

**Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích**  
**Fakulta rybářství a ochrany vod**  
**Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický**

**Diplomová práce**  
**Diverzita makrozoobentosu v Evropsky významné lokalitě**  
**výskytu raka kamenáče (*Austropotamobius torrentium*)**

**Autor:** Bc. Eliška Peřinová

**Vedoucí diplomové práce:** Ing. Martin Bláha, Ph.D.

**Konzultant diplomové práce:** Ing. Antonín Kouba, Ph.D.

**Studijní program a obor:** Zemědělská specializace, Rybářství a ochrana vod

**Forma studia:** Prezenční

**Ročník:** 3.

**České Budějovice, 2019**

### **Prohlášení**

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

V Českých Budějovicích dne

---

Podpis studenta

### **Poděkování**

Ráda bych touto cestou poděkovala především vedoucímu diplomové práce Ing. Martinu Bláhovi, Ph.D. a konzultantovi Ing. Antonínu Koubovi, Ph.D. za metodické vedení, odbornou pomoc a cenné rady poskytnuté při vypracování této diplomové práce.

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

Jméno a příjmení: **Bc. Eliška PEŘINOVÁ**  
Osobní číslo: **V16N009P**  
Studijní program: **N4106 Zemědělská specializace**  
Studijní obor: **Rybářství a ochrana vod**  
Název tématu: **Diverzita makrozoobentosu v evropsky významné lokalitě  
výskytu raka kamenáče (*Austropotamobius torrentium*)**  
Zadávající 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 Zákolanského potoka. Tento tok je evropsky významná lokalita s výskytem raka kamenáče (*Austropotamobius torrentium*). Do tohoto potoka však také ústí výtok pročištěné vody ze skladů firmy Amazon, a tak bude studentka analyzovat vzorky makrozoobentosu odebrané nad a pod výtokem pročištěné vody. Otázkou je, zda se budou měnit ukazatele diverzity a dominance společenstva makrozoobentosu na jednotlivých vzorkovaných profilech či přímo ukazatele populační hustoty raka kamenáče. Ačkoliv hodnocení populace raka kamenáče nebude součástí této práce, bude mít studentka k dispozici data o výskytu a početnosti jeho populace na sledovaných profilech a chemické analýzy vzorků vody.

V přehledové části by se měla studentka zaměřit krom charakterizace vlastní lokality zejména na společenstvo makrozoobentosu obývající menší toky a také faktory, zejména antropogenní, které mohou diverzitu a biomasu makrozoobentosu výrazně ovlivnit. Vlastní determinace vzorků bude probíhat v laboratoři za použití binokulární lupy a determinačních klíčů na jednotlivé specifické skupiny makrozoobentosu.

Rozsah grafických prací: dle potřeby (do 20 stran)

Rozsah pracovní zprávy: 50 - 70 stran

Forma zpracování diplomové práce: tištěná

Seznam odborné literatury:

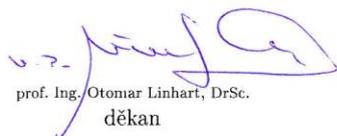
- Giller, P.S., Malmqvist, B., 1999. The Biology of Streams and Rivers. Oxford University Press.
- Gücker, B., Brauns, M., Pusch, M.T., 2006. Effects of wastewater treatment plant discharge on ecosystem structure and function of lowland streams. *Journal of the North American Benthological Society* 25(2): 313-329.
- Kozák, P., Ďuriš, Z., Petrusek, A., Buřič, M., Horká, I., Kouba, A., Kozubíková-Balzarová, E., Polícar, T., 2013. Biologie a chov raků. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrana vod, Vodňany, 456 pp.
- 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
- Waringer, J., Graf, W., 2011. Atlas der mitteleuropäischen Köcherfliegenlarven/Atlas of Central European Trichoptera Larvae. Freshwater Biological Association, 468 p.
- Zahrádková, S., Soldán, T., 1998. Determinační kurz makrozoobentosu 2-Ephemeroptera. Brno, 39 p.

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

Konzultant diplomové práce: **Ing. Antonín Kouba, Ph.D.**  
Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický

Datum zadání diplomové práce: **11. prosince 2016**

Termín odevzdání diplomové práce: **4. května 2018**

  
prof. Ing. Otomar Linhart, DrSc.  
děkan

L.S.

