewater treatment plant input in a Mediterranean stream. Hydrobiologia 545 (1), 289-302.

Rozkošný, R., Ježek, J., Knoz, J., Kramář, J., Krampl, F., Kubíček, F., Lellák, J., Minář, J., Pokorný, P., Raušer, J., Sedlák, E., Špačková, V., Štusák, M.J., Zelený, J., Zelinka, M. 1980: Klíč vodních larev hmyzu. Československá akademie věd. Praha

Spänhoff, B., Bischof, R., Böhme, A., Lorenz, S., Neumeister, K., Nöthlich, A., Küsel, K. 2007. Assessing the Impact of Effluents from a Modern Wastewater Treatment Plant on Breakdown of Coarse Particulate Organic Matter and Benthic Macroinvertebrates in a Lowland River. Water Air Soil Pollution 180:119-129.

Vedoucí bakalářské práce: **Ing. Martin Bláha, Ph.D.**
Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický
Konzultant bakalářské práce: **Ing. Bc. Kateřina Grabicová, Ph.D.**
Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický

Datum zadání bakalářské práce: **12. listopadu 2015**
Termín odevzdání bakalářské práce: **6. května 2016**


prof. Ing. Otomar Linhart, DrSc.
děkan

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


prof. Ing. Pavel Kozák, Ph.D.
ředitel

V Českých Budějovicích dne 2. prosince 2015

Obsah

1. Úvod	7
2. Literární přehled	8
2.1. Ekologie tekoucích vod	8
2.1.1. Obecná charakteristika bentosu	8
2.2. Faktory ovlivňující společenstvo makrozoobentosu	9
2.3. Znečištění vod	10
2.3.1. Vliv antropogenního znečištění na společenstvo makrozoobentosu	10
2.4. Hodnocení povrchových vod podle společenstva makrozoobentosu	12
2.4.1. Indexy diverzity	13
2.4.2. Biotické indexy a skóre	14
2.4.4. Predikční systémy	15
3. Materiál a metodika	17
3.1. Oblast vzorkování	17
3.2. Odběr společenstva makrozoobentosu	18
3.3. Zpracování vzorků v laboratoři	19
3.4. Analýza dat	20
4. Výsledky	21
4.1. Početnost a biomasa společenstva makrozoobentosu	21
4.1.1. Profil C	21
4.1.2. Profil U	22
4.1.3. Profil E	23
4.1.4. Profil R	24
4.1.5. Statistické porovnání početnosti a biomasy	24
4.2. Saprobni index a index diverzity	24
5. Diskuze	27
6. Závěr	30
7. Seznam použité literatury	31
8. Seznam příloh	36
9. Přílohy	37
10. Abstrakt	43
11. Abstract	44

1. Úvod

Na počátku minulého století, Kolkwitz a Marsson (1902) jasně zformulovali vztah vodních organismů k čistotě a znečištění vody. Od té doby bylo zavedeno mnoho metod pro hodnocení biologické kvality vody, za použití různých organismů (bakterie, řasy, rostliny, prvoci, makrozoobentos a ryby). Nicméně, většina z metod je založena právě na analýze společenstva bezobratlých organismů (Hellowell, 1986, De Pauw a kol, 1992; Rosenberg a Resh, 1993; Ghetti, 1997). Podle Hellowella (1986) jsou jejich výhody v odlišné reakci různých druhů na různé stresové situace (např. vyšší živinová zátěž). Kvalitativní odběr vzorků makrozoobentosu je relativně snadný; metodika je dobře vyvinutá; potřebné vybavení nemusí být komplikované a nakonec výhodou jsou také zavedené mnohé metody analýz dat, včetně indexů znečištění a indexů diverzity.

Sekundární a terciární čištění odpadních vod je sice ve vyspělých zemích obvyklé, nicméně se zatím ví velmi málo o reakcích lotických ekosystémů na vypouštění vyčištěné vody ze současných čistíren odpadních vod (ČOV). Vypouštění vyčištěných odpadních vod obecně vede ke zvýšeným koncentracím celkového organického uhlíku, celkového dusíku a celkového fosforu v sedimentech. Nežádoucí účinky ČOV na bentické bezobratlé jsou ve srovnání s hlášenými účinky v předchozích studiích, kdy ještě ČOV nebyly tak účinné a čištění bylo tudíž nedostačující, malé (Gücker a kol., 2006).

Cílem této bakalářské práce bylo vyhodnotit rozmanitost společenstva makrozoobentosu na podélném profilu Živného potoka, který protéká městem Prachatice a je do něj vyústěn výtok z městské ČOV. Osobně jsme se účastnila jednoho odběru v terénu na čtyřech zkoumaných profilech a následně jsem v laboratoři determinovala odebrané vzorky makrozoobentosu z celé sezóny. Data jsem dále zpracovávala, aby bylo možné porovnat jednotlivé odběrové profily mezi sebou.

2. Literární přehled

2.1. Ekologie tekoucích vod

2.1.1. Obecná charakteristika bentosu

Společenstvo, které žije na dně jezer a toků, se nazývá bentos. Tyto organismy mohou žít buďto v substrátu dna (bahno či písek), narůstat na jeho povrchu, nebo se volně pohybovat v blízkosti dna (Lampert a Sommer, 1997). Podle velikosti organismů dělíme bentos na mikrobentos (<0,1 mm), mesobentos (0,1 - 2 mm) a makrobentos (>2 mm). Systematicky ho lze rozčlenit na fyto-bentos, jehož výskyt a dynamiku ovlivňuje intenzita osvětlení, množství živin a povaha dna a dále na zoobentos, který je odkázán na přísun potravy, již tvoří řasy a další organický materiál (Hartman a kol., 1998).

Mezi makrozoobentos řadíme máloštětinatce (Oligochaeta), pijavice (Hirudinea), měkkýše (Mollusca), korýše (Crustacea) a velmi početnou třídu hmyzu (Insecta), kde v tekoucích vodách dominuje výskyt jepic (Ephemeroptera), pošvatek (Plecoptera), brouků (Coleoptera), chrostíků (Trichoptera) a dvoukřídlých (Diptera) (Alba-Tercedor, 2006).

Vrstvy dna a stran koryta řeky, které zoobentos do značné hloubky osidluje, se nazývají hyporeál a jsou významné pro přežití zoobentosu v extrémních podmínkách, jako jsou například vysychání koryta toku nebo krátkodobé průtoky znečištěné vody (Hartman a kol., 1998). Podle charakteru dna, kde se zoobentos vyskytuje, byl rozdělen Evropskou limnobiologickou školou na litoreofilní (kamenitý a skalnatý substrát dna), fyto-reofilní (vegetace), psammoreofilní (písek), pelloreofilní (bahnitý sediment), argiloreofilní (hlinité břehy a náplavy) (Žadin, 1940). Říční zoocenóza závisí na vzájemném poměru základních potravních skupin - jedná se především o drtiče, sběrače, škrabače a spásače. Zoocenózy povrchu kamenů nejvíce vyhovují larvám jepic (*Baetis*), muchničkám (Simuliidae), pakomárovitým (Chironomidae), chrostíkům (*Silo*), plžům (*Ancylus*) nebo broukům (Elmidae). Spodní části kamenů vyhovují bentickým organismům, které mají rozmanité nároky na kyslík, světlo, nebo potravu. Žijí zde například pijavice, plži, různé korýši (*Asellus aquaticus*, *Gammarus fossarum*), jepice (*Ecdyonurus*,

Rhithrogena, *Epeorus*), pošvatky (Leuctridae, Nemouridae) a chrostíci (Limnephilidae, Hydropsychidae, Rhyacophilidae). Naopak písčité substrát dna je druhově i početně nejchudší. Pokud jsou zde dobré potravní a kyslíkové poměry, vyskytuje se zde například rod *Gammarus*. Bahnitý a bahnitopísčité substrát dna obsahuje, pokud tok není zatížen znečištěním, nízké množství organických látek a má díky neustálé výměně vody dostatečnou koncentraci rozpuštěného kyslíku. Tento typ dna vyhovuje máloštětinatcům (Tubificidae), pakomárcům (Ceratopogonidae), jepicím (*Ephemera*, *Caenis*), chrostíkům (Limnephilidae), broukům (Dytiscidae) a hojně bývají zastoupeni také měkkýši (*Pisidium*). Zoocenóza hlinitého dna a břehů řeky je limitována množností budování si úkrytů, neustálým vymýváním a odplavováním, vyhovuje hrabavým druhům jepic (*Ephemera*) a některým pakomárům. Tento substrát mohou také osidlovat organismy s přichycovacími aparáty (některé larvy chrostíků, mechovky, různonožci nebo měkkýši) (Lellák a Kubíček, 1991).

Vlivem nepříznivých podmínek, což může být změna teploty vody nebo pokles kyslíku, mají organismy možnost aktivně driftovat, tj. uvolnit se z podkladu a nechat se po proudu odnést dále, kde se opět usadí (Hartman a kol., 1998). Drift a jeho důsledky hrají velmi důležitou roli v rekolonizaci a v důsledku toho pak dochází k zotavování fauny v negativně pozmeněných úsecích řek a potoků (Williams a Hynes, 1976).

Většina vodních bezobratlých provádí procesy výměny plynů přes tzv. tegument (kožní dýchání). Poměrně velké organismy, které nevyvíjí žádné dýchací systémy, však musí obývat velmi dobře okysličené tekoucí vody (některé larvy chrostíků nebo pošvatek). Některé skupiny, jako jsou larvy pakomárů nebo máloštětinatci, mají dýchací pigment (hemoglobin), který zvyšuje účinnost zachytit kyslík. Tyto skupiny jsou velmi hojné po proudu od organicky znečištěných lokalit (Ziglio a kol., 2006).

2.2. Faktory ovlivňující společenstvo makrozoobentosu

Nejdůležitějšími faktory ovlivňujícími makrozoobentos jsou rychlost proudu, teplota, substrát, který zahrnuje také vegetaci, rozpuštěné látky a dále je to například

náchylnost vůči suchu a záplavám, potrava, mezidruhová kompetice, stín a samozřejmě zoogeografie (Hynes, 1970).

Různé druhy mají odlišné aktuální požadavky na rychlost proudu. Na nerovném substrátu, pokud existují značné místní rozdíly v rychlosti proudu na poměrně krátké vzdálenosti, studie odhalily mozaikové rozdělení organismů (Hynes, 1970). Existují i náznaky, že exempláře téhož druhu sebrané z toků s odlišným prouděním vody, mají tendenci se lišit. Například podle studie Starmühlnera (1953) je běžně se vyskytující evropský plž *Ancylus fluviatilis* větší v toku s rychlejším prouděním, než v toku s pomalým prouděním.

Teplota úzce souvisí se zeměpisnou šířkou, nadmořskou výškou, nebo s ročním obdobím. Podle jedné studie se pijavice *Erpobdella monostriata* a *Trocheta bykowskii* vyskytují pouze ve vysokých nadmořských výškách v Polsku (Pawlowski, 1948) a v Dánsku nebo Velké Británii další pijavice jako je *Erpobdella octoculata* a *Helobdella stagnalis* preferují nízké nadmořské výšky (Madsen, 1963, Mann, 1959). Tyto poznatky jsou všeobecně interpretovány jako vyplývající z rozdílů v toleranci teplot a vedly ke zjištění, že některé druhy se jeví jako chladnomilné, některé teplomilné (nebo přinejmenším druhy potřebující teplou vodu v určitých obdobích roku), zatímco jiné se na základě současné taxonomie mohou jevit jako druhy indiferentní (Hynes, 1970).

Co se týká substrátu dna, již dávno bylo prokázáno, že běžná evropská jepice *Ephemera danica* se nejčastěji vyskytuje v místech o velikosti částic 0,05 - 3 mm, vzácněji pak v místech mimo tento rozsah. Toto má pravděpodobně co do činění se schopností nymf vyhrabávat si tunely a udržovat je otevřené (Percival a Whitehead, 1926). Dále například Thorup (1966) pečlivě studoval pramennou říčku v Dánsku, Rold Kilde a zjistil, že jepice *Baetis rhodani* byla hojnější v nezastíněných oblastech, než pod stromy.

2.3. Znečištění vod

2.3.1. Vliv antropogenního znečištění na společenstvo makrozoobentosu

Vlivem rozsáhlé antropogenní činnosti se dostávají do toku látky, které ve vyšších koncentracích negativně působí na společenstva a ovlivňují tak jejich

biogeochemické cykly (Hynes, 1960). Různé skupiny makrozoobentosu reagují odlišně na změny v hydrologickém režimu toku, obecně pošvatky, jepice a chrostíci jsou druhy málo tolerantní, zatímco nitěnkovití a pakomárovití jsou ke změnám tolerantnější (Hart a Fuller, 1974; Hellawell, 1986; Rosenberg a Resh, 1993). Někteří z bezobratlých žijí přisedlým způsobem života a to pomáhá při zjišťování přesného umístění zdroje znečištění (Hellawell, 1986).

Za nejrozšířenější skupinu z hlediska škodlivosti jsou považovány těžké kovy, které se ve vodě vyskytují převážně v rozpuštěné formě. Jejich toxicita je závislá na koncentraci rozpuštěného kyslíku, teplotě a tvrdosti vody, alkalinitě, nebo biologických vlastnostech organismu a vždy se od zdroje znečištění směrem po proudu snižuje. Mezi bezobratlé skupiny organismů, které jsou ke zvýšeným koncentracím kovů odolnější, řadíme některé druhy hmyzu (chrostíci a dvoukřídlí), naopak citlivější jsou máloštětinatci, měkkýši a koryši. Látky, které se do vodního prostředí dostávají splachy, haváriemi, nebo přímou aplikací, jsou označovány jako biocidní (např. herbicidy, pesticidy a algicidy). Jejich biologickým rozkladem, který může a nemusí být úplný, vznikají meziproducty, které postupují do dalších článků a bývají často velmi toxické. Jejich rozpustnost se také liší (Lellák a Kubíček, 1991). Co se týká samotných organismů, tak je znám případ pijavic, které jsou schopné řadu těchto látek metabolizovat (Tumanov a Postnov, 1983). Nebo podle Vávry (1982), způsobují herbicidy krátkodobé zvýšení driftu makrozoobentosu v toku. Pokud dojde k vypouštění oteplených vod do recipientu, následuje zvýšení teploty v toku mnohdy i o více než 10°C. Díky tomu dochází ke kyslíkovým deficitům a následně redukcii druhové diverzity i biomasy společenstev. Mezi nejvíce náchylné skupiny makrozoobentosu k tomuto druhu znečištění patří bezschránkatí chrostíci, pošvatky, muchničkovití, nebo plž *Ancylus fluviatilis*. Teplota nad 32°C už bývá pro většinu organismů letální (Lellák a Kubíček, 1991).

Organickými látkami antropogenního původu chápeme pesticidy, polyaromatické uhlovodíky, polychlorované bifenyly, ligninsulfonany, tenzidy, barviva, léčiva, atp. (Pitter, 1999). Tyto látky mění chemické i biologické vlastnosti vody. Jsou teratogenní, mutagenní, karcinogenní a ovlivňují pěnivost, barvu, pach a chuť vody. Jejich koncentrace také může ovlivnit kyslíkový režim vod, což má následně vliv na makrozoobentos.

Eutrofizace, která rovněž působí na bentické organismy, je proces, kdy ve vodním prostředí dochází ke zvýšení živin, zejména dusíku a fosforu. Může být uměle vyvolána vyústěním komunálních odpadních a fekálních vod, polyfosforečnany obsaženými v čistících a pracích prostředcích, nebo odpadními vodami ze zemědělského a průmyslového odvětví do recipientu (Sládečková a Žáček, 1998).

Co se týká vlivu ČOV na recipient a organismy žijící v něm, stále není zcela jasné, jaké všechny efekty můžeme očekávat. Předchozí studie uváděly změny ve složení taxonů, které předpokládaly snížení druhové bohatosti a nárůst dominance, jelikož druhy citlivější na znečištění byly v toku eliminovány a druhy odolné posíleny (Hynes, 1978; Lenat a Crawford, 1994). Některé studie prokázaly, že se zvyšující se koncentrací živin dochází ke snížení celkové početnosti makrozoobentosu (Garie a McIntosh, 1986; Prenda a Gallardo-Mayenco, 1996), jiné nezaznamenaly žádné změny (Jones a Clark, 1987; Roy a kol., 2003), nebo dokonce zvýšení abundance makrozoobentosu (Hynes, 1978; Miltner a Rankin, 1998).

2.4. Hodnocení povrchových vod podle společenstva makrozoobentosu

Začátek používání společenstva makrozoobentosu k posouzení kvality vody bylo založeno na konceptu indikace organismu, a stále zůstává v některých biomonitorovacích metodách. Je například pravda, že obecně se jepice nacházejí ve vodách s dobrou kvalitou a počet výskytů nymf se snižuje ve znečištěných vodách. Nicméně, některé druhy mohou obývat i jasně znečištěné vody (Alba-Tercedor a kol., 1995). Proto namísto použití pouze přítomnosti nebo nepřítomnosti indikačního organismu, byl koncept rozšířen o indikátory společenstev (Rosenberg a Resh, 1996).

Bentické organismy, a to především makrozoobentos, jsou považovány za nejdůležitější složku pro bioindikaci jakosti tekoucích vod (Zelinka a kol., 1959). Jsou předmětem různých toxikologických testů v terénu i laboratoři, je analyzována změna v genetické struktuře populací, zjišťuje se bioakumulace škodlivin, změny druhového složení společenstev, nebo obecně fungování ekosystémů (Rosenberg a

Resh, 1993). Hlavními výhodami použití makrozoobentosu je velká rozmanitost a abundance druhů žijících téměř ve všech sladkovodních biotopech, k jejichž determinaci máme k dispozici mnohé klíče. Dále je výhodou například jejich způsob života vázaný na určité prostředí a lokalitu a také jeho délka, umožňující zachytit situaci na určitém stanovišti po dobu několik měsíců až let. Některé druhy jsou významnými kumulátory toxického znečištění a umí dobře reagovat na stresové situace (Armitage a Petts, 1992). Mezi nevýhody při použití bentických organismů patří jejich komplexní životní cyklus, tudíž výsledky bioindikace mohou sezonně kolísat, dále jejich vysoká prostorová heterogenita vyžadující opakované vzorkování a v neposlední řadě bentičtí bezobratlí reagují na malé změny ve velikosti a struktuře substrátu a obsahu organických látek. Proto je někdy obtížné rozlišit mezi vlivem znečištění a environmentálních faktorů (Metcalfé-Smith, 1994).

Všechny systémy posuzující organické znečištění jsou odvozeny z pozorovacích studií a na základě požadavků jednotlivých bezobratlých živočichů na kyslík (Liebmann, 1951; Sládeček, 1973), vycházející z původní koncepce saprobního systému (Kolkwitz a Marsson, 1902).

2.4.1. Indexy diverzity

Předpokládáme, že ideální nestresované společenstvo by mělo obsahovat jeden nebo několik málo velmi početných neboli dominantních druhů, několik středně početných druhů zvaných doprovodné a více druhů vzácných. Tuto skutečnost se snaží postihnout a vyjádřit jedním číslem indexy diverzity (česky rozmanitosti). Rozmanitost vyjadřuje tři základní vlastnosti společenstva: počet druhů ve společenstvu, druhovou pestrost vyjádřenou podílem počtu druhů a počtu jedinců a vyrovnanost, která postihuje rozdíly v počtu jedinců různých druhů. Dvě společenstva tedy mohou mít stejnou druhovou pestrost, ale různou vyrovnanost (Kokeš a Vojtíšková, 1999). Nejmenší druhovou pestrost mají pramenné a nížinné úseky toku. Společenstva jsou zde sice druhově odlišná, ale mají na rozdíl od středních úseků toku shodný nižší počet druhů o různé hustotě jedinců. Vysoký index diverzity je dán velkou hustotou některých populací a celkovým velkým počtem druhů. Vyšší rozmanitost ve středních úsecích je vysvětlována tím, že od prameniště po proud narůstá počet druhů hmyzu a od ústí řek proti proudu rovněž

stoupá množství korýšů a měkkýšů (Lellák a Kubíček, 1991). Indexy diverzity kladoucí důraz na druhovou pestrost se například používá Margalefův index, Gleasonův index, nebo index diverzity podle Menhinicka. Index diverzity, který v sobě zahrnuje pestrost i vyrovnanost, je Shannon-Wienerův index a je nejpoužívanějším v praxi (Kokeš a Vojtíšková, 1999). Dále je známý například Simpsonův index diverzity, který je převrácenou hodnotou Simpsonova indexu dominance (Odum, 1977). Základní podmínkou k použití těchto indexů je, že nenarušená společenstva mají diverzitu vyšší než narušená, mají střední až vysoké počty jedinců, stejné rozložení jedinců mezi druhy a pravděpodobně se nejlépe aplikují na stresové situace - toxické nebo fyzikální znečištění (Hawkes, 1978).

2.4.2. Biotické indexy a skóre

Kokeš a Vojtíšková (1999), uvádí, že biotické indexy hodnotí lokalitu na základě kombinace indikační hodnoty druhů nebo skupin druhů a rozmanitosti společenstva a vycházejí z toho, že skupiny bezobratlých jsou různě citlivé na znečištění a s jeho zvyšováním postupně ubývá méně tolerantních skupin. Indikátory neznečištěných vod jsou například pošvatky, jepice a schránkatí chrostíci. Druhým principem je, že se vzrůstajícím znečištěním klesá počet systematických skupin společenstva. Tyto indexy jsou používány pro hodnocení především organického znečištění i pro hodnocení ekologické kvality toku a lze je rozdělit na dvě skupiny: průměrové a tabulkové. Průměrové indexy se počítají jako průměr indikačních hodnot jednotlivých druhů nebo jejich skupin a patří sem saprobní index a tzv. skórovací indexy. Tabulkové indexy oproti průměrovým lépe postihují rozmanitost společenstva a díky tomu z jejich hodnot lze lépe usuzovat i na celkové narušení společenstva a jsou to – BBI (Belgian Biotic Index) (De Pauw a Vanhooren, 1983) nebo IBGN (Index Biologique Global Normalisé) (AFNOR, 1992).