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

Ve Vodňanech dne 11. prosince 2016

## Obsah

1. ÚVOD .....	8
2. LITERÁRNÍ PŘEHLED .....	9
2. 1. Tekoucí vody.....	9
2. 2. Společenstva makrozoobentosu vodních toků .....	9
2. 2. 1. Drift .....	11
2. 2. 2. Faktory ovlivňující společenstva makrozoobentosu .....	11
2. 2. 3. Rozdělení makrozoobentosu dle potravních nároků .....	12
2. 3. Hodnocení povrchových vod podle společenstva makrozoobentosu .....	13
2. 3. 1. Saprobni index.....	14
2. 3. 2. Indexy diverzity.....	15
2. 3. 3. BMWP skóre a ASPT index.....	16
2. 4. Obecná charakteristika raků na území ČR.....	16
2. 4. 1. Rak kamenáč ( <i>Austropotamobius torrentium</i> ) .....	18
2. 5. Evropsky významná lokalita (EVL) .....	19
2. 6. Zákolanský potok.....	20
2. 6. 1. Zákolanský potok jako EVL.....	21
3. MATERIÁL A METODIKA .....	23
3. 1. Oblast vzorkování .....	23
3. 2. Odběr vzorků makrozoobentosu .....	24
3. 3. Zpracování vzorků .....	24
3. 4. Hodnocení společenstva makrozoobentosu .....	24
3. 5. Statistická analýza.....	25
4. VÝSLEDKY .....	26
4. 1. Výsledky rozboru makrozoobentosu .....	26
4. 1. 1. Profil č. 1 – Hostouň.....	26
4. 1. 2. Profil č. 2 – Dobrovíz .....	27

4. 1. 3. Profil č. 3 – Běloky.....	27
4. 2. Statistické porovnání .....	30
4. 3. Fyzikálně – chemické parametry vody.....	30
5. DISKUSE .....	32
6. ZÁVĚR.....	36
7. PŘEHLED POUŽITÉ LITERATURY.....	37
8. Přílohy.....	44
9. ABSTRAKT .....	46
10. ABSTRACT .....	47

## 1. ÚVOD

Vodní toky jsou od pramenných částí až po nížinné veletoky obývány různými společenstvy organismů. Od ryb, obojživelníků, ale také řas či makrofyt až k všudypřítomnému společenstvu bentických bezobratlých, nazývanému zjednodušeně zoobentos. Společenstvo makrozoobentosu (tedy makroskopicky viditelných bezobratlých) není totožné v průběhu celého toku, ale reaguje na abiotické i biotické faktory, které mění zastoupení taxonomických skupin či početnost jednotlivých druhů. Právě díky detailní znalosti ekologie jednotlivých skupin či druhů obývajících toky, můžeme podle jejich zastoupení usuzovat na ekologickou kvalitu toku a případně identifikovat vnější, nejčastěji antropogenní vlivy, které ovlivňují biotu vodních ekosystémů.

Zákolanský potok byl zařazen do kategorie Evropsky významná lokalita (EVL) díky výskytu početné populace chráněného raka kamenáče (*Austropotamobius torrentium*). I přesto je ale ekosystém potoka, v okolí s relativně intenzivně obhospodařovanou zemědělskou krajinou a zaústěním pročištěných odpadních vod z malých obecních čistíren odpadních vod, z pohledu ekologického stavu ze strany člověka značně pozměněný. Paradoxně tak hustá populace raka kamenáče přinesla nový pohled na kvalitu vody, kterou je tento druh schopen tolerovat a ve které je schopen dlouhodobě prosperovat.

Cílem diplomové práce bylo popsat druhovou diverzitu makrozoobentosu na Zákolanském potoce a vyhodnotit ekologický stav toku pomocí biotických indexů.

## **2. LITERÁRNÍ PŘEHLED**

### **2. 1. Tekoucí vody**

Povrchové vody se dělí na tekoucí (lotické), zahrnující prameny, potoky a řeky, a vody stojaté (lentické), charakteristické starými říčními rameny, tůněmi, močály, rybníky a jezery. Údolní nádrže mají přechodný charakter. Můžeme také rozlišovat periodické tůně, rašeliniště a saliny, které mají svůj charakteristický ráz. Vedle toho jsou zde také podzemní vody různého typu (Hartman, 2005). Znečištěné vody jsou pak hodnoceny na základě tzv. saprobity (Zelinka a Marvan, 1961).

Pro vody tekoucí je charakteristické jednosměrné proudění a gradient s řadou vlastností morfologických (šířka toku, spád koryta, rychlost proudu, vzhled dna) přes fyzikálně-chemické (světlo, teplota, kyslík, živiny) až po biologické (složení biocenózy), od pramenné oblasti k ústí. Rychlost proudu v tocích je proměnlivá, střídají se úseky torentilní, s rychlým a turbulentním prouděním, s úseky fluviačními, s pomalým a klidným proudem. Proudění má vliv na charakter dna a spolu s dalšími faktory i na složení a členění biocenózy (Hartman, 2005).

Toky se dělí na tři základní zóny krenon, rhitron a potamon, ty se dále dělí na subzóny: pramennou část (eukreon) a pramenné stružky a potůčky (hypokreon); soutoky pramenných stružek, potoky (epirhitron) a horní říčky (metarhitron), horní toky řek (hyporhitron); a střední (epipotamon) a dolní úseky řek (metapotamon, hypopotamon) (Hartman, 2005). Návaznost jednotlivých úseků často narušují nádrže, obecně příčné stavby na tocích, které ovlivňují průtokové poměry a teplotní režimy ve výtocích (Rozkošný, 1980).