Saprobní index, který je u nás v České Republice dosud nejvíce používanou metodou hodnocení kvality vody s důrazem na organické znečištění, je založen na toleranci indikačních druhů (saprobiontů) ke stupni organického znečištění vody vyjádřeného hodnotou BSK₅, což je u bezobratlých organismů výše rozpuštěného kyslíku. Výsledná hodnota vyjadřuje tzv. saprobní index společenstva, neboli stupeň

znečištění biochemicky odbouratelnými látkami na stupnici saprobity (-0,5 až 8,5) (Sládeček, 1973).

Při vývoji skórovacích systémů se podle Guhla (1987), počítá s tím, že každý taxon konkrétní skupiny společenstva má podobné ekologické nároky a může díky tomu sloužit jako indikátor s jedním skóre pro čeleď nebo řád. Skutečná situace je však taková, že můžeme v rámci jedné čeledi mít i velké rozdíly. Guhl (1987) dále uvádí, že skupiny bezobratlých jsou většinou velmi dobře determinovatelné a v neposlední řadě zmiňuje, jednotlivé druhy v rámci čeledí nepočítáme, z čehož vyplývá, že jednotlivé organismy mají totožnou ekologickou váhu jako masy. Skóre systémy hodnotí kvalitu vody dle přiděleného skóre určitým čeledím bezobratlých a po jejich sečtení udávají celkové skóre. Patří sem například Chandlerův index nebo TBI (Trent Biotic Index) (De pauw a Hawkes, 1993). V dnešní době je ve Velké Británii nejpoužívanější bioindikační BMWP (Biological Monitoring Working Party) skóre systém. Pokud celkové BMWP skóre vydělíme počtem taxonů, pak získáme ASPT (Average Score Per Taxon) (Armitage a kol., 1983).

2.4.4. Predikční systémy

Systém RIVPACS (River InVertebrate Prediction And Classification System) byl vypracován v osmdesátých letech ve Velké Británii. Jedná se o statistický model, který umožňuje uživateli odhadnout ekologické bohatství nově zkoumaných tekoucích vod. V návaznosti na datové soubory udávající jaké typy společenstev makrozoobentosu existují v neporušených podmínkách, RIVPACS předvídá, jací bezobratlí by se měli vyskytovat na nově zkoumaném místě s jejich konkrétním typem stanoviště. Rozdíl mezi očekávanou a pozorovanou faunou pak udává ekologický stav vody, poskytující správcům toků data pro prevenci nebo zastavení úbytku kvality stanovišť a biologické rozmanitosti (Moss a kol., 1987; Wright a kol., 1989; 1993).

Srovnání pozorovaných hodnot s predikovanými poskytuje EQI (Environmental Quality Index). Tento index byl speciálně vyvinut pro Kanadu a je složený ze čtyř indexů představujících vzduch, vodu, půdu a různé aspekty environmentální kvality (Inhaber, 1974).

PERLA je predikční systém, který byl vytvořen pro hodnocení ekologického stavu toků v České Republice, založený na analýze makrozoobentosu. Srovnává společenstvo makrozoobentosu vyskytující se na hodnocené lokalitě s cílovým společenstvem makrozoobentosu, které je stanoveno na základě údajů o proměnných hodnotách prostředí cílových lokalit (např. průměrný průtok, hloubka toku, zeměpisná poloha). Systém pracuje v počítačovém programu HOBENT, kde je k dispozici databáze s údaji z téměř 350 lokalit s co nejmenším možným antropogenním ovlivněním (Kokeš a Vojtíšková, 1999).

3. Materiál a metodika

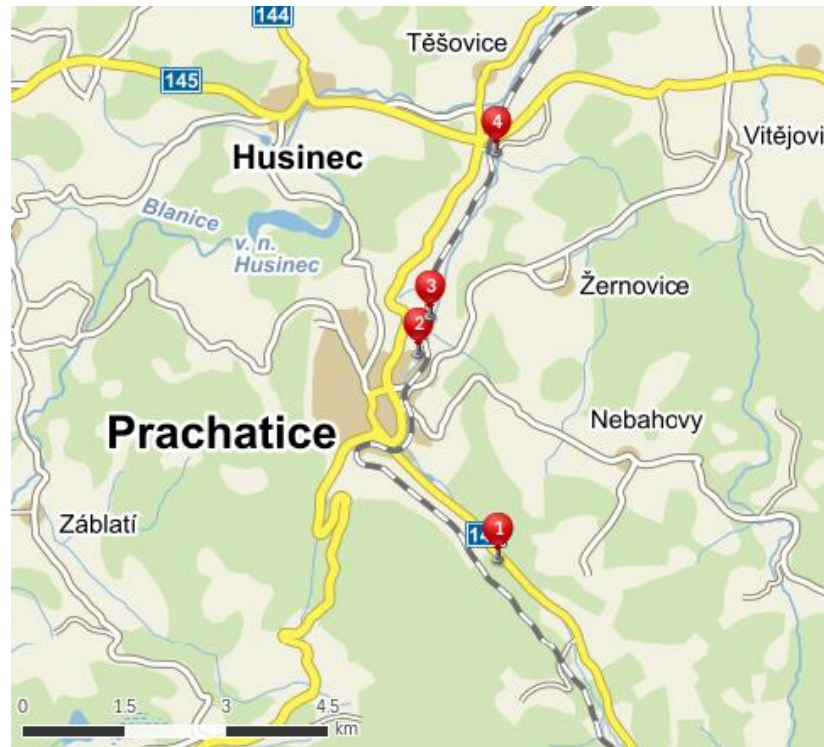
3.1. Oblast vzorkování

Odběr vzorků byl prováděn na Živném potoce, který pramení v lukách nad osadou Lučenice, 1 km severozápadně od Chrobol ve výšce 755 m n. m.. Po cca 6 km protéká městem Prachatice, kde je do něho zaústěn výtok místní čistírny odpadních vod (ČOV), následně se vlévá do řeky Blanice pod Těšovicemi. Délka toku činí 13,6 km, plocha povodí měří 45,1 km² a průměrný průtok u ústí do Blanice ve výšce 465 m n. m. je 0,29 m³/s. Živný potok řadíme do I. a II. třídy jakosti povrchových vod, tudíž se jedná o vodu kvalitní umožňující existenci bohatého, vyváženého a udržitelného ekosystému (URL 1).

Vzorky byly odebrány ve 4 profilech (Obr. 1) v časovém období květen až listopad 2015. Profily byly vybrány vzhledem k záměru zjistit vliv výpusti z ČOV na společenstvo makrozoobentosu. Profil C představoval kontrolní oblast cca 2,5 km nad profilem U umístěným přímo ve městě Prachatice a profilem označeným jako E několik metrů pod výtokem z ČOV. Poslední profil označený jako R byl umístěn cca 3 km od profilu E dále po proudu. Během odběrů byly na jednotlivých profilech zaznamenávány fyzikálně-chemické vlastnosti vody (Tabulka 1).

Tabulka 1: Fyzikálně-chemické vlastnosti vody v jednotlivých vzorkovacích obdobích roku 2015.

	C					U				
	13.V	10.VI	14.VII	9.IX	5.XI	13.V	10.VI	14.VII	9.IX	5.XI
t (°C)	11,0	11,1	14,1	9,7	6,1	12,8	12,5	16,3	11,6	7,2
pH	7,7	7,6	7,8	7,7	7,7	7,6	7,8	7,7	7,9	8,0
O ₂ (mg.l ⁻¹)	9,9	9,9	9,1	10,2	11,1	8,6	9,3	7,9	9,3	10,8
	E					R				
	13.V	10.VI	14.VII	9.IX	5.XI	13.V	10.VI	14.VII	9.IX	5.XI
t (°C)	12,9	13,3	17,1	14,6	10,8	12,6	13,8	16,7	12,0	8,2
pH	7,4	7,4	7,3	7,2	7,2	7,6	7,9	7,9	8,0	8,2
O ₂ (mg.l ⁻¹)	8,7	9,5	8,2	9,1	9,7	9,4	9,4	8,7	9,9	11,0



Obr. 1: Lokace odběrových míst na Živném potoce - profil C (1), U (2), E (3), R (4) (zdroj mapy: <https://mapy.cz/>).

3.2. Odběr společenstva makrozoobentosu

K vlastnímu odběru byl použit Surberův odběrák s rozměry 30x30cm a sítí s velikostí ok 500 μm a to tím způsobem, že jsme postupovali proti proudu potoka, abychom nenarušili ještě neprozkoumaná místa, vzorkovač ponořili do vody a rukou jsme narušovali substrát před ním, abychom do vzorkovače dostali organismy žijící v něm. Na každém profilu byly odebrány 4 podvzorky z typických mikrohabitátů toku, např. písčitého substrátu dna, kamenitého substrátu dna, nebo dna porostlého submerzní vegetací atp., v poměru, který v daném profilu zaujímaly.

Po odebrání všech podvzorků z jednoho profilu byly tyto vzorky převedeny na sestavu kovových sítí (500 a 200 μm), na kterém byl vzorek ještě několikrát promyt vodou, abychom odstranili přebytečný nejjemnější sediment. Zbýlý materiál (organismy, hrubý detritus a anorganické částice) byl ze sítí převeden na velkou bílou fotomisku, odkud byly individuálně pinzetou vybírány větší organismy (larvy chrostíků a jepic) a odstraňován „neživý“ materiál. Zbytek jemnějšího sedimentu byl převeden do vzorkovací lahve o objemu 250 ml a výsledný vzorek zafixován

technickým lihem. Lahve byly popsány (datum, název toku, lokalita) a převezeny do laboratoře.

3.3. Zpracování vzorků v laboratoři

Vzorky byly následně zpracovány v hydrobiologické laboratoři laboratoře ekologie a etologie ryb a raků FROV ve Vodňanech. Nejprve byl zafixovaný vzorek z lahve přelit na sítko (200 μm) a několikrát promyt vodou, abychom se pokud možno zbavili zápachu z technického lihu. Poté byl vzorek přemístěn na bílou fotomisku, bylo přidáno menší množství vody tak, aby byl sediment s bentickými organismy ponořený a do připravených Petriho misek byly pinzetou vybírány a taxonomicky tříděny všechny bentické organismy. Ty byly následně převedeny do 20-40 ml vzorkovnic k dalšímu zpracování.

Dalším krokem byla determinace bentických organismů, za pomoci binokulární lupy Olympus SZ51 a stereomikroskopu Olympus BX51, neboť některé znaky potřebné k určení organismů (larev pakomárů, dvoukřídlých, ale i jepic) vyžadovaly větší zvětšení (100-200x). K determinaci byly použity determinační klíče buďto na jednotlivé taxonomické skupiny (jepice: Elliott a Humpesch, 2010; Zahrádková a Soldán, 1998; chrostíci: Wallace a kol., 1990; Waringer a Graf, 2011; pakomáři: Andersen a kol. 2013; Bitušík, 2000; Orendt a Spies, 2012, brouci: Straka a Sychra, 2007) anebo souhrnné klíče k určování vodních bezobratlých (Buchar a kol., 1995; Hrabě a kol., 1954; Rozkošný a kol., 1980). Determinace probíhala do co nejnižší, obvykle druhové úrovně, výjimku tvořila komplikovaná skupina pakomárů, kde byly vzhledem k časové náročnosti larvy determinovány do čeledí či rodů. Jednotlivé druhy organismů byly následně spočteny a byla stanovena jejich mokrá biomasa pomocí analytických vah KERN ABT 220-4M. Všechna data byla pečlivě zapsána do programu Microsoft Office Excel, připravena k následné analýze. Nakonec byly organismy vráceny zpět do lahviček s technickým etanolem a uskladněny.

3.4. Analýza dat

Pro porovnání profilů a změn v průběhu vegetační sezóny byly spočítány Shannon-Wienerův index diverzity (H') a saprobní index (S) pro jednotlivé profily v rámci odběrů. Pro výpočet indexů bylo potřeba si nejprve zjistit pro každý taxon indikační váhu a saprobní hodnotu, která byla vyhledávána pomocí IS Arrow databáze, kterou provozuje Český hydrometeorologický ústav (URL 2).

Početnost, biomasa, Shannon-Wienerův index a saprobní index byly následně statisticky porovnány v programu Statistica 12 (StatSoft). Normalita dat byla testována Kolmogorov-Smirnov testem. Pokud testovaná data neměla normální rozdělení, byla provedena normalizující Box-Cox transformace. Za předpokladu, že všechny náhodné výběry vykazují normální rozložení s týmž rozptylem, byla testována homogenita rozptylů prostřednictvím Levenova testu. K následnému porovnávání byla použita ANCOVA (analýza kovariance), kde data jednotlivých odběrů figurovala jako náhodný efekt, tzv. kovariáta. Pokud se testované hodnoty signifikantně lišily ($p < 0,05$), byl použit Tukeyho HSD test (test mnohonásobného porovnání). V grafické prezentaci výsledků byly na základě signifikantní odlišnosti dat/lokalit k číselným hodnotám průměru ($\bar{x} \pm S. D.$) přiřazeny horní indexy a, b, c.

4. Výsledky

4.1. Početnost a biomasa společenstva makrozoobentosu

4.1.1. Profil C

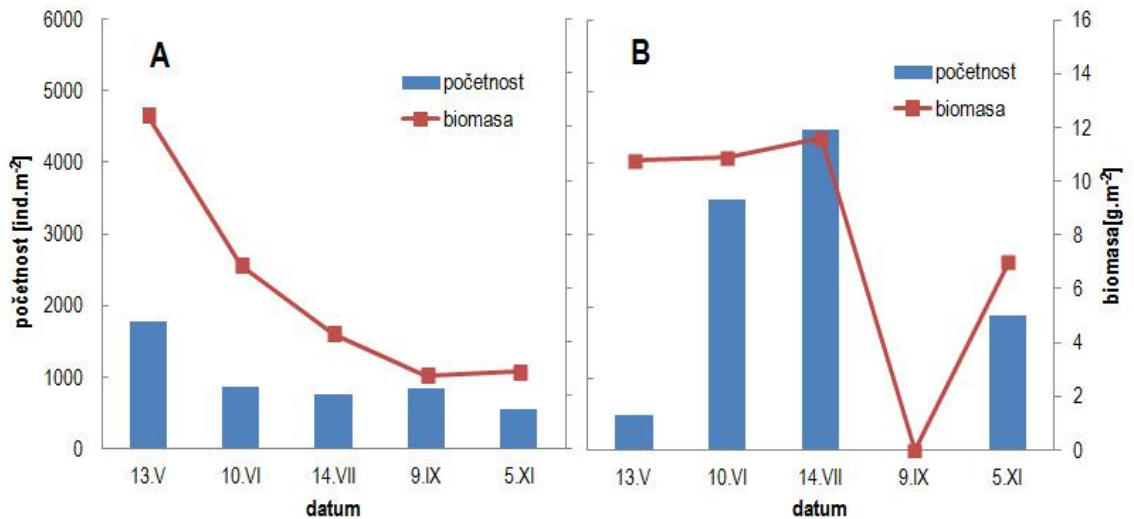
Celková průměrná biomasa a početnost společenstva makrozoobentosu na tomto profilu dosahovala hodnoty $5,83 \pm 3,61 \text{ g.m}^{-2}$ a $964 \pm 427 \text{ ind. m}^{-2}$ (Tabulka 2). Nejvyšší biomasa ($12,4 \text{ g.m}^{-2}$) a početnost (1789 ind. m^{-2}) zde byla zjištěna během prvního odběru (13.5.) (Graf 1A). Jak biomasa, tak početnost následně klesaly až k poslednímu listopadovému odběru, kdy dosáhly hodnot $2,87 \text{ g.m}^{-2}$ a 556 ind.m^{-2} . Jedinou výjimku představoval červencový odběr (14.7.), kdy početnost oproti předchozímu odběru mírně stoupla (847 ind.m^{-2}) (Graf 1A).

Dominující skupinou společenstva makrozoobentosu byly jepice s 38% podílem z celkové biomasy. Převládajícím byl druh *Baetis rhodani*, dále však byly hojně zastoupeny také druhy *Rhithrogena semicolorata*, *Epeorus assimilis*, nebo *Habroleptoides modesta*. Chrostíci, zejména pak druhy *Hydropsyche instabilis*, *Odontocerum albicorne*, *Rhyacophila nubila* či *Sericostoma* sp. tvořily 25 % biomasy následované dvoukřídlymi (*Hexatoma* sp., *Dicranota* sp.) s 24% podílem z celkové biomasy.

Soupis všech nalezených druhů ve zkoumaných profilech je uveden v Tabulce 3 v Přílohách.

Tabulka 2: Průměrné hodnoty ($\bar{x} \pm \text{S.D.}$) početnosti (ind.m^{-2}) a biomasy (g.m^{-2}) jedinců v testovaných profilech odběru.

	C	U	E	R
Početnost [ind.m^{-2}]	964 ± 427	2068 ± 1712	925 ± 781	1528 ± 576
Biomasa [g.m^{-2}]	$5,83 \pm 3,61$	$8,06 \pm 4,34$	$6,74 \pm 4,50$	$4,25 \pm 1,51$



Graf 1: Vývoj počtnosti a biomasy společenstva makroobentosu v odběrovém profilu C (A) a profilu U (B) v jednotlivých vzorkovacích obdobích roku 2015.

4.1.2. Profil U

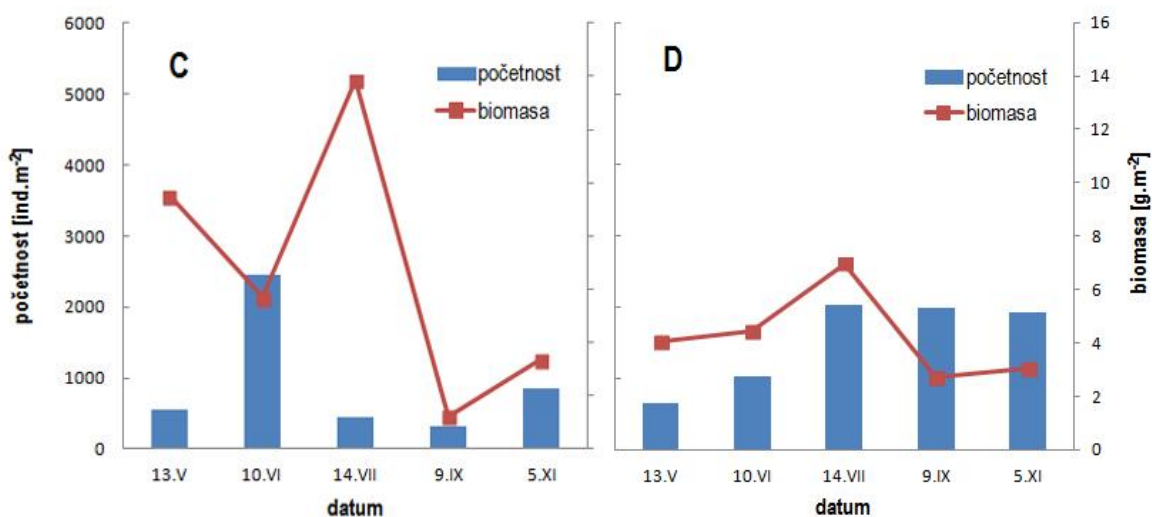
Celková průměrná biomasu a počtnost společenstva makrozoobentosu na druhém profilu U dosahovala hodnoty $8,06 \pm 4,34 \text{ g.m}^{-2}$ a $2068 \pm 1712 \text{ ind.m}^{-2}$ (Tabulka 2). Nejvyšší biomasu ($10,9 \text{ g.m}^{-2}$) byla zjištěna během druhého data odběru (10.6.), zatímco nejvyšší počtnosti (4475 ind. m^{-2}) dosáhlo společenstvo makrozoobentosu během třetího data odběru (14.7.) (Graf 1B). Biomasu i počtnost následně opět klesaly až k poslednímu listopadovému odběru, který dosáhly hodnot $6,99 \text{ g.m}^{-2}$ a 1883 ind.m^{-2} . Nejnížší zjištěná počtnost byla dosažena v prvním odběrovém datu (13.5.), a to 486 ind.m^{-2} , naopak nejnížší biomasu ($6,99 \text{ g.m}^{-2}$) byla zjištěna v posledním odběrovém datu (5.11.) (Graf 1B).

Nejpočetnější skupinu zde tvořily opět jepice a to s 36% podílem z celkové biomasy- zejména *Baetis rhodani* a *Caenis macrura*. Další dominantní složku představovaly pijavice (27%) zastoupené dvěma druhy *Erpobdella octoculata*, a *Helobdella stagnalis*. Významnou součástí společenstva zde tvořili také chrostíci *Polycentropus flavomaculatus* a *Hydropsyche siltalai* a stejnonohý korýš beruška vodní (*Asellus aquaticus*), shodně s 10 % z celkové biomasy. Seznam ostatních taxonů v Tabulce 1 v Příloze 1.