### **2. 2. Společenstva makrozoobentosu vodních toků**

Životní prostředí tekoucích vod toku představuje volná tekoucí voda (reopelagiál), povrchová vrstva dna koryta do hloubky několika centimetrů (bentál), a hlubší vrstva dna (hyporeál), tzv. podříční dno s infiltrovanou vodou pod aktivním tokem (Lellák, Kubíček 1991).

Reopelagiál je charakterizován výskytem proudů, turbulencí a vírů především v horních úsecích s dobrou výměnou plynů mezi vodou a atmosférou. V nižších úsecích je biotop bližší charakteru stojatých vod (Hynes, 1970, Lellák, Kubíček 1991).

Rychlost vody v bentálu je nižší než v oblasti reopelagiálu a v hlubších vodách je i nižší světelnost, což hraje roli pro osídlení tohoto biotopu. Společenstvo žijící na dně je bentos, složený z organismů, rostlin přichycených ve dně či na předmětech ve vodě a živočichů na dně a ve vrstvách sedimentu (Lellák a Kubíček, 1991). Podle charakteru substrátu dělíme společenstva živočichů makrozoobentosu na faunu litoreofilní, osidlující kameny, psamoreofilní, vyhledávající písčité dna, pelloreofilní, žijící v bahně a argiloreofilní zoocenózy hlinitých břehů (Žadin, 1940).

Na horní části kamenů můžeme najít druhy vázané na potravní zdroje nárostů a zdroje potravy z volné vody. V nárostech žijí fytohorní larvy pakomárů, a první instary bentických živočichů, kteří ale brzy migrují na jiné stanoviště. Na kamenech najdeme zástupce jepic (*Baetis*), muchničků, pakomárů, chrostíků (*Anabolia*, *Brachycentrus*), plžů (*Ancylus*), brouků (Elmidae). Spodní část kamenů osidlují prvoci, ploché kolonie hub, mechovky, ploštěnky (*Tricladida*), pijavice, plži, a četné druhy členovců: korýši (*Asellus*, *Gammarus*), jepice (*Ecdyonorus*, *Rhitrogena*, *Epeorus*, *Ephemerella*), pošvatky (Perlidae, Leuctridae, Nemouridae), chrostíci (Limnephilidae, Hydropsychidae, Rhyacophilidae, Polycentropodidae), různé ploštěnce a vodule. Mnohé druhy žijí v průběhu života na obou stranách kamenů, přelézají z důvodu hledání potravy, reprodukce či vývoje (Lellák a Kubíček, 1991).

Zoocenóza písčitého dna je druhově i početně nejchudší, velkou roli hraje velikost zrn písku (0,25-0,50-1,0 mm). Velmi dobře se zde daří pakomárům rodu *Tanytarsus* a některým zástupcům dvoukřídlých (Limoniidae, Tipulidae). Dno obývají chrostíci ve svých písčitých schránkách (Leptoceridae, Serocostomatidae), hrabavé typy jepic (*Ephemerella*), mlži čeledi Sphaeriidae, či velevrubi (*Unio*), a v místech s dobrými kyslíkovými poměry blešivci (*Gammarus*). S přibývajícím podílem organických látek ubývá kyslíku, ubývá reobiontů a živočichové hlubších částí dna se stěhují do vyšších vrstev sedimentu. Zoocenózy bahnitopísčitých a písčitých substrátů horských potoků jsou díky časté výměně vody a dobrému prokysličení bohatší na širší spektrum organismů, i když se vyskytují ojediněle. Daří se zde prvokům, vířníkům a máloštětinatecům (Tubificidae). Z dvoukřídlých např. pakomárů (*Chironomus*, *Glyptotendipes*, *Polypedilum*, aj). Dalšími zástupci jsou jepice (*Ephemerella*, *Caenis*), chrostíci (Limnephilidae), často jsou taktéž přítomni mlži (*Sphaerium*, *Pisidium*). Zoocenóza hlinitého dna a břehů řek se připevňuje pomocí přichycovacích aparátů či si buduje úkryty. Typickými zástupci jsou hrabavé jepice (*Ephemerella*), někteří pakomáři (*Glyptotendipes*), raci a krabi (Lellák a Kubíček, 1991).

### **2. 2. 1. Drift**

Proudění se podílí na výskytu organismů unášených proudem, tzv. drift. Jak uvádí Wetzel (2001) tento termín byl použit pro materiál přinášený vlnami na břehy jezer. Aby byl odlišen skutečný drift bentických organismů od ostatních složek, použil Müller (1954) termín organický drift. Brittain & Eikeland (1988) kvalitativně odlišili drift na emergentní, představující zvýšený výskyt druhů hmyzu, které vylétávají při líhnutí z vody, a terestrický drift, rozpoznatelný zvýšeným náletem druhů kladoucích do vody vajíčka, či druhů stržené větrem nebo vyplavených z břehů.

Driftem se označují aktivně se pohybující bentické organismy, které nejsou schopné se ve volné vodě rozmnožovat a cyklicky vyvíjet jako např. plankton. Poproudový drift podstupují většinou juvenilní instary, při hledání nové potravy, larvy dokončující metamorfózu a jedinci líhnoucí se z hladiny (některé druhy chrostíků, jepice apod.) (Ambrožová, 2003). Protiproudový drift je součástí biologie některých druhů, příkladem nám mohou být opět jepice. Při rozmnožování letí imaga jepic proti proudu a kladou vajíčka v hořejších částech toku (Müller 1954, Williams, Feltmate 1992).