4.1.3. Profil E

V tomto profilu jsou na první pohled vidět velké výkyvy jak v abundanci, tak v biomase společenstev mezi jednotlivými daty odběru. Celková průměrná biomasa a početnost společenstva makrozoobentosu dosahovala hodnoty $6,74 \pm 4,50 \text{ g.m}^{-2}$ a $925 \pm 781 \text{ ind. m}^{-2}$ (Tabulka 2). Z prvního data odběru (13.5.) byl získán poměrně malý počet bezobratlých s vysokou hodnotou biomasy $9,51 \text{ g.m}^{-2}$. V dalším datu odběru (10.6.) tomu bylo právě naopak - nižší biomasa ($5,70 \text{ g.m}^{-2}$), vyšší početnost 2447 ind.m^{-2} , což byla také nejvyšší zjištěná abundace v tomto profilu. V třetím odběrovém datu (14.7.) byl zaznamenán nejextrémnější rozdíl mezi biomasou a početností a jednalo se o největší získanou biomasu ze všech odběrů vůbec ($13,90 \text{ g.m}^{-2}$ a 450 ind.m^{-2}). Poslední listopadový odběr (5.11.) se početnost i biomasa mírně zvýšila z nízkých hodnot ($1,25 \text{ g.m}^{-2}$ a 322 ind.m^{-2}) z předchozího odběru dne 9.9. (Graf 2C).

Dominující skupinou, co se týká biomasy, jsou zde pijavice (*Erpobdella octoculata*) a to s 33% z celkového podílu. Další významnou složku tvoří chrostíci (*Hydropsyche siltalai*, *Rhyacophila nubila*, *Chaetopteryx villosa*) s 21 % a larvy dvoukřídlých (*Tipula* sp.) s 18%. Seznam všech nalezených druhů je uveden v Tabulce 1 v Přílohách.



Graf 2: Vývoj početnosti a biomasy společenstva makrozoobentosu v odběrovém profilu E (C) a profilu R (D) v jednotlivých vzorkovacích obdobích roku 2015.

4.1.4. Profil R

Poslední odběrový profil R byl vzájemně mezi daty odběru ze všech profilů nejvíce vyrovnaný. Opět docházelo k růstu biomasy a početnosti od prvního odběru 13.5. do 14.7., kde nabyla početnost i biomasa nejvyšších hodnot ($6,98 \text{ g.m}^{-2}$ a 2028 ind.m^{-2}) a poté už jen klesala (Graf 2D). Pokles biomasy byl ze 14.7. do 9.9. nejvýraznější ($2,70 \text{ g.m}^{-2}$) a poté došlo do posledního data odběru (5.11.) opět k mírnému nárůstu. Abundance klesala k poslednímu listopadovému odběru mírně bez výkyvů (Graf 2D). Celková průměrná biomasa a početnost společenstva makrozoobentosu na tomto profilu dosahovala hodnoty $4,25 \pm 1,51 \text{ g.m}^{-2}$ a $1528 \pm 576 \text{ ind.m}^{-2}$ (Tabulka 2).

Dominující skupinou posledního odběrového profilu 5.11. byli chrostíci (*Hydropsyche siltalai*, *Rhyacophila nubila*, *Polycentropus flavomaculatus*, *Allogamus auricollis*) se 43% podílu z celkové biomasy. S 30% následovaly jepice (*Baetis rhodani*, *Ephemerella ignita*). Podrobný seznam druhů viz. Tabulka 1 Přílohách.

4.1.5. Statistické porovnání početnosti a biomasy

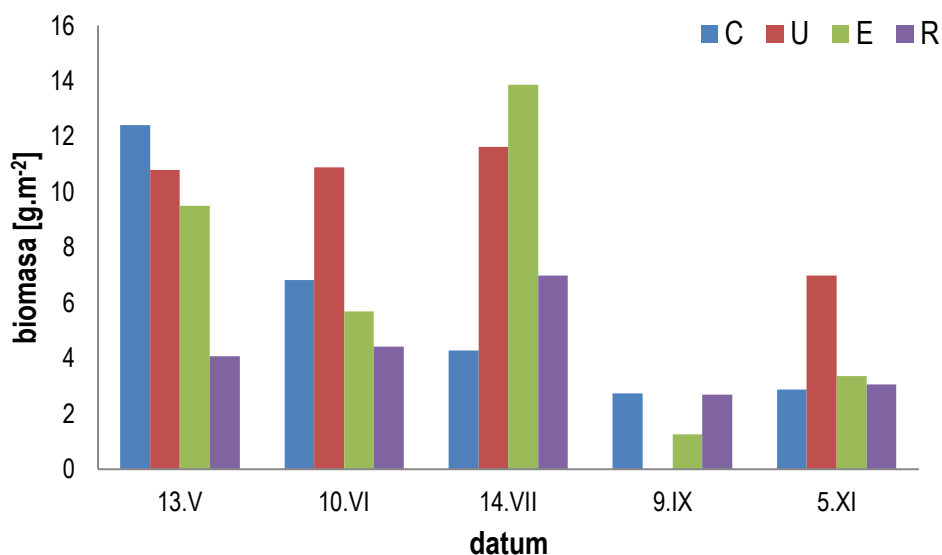
Statisticky významný rozdíl vykazovala biomasa v datech odběrů ($p < 0,05$) (Graf 3), nikoliv mezi jednotlivými profily.

Abundance společenstva makrozoobentosu celkově neprokazovala jak v datech odběru, tak ani mezi jednotlivými profily žádný statisticky významný rozdíl.

4.2. Saprobni index a index diverzity

Saprobni index dosáhl nejnižší hodnoty na profilu C ($S_i = 1,55$) což je na hranici mezi oligosaprobitou a betamezosaprobistou. Naopak nejvyšší hodnoty saprobity bylo dosaženo na lokalitě E ($S_i = 2,32$), což odpovídá betamezosaprobítě. V odběrovém profilu U a R byly hodnoty saprobniho indexu podobné, dosahující hodnoty 1,61 a 1,65, což též odpovídá betamezosaprobítě. Statistické porovnání ukázalo hladinu vysoce významného rozdílu ($p < 0,01$) v rámci profilů, nikoliv v

datech odběrů ($F(4, 11) = 1,3143$, $p = 0,32415$). Profil C a R se lišil od profilu E (Tabulka 4; Graf 4).

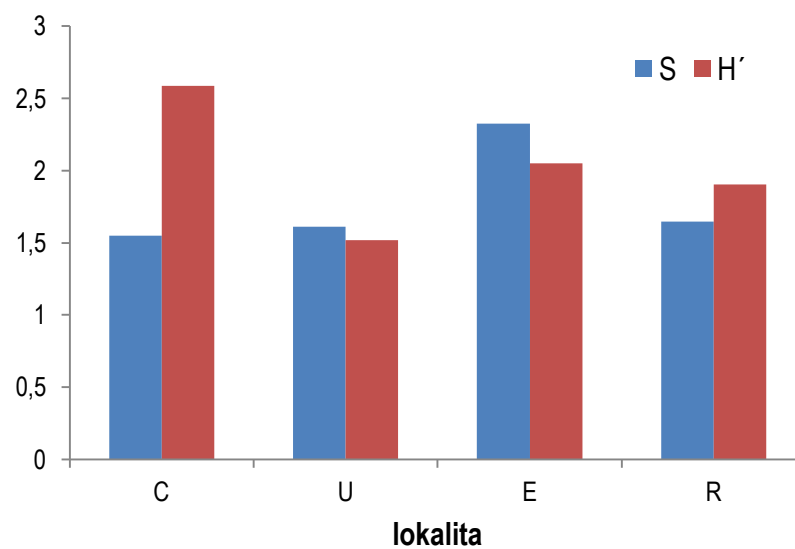


Graf 3: Vývoj biomasy makrozoobentosu v jednotlivých vzorkovacích obdobích roku 2015.

Shannon-Wienerův index měl nejvyšší hodnotu v profilu C ($H' = 2,59$), což signifikuje středně vysokou diverzitu společenstva v toku. Ostatní profily vyjadřují nízkou diverzitu, z čehož nejnižší byla v profilu U ($H' = 1,52$). Statistické porovnání opět vykazovalo statisticky významný rozdíl pouze v závislosti na profilech ($p < 0,05$). Bylo prokázáno, že profil C se liší od U a R (Tabulka 4; Graf 4).

Tabulka 4: Průměrné hodnoty saprobního indexu (S) a Shannon-Wienerovo indexu (H') jedinců v testovaných profilech odběru.

	C	U	E	R
S	$1,55 \pm 0,17^a$	$1,61 \pm 0,84^{b,c}$	$2,32 \pm 0,33^c$	$1,65 \pm 0,06^{a,b}$
H'	$2,59 \pm 0,47^b$	$1,52 \pm 0,77^a$	$2,05 \pm 0,33^{a,b}$	$1,90 \pm 0,10^a$



Graf 4: Vývoj saprobního indexu (S) a Shannon-Wienerovo indexu (H') jedinců v testovaných profilech odběru.

5. Diskuze

Nejvyšší hodnoty biomasy byly zaznamenány v profilech U a E (Tabulka 2), které se nachází přímo ve městě Prachatice (U) anebo pod výtokem z ČOV (E). Společenstvu makrozoobentosu zde dominovali zástupci dvoukřídlých (pakomárovití, *Tipula* sp.), beruška vodní, nitěnky (*Tubifex tubifex*) a pijavice (*Erpobdella octoculata*), tedy druhy organismů, které se většinou vyskytují masově a preferují vyšší organické zatížení. Je tedy zřejmé, že zvýšená biomasa i druhové složení organismů bylo ovlivněno vyšším množstvím organických látek ve vodě, faktorem, který právě podporuje nárůst biomasy (Zelinka, 1959). Nicméně, hodnoty biomasy ani početnosti nebyly signifikantně odlišné od dalších dvou profilů (C, R) kvůli značným rozdílům v hodnotách v průběhu sezóny, což je dobře vidět z poměrně vysokých hodnoty standardních odchylek (Tabulka 2). Na profilech, které byly umístěny nad či několik kilometrů pod Prachaticemi (C, R) byli dominantními zástupci jepice, chrostíci a pošvatky, kteří jsou známí jako ukazatelé méně organicky znečištěných vod (Hart a Fuller, 1974; Hellawell, 1986; Lellák a Kubíček, 1991; Rosenberg a Resh, 1993). Podobné rozmístění hlavních skupin makrozoobentosu v závislosti na zvýšeném organickém zatížení způsobeném přítomností vyústění z ČOV popisují Gücker a kol. (2006). V horní části toku Erpe našel výrazně vyšší počet jepic a chrostíků, než v části ovlivněné ČOV, kde dominovaly pijavice.