Ukázalo se, že se drift mění v závislosti na řadě vlastností v prostředí toku, včetně fotoperiody, teploty vody, a přítomnosti predátorů (Williams, 1990), je vyvolán existenčními, potravními a reprodukčními nároky, a je součástí procesu osidlování toku. Je to jev permanentní a proměnlivý během roku a účastní se ho většina bentických organismů (Hynes, 1970, Müller 1974).

### **2. 2. 2. Faktory ovlivňující společenstva makrozoobentosu**

Makrozoobentos se ve svém vodním prostředí musí vypořádat s mnoha faktory, které jej neustále ovlivňují, ať už jde o způsob hospodaření s kyslíkem, zpracování potravy, či o přizpůsobení se životu ve vodě, ochraně před predátory, interakcemi mezi ostatními obyvateli i prostředím samotným.

Makrozoobentos pro své prostředí musí být přizpůsoben morfologicky. Roli hraje životní styl a habitat, ve kterém se živočich nachází, zda jde o život u hladiny či v substrátu, na substrátu, a zda se jedná o klidné nebo proudné prostředí.

Bentičtí živočichové jsou k životu v proudu přizpůsobení tvarem těla (zploštění, uzpůsobení ke krátkodobému plavání), nebo je jejich tělo zatížené (pouzdra, schránky). V proudném prostředí mají jedinci různá záchytná zařízení (háčky – pakomáří larvy, hákovité pošinky – larvy chrostíků čeledi Rhyacophilidae a Polycentropidae, drápky se zoubky – proudomilné larvy jepic, přísavky – pijavice, falešné přísavky z lupínek

žaber má např. jepice rodu *Rhithrogena* apod.), nebo jsou napevno přisedlí k povrchu. Dalším typem ulpění k povrchu je produkce lepivého sekretu často v kombinaci háčků (muchničky), slizu (mlži, plži, ploštěnky) či byssových vláken (slávička mnohotvárná – *Dreissena polymorpha*). Někteří bentičtí obyvatelé si staví lapací závěsné sítě, které fungují i jako past na kořist. V neposlední řadě je možné si zalézt do substrátu či si vybudovat úkryt, čehož využívají téměř všichni bentičtí živočichové (Lellák, 1991).

S prouděním souvisí množství kyslíku ve vodě, které je závislé i na teplotě vody. Teplota má vliv nejen na kyslíkové poměry, ale i na metabolismus, vývoj a distribuci organismů, jak uvádí Hildrew a Edington (1979). Koncentrace kyslíku se mění během dne a noci v závislosti na fotosyntéze a také v závislosti na typu zdroje vody a znečištění organického původu (Giller and Malmqvist, 1998). Vodní organismy jsou adaptováni na příjem kyslíku z vody či atmosféry (Williams, 1992).

Na světelné podmínky reagují organismy různě. Některé živočišné druhy vykazují největší abundanci v nezastíněných místech (jepice *Baetis rhodani*), jiní například chrostíci, preferují stinná místa (Thorup, 1966, Higler, 1975), kde může roli hrát i dostupnost potravních zdrojů. Waters (1962) vysledoval chování driftu v závislosti na predačním tlaku sivena amerického (*Salvelinus fontinalis*), kdy drift přibližně hodinu po západu slunce a během noci putoval po proudu dolů a vracel se před úsvitem. Podobným problémem se zabývali i McIntosh, Peckarsky a Taylor (2002), kteří sledovali predační efekt pstruha na drift jepic.

Významný vliv na společenstva toků má i lidská činnost. Především je to urbanizace, která působí na degradaci kvality vody a ovlivňuje druhové složení toku (Zaharia, 2016; Walsh, 2001), intenzivní hospodaření s použitím pesticidů (Weber, 2018) nebo např. hospodaření na rybních farmách (Mareš, 2017; Všeticková, 2013; Živić, 2009). Velmi negativní vliv na kvalitu vod má průmysl a obecně používání toxických a kumulativních látek, odpadní vody s olejovými látkami a oteplené odpadní vody (Lellák, 1991; Moss, 1988). V dnešní době se spousta vodních toků revitalizuje. Podle Zemánkové (2015) je vliv změny lokální hydromorfologie na více zatížených lokalitách důvodem k výraznějším rozdílům ve výskytu makrozoobentosu. Poznatky o využití nivy k revitalizaci jsou stěžejní pro predikci ekologických účinků a dalšímu plánování.

### **2. 2. 3. Rozdělení makrozoobentosu dle potravních nároků**

Podle teorie říčního kontinua se bentické organismy vyvíjejí v souladu s podmínkami vnějšího prostředí (Vannote a kol., 1980). Toky totiž vykazují v podélném profilu plynulé

fyzikální a chemické změny, na které organismy reagují. Odumřelá organická hmota se po proudu rozkládá na jednodušší složky a zapojuje se dále do potravních sítí. Společenstva organismů jednotlivých úseků toku jsou na těchto zdrojích energie a formě látek závislá, a proto na ně reagují svým složením (Giller, Malmqvist, 1998).