Ačkoliv jsou jepice známé jako indikátor čisté vody, některé druhy tekoucích vod, například druh *Baetis rhodani* se velmi hojně vyskytoval téměř ve všech profilech a datech odběrů nezávisle na organické znečištění. Podle Zahrádkové a kol. (1998) je *Baetis rhodani* běžný druh s rozsáhlou ekologickou valencí, což vysvětluje, proč se vyskytuje i v profilech ovlivněných lehkým komunálním znečištěním. Díky její hojnosti společně s druhem *Seratella ignita*, chrostíkem druhu *Rhyacophila nubila* či pošvatkou *Leuctra* sp., byla v profilu U dosažena nejvyšší celková hodnota abundance (2068 ± 1712 ind.m⁻²). Zvláště u pošvatky rodu *Leuctra*, která má saprobní index 1 a afinitu k oligotrofním vodám, profil U nezele považovat zcela za značně ovlivněnou organickým znečištěním. To dokresluje také celkový průměrný saprobní index profilu (1,61), který je na hranici oligosaprobity a betamezosaprobity. Mluvíme zde tedy o lehce organicky znečištěných vodách,

nikoliv o silně organicky znečištěných vodách. Také profil E, s průměrným saprobním indexem 2,32 spadá stále ještě do betamezosaprobity, ačkoliv na její hranici s přechodem do alfamezosaprobity. Profil E má však zcela odlišné druhové složení s dominujícími druhy beruškou vodní či pijavicí *Erpobdela octocolata*, tedy druhy tolerujícími vyšší organické zatížení (Hellowell, 1986). Brouci (*Elmis* sp. a *Limnius perrisi*) se nejvíce vyskytovali v profilech C a R, což vysvětluje jejich nárok na čistější vodu dle saprobního indexu ($S_i = 1,4; 1,5$). Brouci jsou také známí tím, že se vyskytují převážně ve stojatých, nebo pomalu tekoucích vodách, nicméně tyto dva druhy, vyskytující se v Živném potoce, jsou typické pro proudné úseky řek (Guérol a kol., 1993; Hartman a kol., 1998; Rozkošný, 1980). Dalším z druhů spíše inklinujících k čistým vodám, který je citlivý vůči znečištění, je korýš *Gammarus fosarum* (Guérol a kol., 1993). Jeho nález v této práci (profil C a R) také odpovídá profilům s nižším organickým znečištěním (alespoň podle průměrného saprobního indexu lokality).

Hodnoty početnosti i biomasy na jednotlivých odběrových profilech lze také částečně vysvětlit v závislosti k fyzikálně-chemickým vlastnostem vody (Tabulka 1). Pokud se nám v recipientu zvýší teplota vody, dochází i vzhledem k charakteru toku (např. při snížení hladiny vody), k poklesu rozpuštěného kyslíku a to má za následek redukci druhové rozmanitosti a zvýšení biomasy společenstev (Hynes, 1970). Ačkoliv jsme fyzikálně chemické parametry statisticky neporovnávaly, rozdíly mezi jednotlivými odběrovými místy jsou nízké (Tabulka 1). Nejvyšší průměrná teplota (13,7°C) byla naměřena v profilu E, zatímco nejnižší (10, 4 °C) v profilu C. Stejnou tendenci měl také obsah kyslíku měřený během každého z odběrů (10 versus 9 mg.l⁻¹ pro profil C a E). Výskyt odlišných druhů, zejména v profilu E lze tedy spíše vysvětlit souběhem více faktorů, kdy hlavním bude zřejmě vyšší organické zatížení z přitékající vody z ČOV, která zároveň mohla zvyšovat teplotu toku (Kinouchi a kol., 2007). Byly zde nalezeny odolné druhy jako beruška vodní, pakomárovití, nebo pijavice. Naopak druh, který se v nejteplejších vodách nevyskytoval, byl plž *Ancylus fluviatilis* (Lellák a Kubíček, 1991).

Podle předpokladů byla v kontrolní lokalitě C zjištěna nejlepší kvalita vody. Saprobní index byl na hranici mezi oligosaprobitou a betamezosaprobitou ($S_i = 1,55$), proto se zde také vyskytovaly druhy preferující čisté organicky minimálně zatížené vody (viz. výše). Nejvyšší saprobní index byl zjištěn pod výtokem z ČOV

v profilu E ($S_i = 2,32$), odpovídající horní hranici betamezosaprobity. Stejných hodnot saprobního indexu, jako v této studii v profilu R ($S_i = 1,61$), zjistil i Sukop (2006) při svém výzkumu na řece Moravici a to dokonce ve dvou odběrových místech. Rovněž měl podobný seznam nalezených taxonů. Srovnatelné výsledky mohou být vysvětleny podobným substrátem dna, hloubkou vodní hladiny, nebo fyzikálně chemickými vlastnostmi vody ve zkoumaných tocích.

Co se týká indexu diverzity, tak nejvyšší byl dle obecného předpokladu rovněž v profilu C ($H' = 2,59$). Ačkoliv by měl s organickým znečištěním klesat, druhá nejvyšší hodnota byla zaznamenána v profilu E. Betamezosaprobita, jako stupeň přirozeného organického znečištění, která byla ve zkoumaných profilech Živného potoka zjištěna, představuje stále jen mírně znečištěnou vodu, která je druhově a početně nejvíce oživena. Je považována za nejlepší stupeň, kterého voda může dosáhnout při biologickém čištění odpadních vod, tudíž profil E, pod výtokem z ČOV, byl stále druhově i početně bohatý (Sládeček, 1973). Rozdíly mezi lokalitami byly signifikantní ($p < 0,05$), to však nebyl případ studie Gückera a kol. (2006), kterým se druhová diverzita na řece Erpe mezi výchozím kontrolním odběrem a odběrem ovlivněným odpadními vodami statisticky nelišila ($p > 0,05$). Gückera a kol. (2006) prováděli odběry v časovém období březen až prosinec a to ve dvou lokalitách- nad a pod ČOV na toku Erpe v Německu, který je velikostně víceméně srovnatelný s Živným potokem. Uvádí, že v důsledku strukturálních degradací na toku (bagrování, odstraňování příbřežní vegetace, narovnání) a v kombinaci s vysokým obsahem živin, došlo k ochuzení druhů proti proudu z čistíren odpadních vod a to byl důvod, proč bentické organismy reagovali slabě na vyústění ČOV.

Je třeba vzít v úvahu skutečnost, že znečištění organickými látkami, je pouze jedním z několika faktorů životního prostředí, které modeluje složení bioty ve vodním prostředí. Dalšími důležitými faktory při modelování oživení vodního prostředí jsou typ, velikost a charakter toku, změny průtoku, zanášení koryta, záplavy a eroze, teploty vody a celkový charakter povodí (Hynes, 1970).

6. Závěr

Analýza společenstva makrozoobentosu z Živného potoka neodhalila signifikantní rozdíly v biomase ani početnosti mezi sledovanými profily. Nicméně odběrový profil U vykazoval vždy nejvyšší hodnoty pro oba sledované parametry. Nejnížší průměrná biomasa byla zjištěna v profilu R, zatímco nejnížší průměrné početnosti dosáhlo společenstvo makrozoobentosu v profilu E.

Saprobni index odpovídal ve všech profilech hodnotě betamezosaprobity, což znamená, že se jedná o mírně až středně organicky znečištěnou vodu. Stále má však dobrou jakost a je bohatá na oživení. Profil C, která se nacházela nejbližší k prameni, byl na hranici oligosaprobity a betamezosaprobity. Šlo tedy o nejčistší vodu, prakticky bez organických látek. Podle předpokladu byl nejvyšší saprobni index zjištěn v profilu E, u výtoku z ČOV. Se vzdáleností od ČOV ubývalo znečištění, tudíž se v poslední lokalitě opět snížil i saprobni index na téměř totožnou hodnotu, jako měl v profilu U, před ČOV.

Nejvyšší diverzita společenstva byla zjištěna v nejčistším horním kontrolním profilu (C). Se zvyšujícím se organickým zatížením pak diverzita makrozoobentosu klesala a v profilu U ve městě byla hodnota indexu diverzity nejnížší.

Jelikož je k dispozici velmi málo recentních studií ohledně vlivu ČOV na diverzitu společenstev makrozoobentosu v menších tocích, bylo by vhodné tuto problematiku dále rozpracovat.

7. Seznam použité literatury

- AFNOR, 1992. Détermination de l'indice biologique global normalisé (I. B. G. N.), 9 p.
- Alba-Tercedor, J., 2006. Aquatic Macroinvertebrates. In: Biological Monitoring of Rivers. Applications and Perspectives. Ziglio, G., Siligardi, M., Flaim G. (Eds.), Water Quality Measurements Series. John Wiley and Sons, 71-87.
- Alba-Tercedor, J., Picazo-Muñoz, J., Zamora-Muñoz, C., 1995. Relationship between Relationships between the distribution of mayfly nymphs and water quality in the Guadalquivir River basin (Southern Spain). In: Current Research on Ephemeroptera. Corkum, L. D., Ciborowski, J. J. H. (Eds.), Canadian Scholar Press Toronto, 41-54.
- Andersen, T., Cranston P. S., Epler, J. H., 2013. Chironomidae of the holarctic region: Keys and diagnoses – larvae. Insect systematics and evolution. Entomological society of Lund, 573 p.
- Armitage, P. D., Moss, D., Wright, J. F., Furse, M. T., 1983. The performance of a new biological water quality score system based on microinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research* 17, 47-333.
- Armitage, P. D., Petts G. E., 1992. Biotic score and prediction to assess the effects of water abstractions on river macroinvertebrates for conservation purposes. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 2, 1-17.
- Bitušik, P., 2000. Průručka na určovanie lariev pakomárov (Diptera: Chironomidae) Slovenska: Část 1. Buchonomyinae, Diamesinae, Prodiamesinae a Orthocladiinae. Technická univerzita vo Zvolene, Fakulta ekológie a environmentalistiky, 133 p.
- Buchar, J., Ducháč, V., Hůrka, K., Lellák, J., 1995. Klíč k určování bezobratlých. Scientia, Praha, 310 p.
- De Pauw, N., Ghetti, P. F., Manzini, P., Spaggiari, R., 1992. Biological assesment methods for running water quality. In: *River Water Quality. Ecological Assessment and Control*. Newman, P. J., Piavaux, P. A., Sweeting, R. A. (Eds.), Commision of the European Communities: Brusels, Belgium, 217-248.
- De Pauw, N., Hawkes, G., 1993. Biological monitoring of river water quality. In: *River Water Quality Monitoring and Control*. Walley, W. J., Judd, S. (Eds.), Aston University, Birmingham, 87-111.
- De Pauw, N., Vanhooren G., 1983. Method for biological qualityassessment of watercourses in Belgium. *Hydrobiologia*, 100, 153-168.