Vodní entomofauna zahrnuje snad všechny potravní články, prezentuje herbivory, omnivory i karnivory, detritofágy, mikrofágy i parazitické druhy.

Detritofágy najdeme u řady larev pakomárů a komárů, chrostíků a muchniček. Detritofágové získávají svou potravu aktivním hledáním nebo lapáním pomocí filtračních zařízení. Fytofágní druhy se živí makrovegetací a řasovými nárosty. Typickými představiteli jsou jepice, chrostíci, pošvatky a dvoukřídlý hmyz. Karnivorní druhy jsou představovány velkými dravými larvami pošvatek, vážek, larvami brouků, ploštic a dalšími. Většinou mají upravené ústní ústrojí a uchopovací ústrojí. Omnivoři se přizpůsobují potravní nabídce, potravu si vyhledávají nebo ji získávají pomocí různých zařízení (kartáčky, obrvená tykadla, lopatkovité mandibuly, lapací koše, aj.). Parazitické druhy mají sací ústrojí, jímž vysávají či vyžírají tkáň hostitele (Rozkošný, 1980).

Říční zoocenózu lze také charakterizovat dle vzájemného poměru základních potravně funkčních skupin. Rozlišujeme drtiče (shredders) přetvářející velké kousky rostlinné biomasy na menší, sběrače (collectors), kteří filtrují, sbírají či jinak vychytávají potravní částice z vody, škrabače (scrapers) a spásáče (grazers) přizpůsobené pro sběr potravy (většinou periphytonu) z povrchu dna a vegetace (Allan et al, 1995).

### **2. 3. Hodnocení povrchových vod podle společenstva makrozoobentosu**

Kvalitu vody lze hodnotit různými fyzikálními, chemickými a biologickými parametry. Povrchová voda se klasifikuje podle novelizované normy ČSN 75 77221 (757221) do pěti tříd (neznečištěná až velmi silně znečištěná voda), a je založena na vybraných ukazatelích (chemické a fyzikální ukazatele, těžké kovy, biologické a mikrobiologické ukazatele a ukazatele radioaktivity).

Společenstva organismů toků svým složením odráží stav vodního prostředí a lze tak na základě znalosti biologie jednotlivých druhů odušit kvalitu vodního prostředí. Makrozoobentos je svou citlivostí a druhovou pestrostí vhodným bioindikátorem (Rosenberg a Resh, 1993). Vzorky lze hodnotit několika různými přístupy, které zahrnují indexy diverzity, biotické indexy, indexy podobnosti, dále pak hodnocení ekologického profilu společenstva či lze hodnotit pomocí predikčního systému Perla (Kokeš, Vojtíšková, 1999). Kolkwitz a Marsson (1909) rozpracovali myšlenku saprobity

vody jako stupně znečištění a posléze byl vypracován seznam indikátorů prostředí, načež byl systém zdokonalován (Sládeček 1973a, Zelinka a Marvan 1961) a dnes je používán ve více zemích Evropy.

V dnešní době jsou kromě saprobity známé a hojně používané i jiné biotické systémy podobného rázu, např. z Velké Británie BMWP skóre a ASPT index (Armitage et al. 1983), BBI z Belgie (De Pauw et al. 1983), BIF z Francie (Metcalfé 1989), ze Švýcarska RIVAUD (Lang et al. 1995).

### **2. 3. 1. Saprobni index**

Saprobologie zkoumá vliv hnilobných látek na vodní organismy a vyvinula metodu bioindikace jakosti vody. Saprobni systém představuje přítomnost indikátorových druhů, které mají definovanou afinitu k množství rozpuštěného kyslíku jako míry organického znečištění. Tento systém, který hodnotí jakost přírodních a odpadních vod, zdokonalil Sládeček (1973). Výsledkem měření je saprobni index ( $S_i$ ), který na stupnici saprobity vyjadřuje stupeň znečištění biochemicky odbouratelnými organickými látkami.

Saprobity dnes dělíme na čtyři základní stupně, které se ještě individuálně dělí, viz (Tab. č. 1). První stupeň nazýváme katarobita, která představuje velmi čisté a neoživené vody. Druhý stupeň, limnosaprobity, zahrnuje přírodní vody s oživením, jde o vody s aerobními stavy či mikroaerobními stavy. Jednotlivé stupně limnosaprobity charakterizují kvalitu vody, od těch nejlepších, zahrnujících nejčistší přírodní vody s oživením, až po ty nejhorší oživené přírodní vody v důsledku antropogenního znečištění. Eusaprobity, coby třetí stupeň, představuje odpadní vody s biochemicky odbouratelnými látkami a vody s anaerobními stavy. Transsaprobity, ukazuje na odpadní vody s nerozložitelnými látkami, jde o vody mrtvé (Sládeček, 1973). Základní stupně saprobity charakterizujeme ve vztahu s ostatními ekologickými parametry a pásmy např. lepší oligosaprobity (0,5-1), lipanové pásmo, s obsahem kyslíku 7-8 mg.l<sup>-1</sup>, BSK<sub>5</sub> 1-1,7 mg.l<sup>-1</sup>, zoobentos (*Rhithrogena*), ekologické pásmo epirhithronu, etamesosaprobity (Adámek a kol., 2010).