- Elliott, J. M., Humpesch, U. H., 1983. A key to the Adults of the British Ephemeroptera with notes on their ecology. Freshwater Biological Association. Scientific Publications, Ambleside 47, 101 p.
- Garie, H. L., McIntosh, A., 1986. Distribution of benthic macroinvertebrates in a stream exposed to urban runoff. *Water Resources Bulletin* 22, 447-455.
- Ghetti, P. F., 1997. Indice Biotico Esteso (I. B. E.). I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti. Provincia Autonoma di Trento, 220 p.
- Guérol, F., Vein, D., Jacquemin, G., Moreteau, J. C., 1993. Impact de l'acidification des ruisseaux vosgains sur la biodiversité de la macrofaune benthique. *C. R. Acad. Sci. Paris, Science de la vie* 316, 1388 – 1392.
- Guhl, W., 1987. Aquatic ecosystem characterizations by biotic indices. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie* 72, 431-55.
- Gücker, B., Brauns, M., Pusch, M. T., 2006. Effects of wastewater treatment plant discharge on ecosystem structure and function of lowland streams. *Journal of the North American Benthological Society* 25 (2), 313-329.
- Hart, C. W., Fuller, S. L. H., 1974. *Pollution Ecology of Freshwater Invertebrates*. Academic Press: New York, 389 p.
- Hartman, P., Příkryl, I., Štědranský, E., 1998. *Hydrobiologie*. Druhé, přepracované vydání. Informatorium, Praha, 335 p.
- Hawkes, H. A., 1978. Conceptual basis for the biological surveillance of river water quality. In: *Biological surveillance of river water quality*. Hawkes, H. A., Hughes, J. G. (Eds.), University of Aston, Birmingham, 1-14.
- Hellawell, J. M., 1986. *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. Elsevier Applied Science Publishers, London and New York, 546 p.
- Hrabě, S., Bartoš, E., Fott, B., Frankenberger, Z., Havlík, O., Jančařík, A., Jirovec, O., Kostroň, K., Šrámek-Hušek, R., Vondráček, K., Weiser, J., 1954. *Klíč zvířeny ČSR: Díl 1. (Prvoci, houby, láčkovci, červi, mechovky, měkkýši, korýši)*. Československá akademie věd, Praha, 539 p.
- Hynes, H. B. N., 1960. *The Biology of Polluted Waters*. Liverpool University Press, Great Britain, 202 p.
- Hynes, H. B. N., 1970. *The Ecology of Running Waters*. University of Toronto Press, 555 p.
- Hynes, H. B. N., 1978. *The biology of polluted waters*. Liverpool University Press, Cambridge, Great Britain, 92-121.
- Inhaber, H., 1974. *Environmental Quality: Outline for a National Index for Canada*. *Science* 186, 798-805.

- Jones, R. C., Clark, C. C., 1987. Impact of watershed urbanization on stream insect communities. *Water Resources Bulletin* 23, 1047-1055.
- Kinouchi, T., Yagi, H., Miyamoto, M., 2007. Increase in stream temperature related to anthropogenic heat input from urban wastewater. *Journal of Hydrology* 335, 78-88.
- Kokeš, J., Vojtíšková, D., 1999. Nové metody hodnocení makrozoobentosu tekoucích vod. *Výzkum pro praxi, sešit 39, VÚV T. G. M. Praha*, 83 p.
- Kolkwitz, R., Marsson, M., 1902. Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. *Mitt. aus der KGL. Prüfungsalts für Wasserversorgung und Abwässerbeseitigung* 1, 33-72.
- Lampert, W., Sommer, U., 1997. *Limnoecology: The Ecology of Lakes and Streams*. Oxford University Press, New York, 382 p.
- Lellák, J., Kubiček, F., 1991. *Hydrobiologie*. Univerzita Karlova, Praha, 256 p.
- Lenat, D. R., Crawford, J. K., 1994. Effects of land use on water quality and aquatic biota in three North Carolina Piedmont stream. *Hydrobiologia* 294, 185-199.
- Liebmann, H., 1951. *Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie*. Oldenbourg, München, 540 p.
- Madsen, B. L., 1963. Ecological investigations on some streams in East Jutland (Denmark). 2. Planarians and leeches. *Flora og Fauna*, 69, 113-125
- Mann, K. H., 1959. On *Trocheta bykowskii* Gedroyc, 1913, a leech new to the British fauna, with notes on the taxonomy and ecology of other Erpobdellidae. *Proceedings of the Zoological Society of London* 132, 369-379.
- Metcalf-Smith, J. L., 1994. Biological water quality assessment of rivers: use of 154 macroinvertebrate communities. In: *The Rivers Handbook*. Callow, P., Petts, G. E. (Eds.), Volume 2, Blackwell Science, London, 144-170.
- Miltner, R. J., Rankin, E. T., 1998. Primary nutrients and the biotic integrity of rivers and streams. *Freshwater Biology* 40, 145-158.
- Moss, D., Furse, M. T., Wright, J. F., Armitage, P. D., 1987. The prediction of the macroinvertebrates fauna of unpolluted running-water sites in Great Britain using environmental data. *Freshwater Biology* 17, 41-52.
- Odum, E. P., 1977. *Základy ekologie*. Academia, Praha, 733 p.
- Orendt, C., Spies, M., 2012. Chironomini (Diptera: Chironomidae: Chironominae): Keys to Central European Larvae Using Mainly Macroscopic Characters. Germany, 64 p.
- Pawlowski L. K. 1948. Contribution à la systématique des sangsues du genre *Erpobdella* de BLAINVILLE. *Acta Zoologica et Oecologica Universitatis Lodziensis, Łódź*, 3, 8, 54 p.

- Percival, E., Whitehead, H., 1926. Observations on the Biology of the Mayfly, *Ephemera danica*, Müll. Proc. Leeds Phil. Lit. Soc. 1, 136-148.
- Pitter, P., 1999. Hydrochemie. Vydavatelství VŠCHT, Praha, 568 s.
- Prenda, J., Gallardo-Mayenco, A., 1996. Self-purification, temporal variability and the macroinvertebrate community in small lowland Mediterranean streams receiving crude domestic sewage effluents. *Archiv fur Hydrobiologie* 136, 159- 170.
- Rosenberg, D. M., Resh, V. H. (Eds.), 1993. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York, 488 p.
- Rosenberg, D. M., Resh, V. H., 1996. Use of aquatic insect in biomonitoring. In: *An introduction to the Aquatic Insect of North America*. 3rd Edition, Merritt, R. W., Cummins, K.W. (Eds.). Kendall Hunt Publishing: Dubuque, Ia, 862 p.
- Roy, A. H., Rosemond, A. D., Paul, M. J., Leigh, D. S., Wallace, J. B., 2003. Stream macroinvertebrate response to 300 catchment urbanisation (Georgia, U.S.A.). *Freshwater Biology* 48, 329-346.
- Rozkošný, R., Ježek, J., Knoz, J., Kramář, J., Krámpf, F., Kubíček, F., Lellák, J., Minář, J., Pokorný, P., Raušer, J., Sedlák, E., Špačková, V., Šusták, J. M., Zelený, J., Zelinka, M., 1980. *Klíč vodních larev hmyzu*. Československá akademie věd, Praha, 521 p.
- Sládeček, V., 1973. System of Water Quality from the Biological Point of View. *Ergebnisse derLimnologie*, 7, Stuttgart, 218 p.
- Sládečková, A., Žáček, L., 1998. Technological and hygienic consequences of reservoirs eutrophication in the Czech Republic. *Elsevier*, 37, (2), 195 – 202 p.
- Starmühlner, F., 1953. Die Molluskenfauna unserer Wienerwaldbäche. *Wetter und Leben*, Sonderheft 2, 184-295.
- Straka, M., Sychra, J., 2007. Determinační kurz makrozoobentosu: Coleoptera. Ústav botaniky a zoologie Přírodovědecké fakulty Masarykovy univerzity a Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, Brno, 96 p.
- Sukop, I., 2006. Zoobentos řeky Moravice a Bělokamenného potoka. *Acta univ. agric. et silvic. Mendel. Brun.*, LIV, 4, 75–80.
- Thorup, J., 1966. Substrate type and its value as a basis for the delimitation of bottom fauna communities in running waters. *Special Publication no. 4*, Pymatuning Laboratory of Ecology, University of Pittsburg, 59-74.
- Tumanov, A. A., Postnov, I.E., 1983. Aquatic invertebrates as analytical indicators a survey. *Gidrobiologicheskii Zhurnal*, 19 (5), 3-16.
- Vávra, V., 1982. Velkoplošný zásah proti obaleči modřínovému v Krkonoších a jeho dopad na vodní faunu. *Sborník 6. konference Československé limnologické společnosti v Blansku*, 295-299.

- Wallace, I. D., Wallace, B., Philipson, G. N., 1990. A key to the case-bearing caddis larvae of Britain and Ireland. Freshwater Biological Association, Scientific Publication 61, 237 p.
- Waringer, J., Graf, W., 2011. Atlas der mitteleuropäischen Köcherfliegenlarven/Atlas of Central European Trichoptera Larvae. Freshwater Biological Association, 468 p.
- Williams., D. D., Hynes, H. B. N., 1976. The Recolonization Mechanisms of Stream Benthos. *Oikos*, Copenhagen, 27, 265-272.
- Wright, J. F., Armitage, P. D., Furse, M. T., 1989. Prediction of Invertebrate Communities using Stream Measurements. *Regulated Rivers; Research and Management* 4, 147-155.
- Wright, J. F., Furse, M. T., Armitage, P. D., 1993. RIVPACS - a technique for evaluating the biological quality of rivers in the U.K. *European Water Pollution Control* 4 (3): 15-25.
- Zahrádková, S., Soldán, T., 1998. Determinační kurz makrozoobentosu 2- Ephemeroptera. Brno, 39 p.
- Zahrádková, S., Soldán, T., Bojková, J., Helešic, J., Jankovská, H., Sroka, P., 1998. Distribution and biology of mayflies (Ephemeroptera) of the Czech Republic: present status and perspectives. *Aquatic Insects*, 31, 629-652.
- Zelinka, M., Marvan, P., Kubiček, F., 1959. Hodnocení čistoty povrchových vod. Opava, 155 p.
- Ziglio, G., Siligardi, M., Flaim G. (Eds.), 2006. Biological Monitoring of Rivers: Applications and Perspectives. Water Quality Measurements Series. John Wiley and Sons: UK, 469 p.
- Žadin, V. I., 1940. Fauna rek i vodochranilišč. *Trudy Zool. Inst. Akad. nauk SSSR* 5, 519-991.

Internetové zdroje

- URL 1: Živný potok. In *Wikipedie: otevřená encyklopedie* [online]. Poslední změna 8. 5. 2015 v 08:56 [cit. 1.5.2016]. Česká verze. Dostupné z: https://cs.wikipedia.org/wiki/Živný_potok
- URL 2: IS ARROW. In *Český hydrometeorologický ústav* [online databáze]. [cit. 15.3.2016]. Dostupné z: <http://hydro.chmi.cz/isarrow/>

8. Seznam příloh

Příloha 1: Tabulka 3: Seznam všech taxonů nalezených ve zkoumaných profilech C, U, E a R, s jejich konkrétní výskytem v profilech (+).

Příloha 2: Obr. 2: Odběr vzorku z písčitého substrátu dna.

Příloha 3: Obr. 3: Odběr z části toku zastíněného vegetací.

Příloha 4: Obr. 4: Odběr vzorku z kamenité části toku.

Příloha 5: Obr. 5: Přemístění odebraného vzorku ze vzorkovače do kovového síta.

Příloha 6: Obr. 6: Promývání vzorku vodou, abychom docílili odstranění jemného sedimentu.

Příloha 7: Obr. 7: Vybírání a třídění makrozoobentosu z odebraného vzorku přemístěného do bílé fotomisky na Petriho misky.

Příloha 8: Obr. 8: Zakonzervovaný makrozoobentos taxonomicky roztríděný do jednotlivých skupin.

9. Přílohy

Příloha č.1:

Tabulka 3: Seznam všech taxonů nalezených ve zkoumaných profilech C, U, E a R, s jejich konkrétní výskytem v profilech (+).