Tab. č. 1: Přehled stupňů saprobního systému

Saprobní stupeň a název	Zkratka	Rozmezí	Průměr (střed stupně)
0. katarobita	k	-1,5 až -0,5	-0,1
1. xenosaprobita	x	-0,5 až 0,5	0,0
2. oligosaprobita	o	0,51 až 1,5	1,0
3. beta-mesosaprobita	β (b)	1,51 až 2,5	2,0
4. alfa-mesosaprobita	α (a)	2,51 až 3,5	3,0
5. polysaprobita	p	3,51 až 4,5	4,0
6. isosaprobita	i	4,51 až 5,5	5,0
7. metasaprobita	m	5,51 až 6,5	6,0
8. hypersaprobita	h	6,51 až 7,5	7,0
9. ultrasaprobita	u	7,51 až 8,5	8,0

Maximálně 0,0 = pitná voda, maximálně 2,2 = vodárenské toky, maximálně 2,5 = voda pro rekreaci, maximálně 3,2 = přípustné znečištění a dobrý efekt ČOV, maximálně 4,5 = hranice aerobie a anaerobie (anoxie) (Pantle and Buck, 1955; Sládeček, 1973).

Výpočet saprobního indexu společenstva (Sládeček a kol., 1981):

$$S = \frac{\sum S_i \cdot h_i \cdot I_i}{\sum h_i \cdot I_i}$$

Kde  $S_i$  je saprobní index druhu,

$I_i$  – indikační váha,

$h_i$  – hojnost druhu ve vzorku,

$i$  – pořadové číslo druhu ve vzorku.

### 2. 3. 2. Indexy diverzity

Indexy diverzity pochází z USA a hodnotí kvalitu vody na základě druhové rozmanitosti. Předpokládá se, že ideální společenstvo obsahuje až několik velmi početných dominantních druhů, které doprovází středně početné a vzácnější druhy. Nenarušená společenstva mají vyšší diverzitu a naopak. V případě organického znečištění dochází k poklesu diverzity tím, že mizí citlivější druhy a prosperují odolnější.

V případě, že prostředí zasáhne znečištění toxické či kyselé, klesá početnost i diverzita. Indexy diverzity dobře mapují rozdíly na jedné lokalitě, ale ne na různých lokalitách. Diverzita vyjadřuje množství, druhovou pestrost a vyrovnanost společenstva. Pro výpočet indexů diverzity jsou známé metody jako Margalefův index, Shannon-Weanerův index, nicméně převažují negativní názory pro jejich použití (Matcalfe-Smith, 1994).

### 2. 3. 3. BMWP skóre a ASPT index

Skóre systémy přiřazují skóre určitým čeledím (systematické jednotky) bezobratlých a po sečtení dávají celkové skóre. Jsou to jednoduché metody hodnocení kvality vod. Vycházející z toho, že čeledi bezobratlých jsou víceméně vždy determinovatelné, druhy čeledi mají téměř vždy stejné ekologické nároky, a počet čeledí není počítán (Guhl, 1987).

BMWP (Biological Monitoring Working Party Score) je dnes už nejpoužívanější bioindikační systém ve Velké Británii, který nahradil Chandlerův index, Trent Biotic Index a další (De Pauw a Hawkes, 1993). Systém bodově hodnotí rozdílné čeledi podle jejich tolerance k organickému znečištění, každá z čeledí reprezentuje skóre pouze jednou, nezáleží na tom, kolik druhů obsahuje (Armitage a kol, 1983).

BMWP skóre se vypočte tak, že se sestaví taxonomické skupiny – čeledi, a každé se přiřadí příslušné skóre (0-10), která se pak sečtou. Čím vyšší je výsledek, tím lepší je kvalita vody. Skóre čeledi nemá horní limit, a tudíž není závislé na bohatosti vzorku, a proto byl zaveden ASPT (the Average Score Per Taxon) index. Zjistíme ho jednoduše vydělením BMWP skóre počtem identifikovaných čeledí (Kokeš, Vojtíšková, 1999).

## 2. 4. Obecná charakteristika raků na území ČR

Na území České Republiky se v přírodě nyní vyskytuje 6 druhů raků. Pouze dva druhy jsou však původní (rak říční *Astacus astacus* a rak kamenáč *Austropotamobius torrentium*). Zbytek druhů je na našem území nepůvodní, ať už byli introdukováni záměrně či nikoliv. Jsou to rak bahenní *Pontastacus leptodactylus*, rak signální *Pacifastacus leniusculus*, rak pruhovaný *Faxonius limosus* a rak mramorovaný *Procambarus virginalis*.

Nejrovnoměrněji a nejhojněji je rozšířen rak říční, který je pozorován na 550 lokalitách (Chobot, 2006; Štambergová, 2009). Rak bahenní je původem z pontokaspické oblasti. Na území ČR je jeho výskyt ostrůvkovitý, obývá zejména lomy či pískovny, ale také například i řeku Moravu v hraničním úseku se Slovenskem. Rak kamenáč je u nás považován za nejvzácnější původní druh, jeho výskyt je soustředěn ve středních

a západních Čechách (Marhoul P., Turoňová, D., 2008). Rak signální je na našem území znám z několika lokalit na jihu a jihovýchodě České republiky (Filipová et al. 2006), též je silná populace na západě Čech, na potoce Kouba u obce Sruby na Domažlicku (Štambergová et al. 2009). Rak pruhovaný dnes obývá především povodí Vltavy i Labe, Sázavu, Lužnici včetně přítoků a stále se šíří (Petrušek et al. 2006). V posledních letech do naší přírody přibyl další nepůvodní druh, a to rak mramorovaný. V roce 2015 byl tento druh v ČR zjištěn na dvou lokalitách, v Praze a severních Čechách (Hejda R., Farkač J. & Chobot K., 2017, Patoka et al. 2016).

Raci zaujímají v potravním řetězci důležitou roli jako omnivoři, tedy konzumenti širokého spektra potravy napříč různými trofickými úrovněmi (Reynolds, 2011). Svou citlivostí jsou vhodnými bioindikátory znečištění vodního prostředí, především původní druhy raků indikují stabilní ekosystém s neporušeným společenstvem vodních organismů (Kozák a kol, 2013).

Na výskyt raků má vliv kvalita prostředí. Dojde-li k přímé konfrontaci, např. při výstavbě, dochází sekundárně ke změnám daného prostředí a populace, následkem pozměněných podmínek (změna průtoku, absence úkrytů atd.). Takto negativně působily v minulých letech např. rozsáhlé regulace toků, které měly negativní dopad na prostředí. Dalším negativem je odlesňování nebo orba až k břehové linii způsobující eroze a splachy a následné zanášení koryta. Velký vliv má znečištění toku v důsledku přítomnosti např. chovného rybníku či intenzivní zemědělské činnosti nebo nefunkční čistírny odpadních vod. Raci jsou ohrožováni predátory, nekontrolovaným vysazováním nepůvodních druhů raků za účelem introdukce či posílení populace kde hrozí riziko zavlečení různých chorob a parazitů (Marhoul P., Turoňová, D., 2008), nicméně největším nebezpečím pro raky je račí mor, zavlečený s příchodem nepůvodních druhů raků Severní Ameriky (Kozubíková, Petrušek, 2009).

Toto onemocnění je pro původní raky smrtelné. Patogenem je hnileček račí (*Aphanomyces astaci*), patřící do třídy Oomycetes. Napadá krunýř hostitele, prorůstá jej a za vhodných podmínek tvoří spory. Ty se jako zoospory uchycují na novém hostiteli, kde jako cysta znovu prorostou dovnitř kutikuly (Anderson a Ceresius, 2002).

Nedávné zjištění potvrdilo, že onemocnění přenáší i krab říční (*Eriocheir sinensis*), který k nám je zavlečený do Vltavy (Schrimpf et al, 2014). Byly prováděny i pokusy na sladkovodních krevetách, avšak testy prokázaly jejich rezistenci, nicméně některé z výsledků naznačovaly určitý růst patogenu (Svoboda et. al., 2017).

#### **2. 4. 1. Rak kamenáč (*Austropotamobius torrentium*)**

V dnešní době je výskyt tohoto raka znám minimálně z 20 oblastí v Evropě (Kozák a kol. 2013). Rak kamenáč obývá země střední Evropy, vyskytuje se až po jihovýchodní Evropu, hranice tvoří Rumunsko, Řecko, Bulharsko a evropská část Turecka (Harlioğlu a Güner, 2007; Perdikaris a kol., 2007), na severu Německo (Martin a kol., 2008), a na západě Lucembursko (Holdich a kol., 2009) V současné době je v České republice rak kamenáč znám ze 45 lokalit (Štambergová a kol., 2009; Obr. 1).