Taxon	Lokalita			
	C	U	E	R
Turbellaria				
<i>Dugesia</i> sp.	+	+		
Annelida				
Oligochaeta				
Lumbricidae		+	+	
Lumbriculidae+Tubificinae		+	+	+
Hirudinea				
Erpobdellidae				
<i>Erpobdella octoculata</i>	+	+	+	+
Glossiphoniidae				
<i>Helobdella stagnalis</i>		+	+	+
Mollusca				
Gastropoda				
Lymnaeidae				
<i>Lymnaea truncatula</i>			+	
Physidae				
<i>Physa fontinalis</i>			+	
Planorbidae				
<i>Ancylus fluviatilis</i>	+	+	+	+
Bivalvia				
Sphaeriidae				
<i>Pisidium</i> sp.		+	+	+
Crustacea				
Asellidae				
<i>Asellus aquaticus</i>		+	+	+
Gammaridae				
<i>Gammarus fossarum</i>	+		+	+
Insecta				
Ephemeroptera				
Baetidae				
<i>Baetis rhodani</i>	+	+	+	+
Caenidae				
<i>Caenis macrura</i>	+	+	+	+
Ephemerellidae				
<i>Ephemerella ignita</i>	+			
<i>Ephemerella mucronata</i>	+	+		
<i>Seratella ignita</i>	+	+	+	+
Ephemeridae				
<i>Ephemera danica</i>	+	+		+
Heptageniidae				
<i>Ecdyonurus dispar</i>	+	+		+
<i>Epeorus assimilis</i>	+			+
<i>Rhithrogena semicolorata</i>	+		+	+
Leptophlebiidae				
<i>Habroleptoides modesta</i>	+	+		+
<i>Habrophlebia lauta</i>	+			

Siphonuridae				
<i>Siphonurus lacustris</i>				+
Plecoptera				
Chloroperlidae				
<i>Siphonoperla</i> sp.		+		
Leuctridae				
<i>Leuctra</i> sp.	+	+	+	+
<i>Leuctra</i> sp. juv.	+			
Nemouridae				
<i>Amphinemura triangularis</i>	+			
<i>Nemoura</i> sp.	+			+
<i>Protonemura</i> sp.	+			+
Perlidae				
<i>Dinocras cephalotes</i>	+			+
<i>Perlodes microcephala</i>	+			+
Perlodidae				
<i>Isoperla grammatica</i>	+	+		+
Trichoptera				
Glossosomatidae				
<i>Glossosoma conformis</i>	+			+
Goeridae				
<i>Silo pallipes</i>				+
<i>Silo piceus</i>				+
Hydropsychidae				
<i>Hydropsyche instabilis</i>	+		+	+
<i>Hydropsyche siltalai</i>	+	+	+	+
Limnephilidae				
<i>Allogamus auricollis</i>	+		+	+
<i>Anomalopterygella chauviniana</i>		+		
<i>Drusus annulatus</i>	+			
<i>Chaetopteryx villosa</i>	+	+	+	+
Odontoceridae				
<i>Odontocerum albicorne</i>	+			+
Philopotamidae				
<i>Philopotamus montanus</i>				+
Polycentropodidae				
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>		+	+	+
Psychomyiidae				
<i>Tinodes rostocki</i>	+			
Rhyacophilidae				
<i>Rhyacophila nubila</i>	+	+	+	+
<i>Rhyacophila pupa</i>	+	+	+	+
Sericostomatidae				
<i>Oecismus monedula</i>	+			
<i>Sericostoma</i> sp.	+	+		+
Diptera				
Athericidae				
<i>Atherix marginata</i>	+			
Ceratopogonidae				
Empididae				
<i>Wiedemannia oedorum</i>		+		+
Chironomidae				
Diamesinae				
<i>Prodiamesa olivacea</i>	+		+	+
Chironominae				
Typ 1	+	+	+	+
Tanytarsini	+	+	+	+
<i>Microtendipes pedellus</i> gr.			+	+
Orthocladiinae				

Typ 1	+	+	+	+
Typ 2		+	+	
Typ 3				+
Typ 4			+	+
Tanypodinae				
Typ 1	+	+	+	+
<i>Tanypus</i> sp.	+		+	+
Limoniidae				
<i>Dicranota</i> sp.	+	+	+	+
<i>Hexatoma</i> sp.	+			+
<i>Scleroprocta</i> sp.	+			
Simuliidae				
Simuliinae	+	+	+	+
Tipulidae				
<i>Tipula</i> sp.		+	+	
<i>T. (Yamatotipula) couckeii</i>			+	
Coleoptera				
Curculionidae			+	
Dytiscidae				
<i>Oreodytes sanmarkii</i>	+		+	
Elmidae				
<i>Elmis</i> sp.	+	+	+	+
<i>Elmis</i> sp. larvae	+	+	+	+
<i>Limnius perrisi</i>	+	+	+	+
<i>Limnius</i> sp. larvae	+	+	+	+
Hydraenidae				
<i>Hydraena gracilis</i>	+	+	+	+

Příloha č.2:



Obr. 2: Odběr vzorku z písčitého substrátu dna.

Příloha č.3:



Obr. 3: Odběr z části toku zastíněného vegetací.

Příloha č.4:



Obr. 4: Odběr vzorku z kamenité části toku.

Příloha č.5:



Obr. 5: Přemístění odebraného vzorku ze vzorkovače do kovového síta.

Příloha č.6:



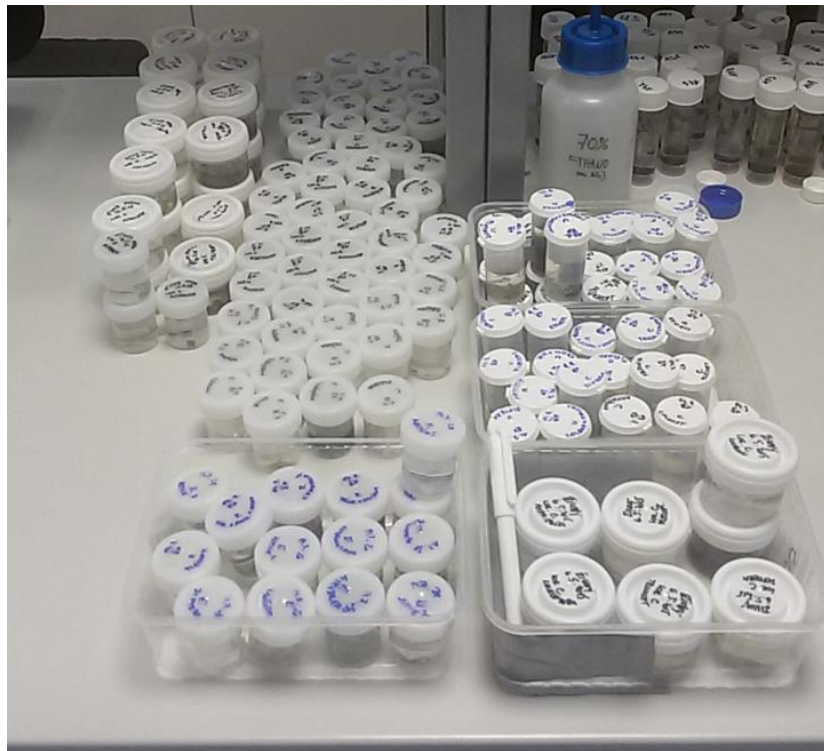
Obr. 6: Promývání vzorku vodou, abychom docílili odstranění jemného sedimentu.

Příloha č.7:



Obr. 7: Vybírání a třídění makrozoobentosu z odebraného vzorku přemístěného do bílé fotomisky na Petriho misky.

Příloha č.8:



Obr. 8: Zakonzervovaný makrozoobentos taxonomicky rozříděný do jednotlivých skupin.

10. Abstrakt

Diverzita makrozoobentosu v toku ovlivněném vyústěním vyčištěné odpadní vody z ČOV

Cílem této bakalářské práce bylo zjistit diverzitu makrozoobentosu na podélném profilu Živného potoka, který protéká městem Prachatice a je do něj vyústěn výtok z městské ČOV. Byly prováděny odběry na 4 profilech- C, U, E a R, každý v pěti různých datech během roku 2015. Na základě determinace a stanovení početnosti a biomasy byl spočten saprobní index a Shannon-Wienerův index diverzity. Biomasa ani početnost společenstva makrozoobentosu se statisticky významně nelišila mezi jednotlivými odběrovými profily. Naopak hodnoty saprobního indexu a indexu diverzity se mezi lokalitami statisticky významně lišily ($p < 0,05$). Nejvyšší průměrné hodnoty početnosti a biomasy makrozoobentosu bylo dosaženo nad výtokem z ČOV v profilu U ($2068 \pm 1712 \text{ ind.m}^{-2}$), naopak nejnižší průměrné hodnoty početnosti byly zjištěny v profilu E pod výtokem z ČOV ($925 \pm 781 \text{ ind.m}^{-2}$), biomasa společenstva makrozoobentosu byla nejnižší v profilu R ($4,25 \text{ g.m}^{-2}$). Saprobní index se pohyboval v hodnotách 1,55 - 2,32 odpovídajících betamezosaprobítě, což nám o toku vyjadřuje, že se jedná o mírně až středně organicky znečištěnou vodu. Index diverzity byl nejvyšší v kontrolním profilu C ($H' = 2,59$), naopak v následujícím profilu U, který se nacházel ve městě nad ČOV, byl nejnižší ($H' = 1,52$).

Klíčová slova: abundance, biomasa, saprobní index, index diverzity, organické znečištění

11. Abstract

The diversity of macrozoobenthos in a stream affected by an outfall of a treated wastewater from wastewater treatment plant

The aim of this work was to evaluate the diversity of macrozoobenthos at Živný stream. This stream flows through the town of Prachatice, where outfall of the town's wastewater treatment plant (WWTP) flows into it. Sampling was carried out in 4 profiles; C, U, E and R, each in five different dates during the year 2015. Saprobic index and Shannon-Wiener diversity index were calculated based on abundance and biomass of macroinvertebrate community. Neither biomass nor abundance did not show any significant differences among sampling profiles. On the contrary the values of saprobic index and diversity index differed significantly among sampling sites ($p < 0.05$). Highest average value of abundance and biomass of macrozoobenthos was reached above the outfall of WWTP in profile U ($2068 \pm 1712 \text{ ind.m}^{-2}$), while the lowest average value of abundance was found in profile E under the outfall of WWTP ($925 \pm 781 \text{ ind.m}^{-2}$). The biomass of macrozoobenthos community was the lowest in the profile R (4.25 g.m^{-2}). The saprobic index ranged from 1.55 to 2.32. These values correspond to betamesosaprobity which reveals that the creek contains moderately to medium organically polluted water. The diversity index was highest in sampling profile C ($H' = 2.59$), on the contrary in the following profile U, which was placed in the town above the WWTP, the diversity index was lowest ($H' = 1.52$).

Keywords: abundance, biomass, saprobic index, diversity index, organic pollution