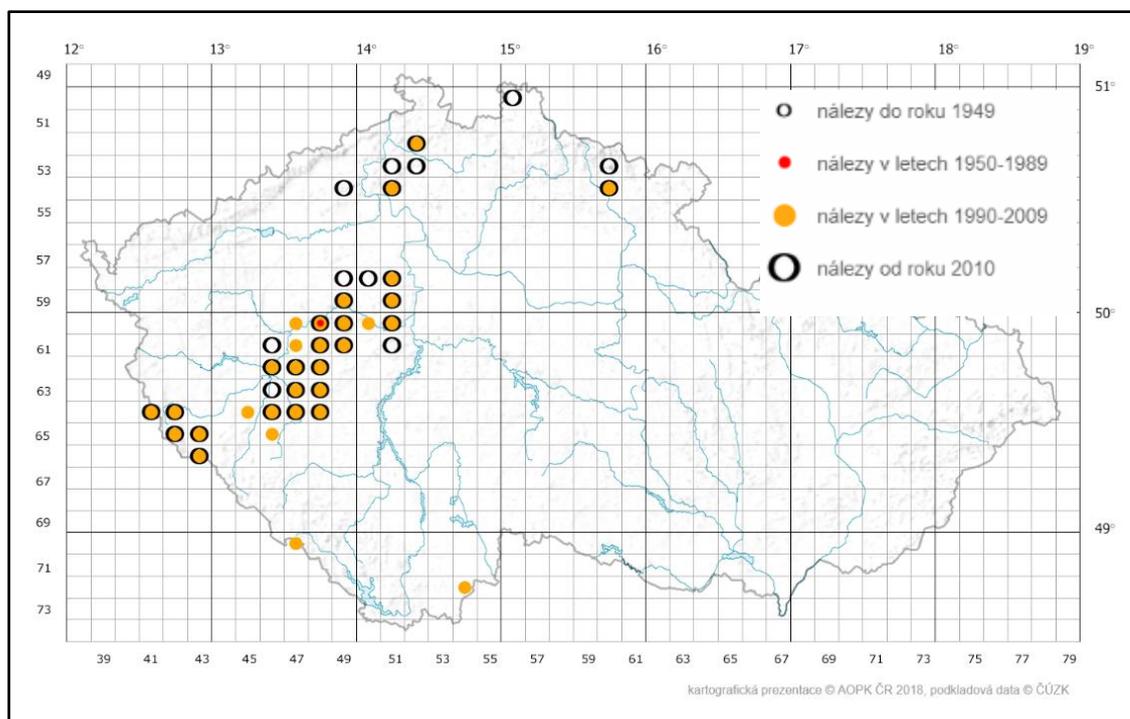
V rámci Natura 2000 bylo vyhlášeno 13 EVL za účelem ochrany kriticky ohroženého raka kamenáče, řadícího se k prioritním druhům podle Směrnice o stanovištích 92/43/1992. Zbýlých cca 30 lokalit s rakem kamenáčem žádnou ochranu nemá. Některé z lokalit jsou obývány i rakem říčním (Svobodová, 2016).

Přestože původní raci jsou v ČR ohrožováni mnoha antropogenními tlaky, jsou v současnosti stanovena jen obecná pravidla pro ochranu a management těchto kriticky ohrožených vodních živočichů. Kromě populačních charakteristik (především populací raka kamenáče), nebylo prozatím zkoumání detailněji zaměřeno na antropogenní vliv ani na ekologické souvislosti v širším pojetí, ačkoli je tato znalost k efektivní ochraně a smysluplnému ochrannářskému managementu nezbytná. Důležitým aspektem je identifikace limitních faktorů ovlivňující populace raků a zkoumáním jejich vztahu s ekosystémem. To může přispívat ke kvalitnímu monitorování lokalit soustavy Natura 2000. Rak kamenáč je podle směrnice o stanovištích 92/43/1992 řazen do přílohy II, mezi druhy živočichů a rostliny v zájmu společnosti, jejichž ochrana vyžaduje vyznačení zvláštních území ochrany, a do přílohy V., která ukládá povinnost sledovat stav a případné využívání vybraných druhů a umožňuje přijmout opatření (Svobodová, 2016). Podle vyhlášky MŽP ČR č.395/1992 Sb., seznamu zvláště chráněných druhů, je uveden jako kriticky ohrožený.

Tento druh preferuje chladnější přirozeně meandrující zastíněné toky s vyšším prouděním vody (Pöckl, 1999), kde si vytváří úkryty, především pod kameny nebo si hrabe nory v klidnějších zónách proudění (Hager, 1996). Preferuje kamenito-štěrkový podklad, naopak místa, která jsou zanesena sedimenty, bahnem a pískem nevyhledává (Vlach a kol., 2010).

Spolu s rakem říčním je považován za bioindikátor kvality vod; nicméně je možné je najít i v relativně znečištěných vodách, kde jsou schopni přežít (Fischer a kol., 2015). I na takových lokalitách vytváří úspěšné populace, ale minimálně v případě raka

kamenáče tato souvislost mezi kvalitou vody a populačními charakteristikami nebyla potvrzena (Vlach et al. 2013).



Obr. č. 1: Výskyt raka *Austropotamobius torrentium* (dle záznamů v ND OP, AOPK ČR, 2018).

## 2. 5. Evropsky významná lokalita (EVL)

Každý členský stát Evropské unie má na svém území povinnost vytvořit soustavu Natura 2000 a to prostřednictvím směrnic 2009/147/ES, o ochraně volně žijících ptáků, na jejímž základě jsou vyhlášovány tzv. ptačí oblasti a 92/43/EHS o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin, tzv. směrnice o stanovištích. Směrnice obsahují přílohy uvádějící, pro které druhy živočichů a rostlin, typy přírodních stanovišť mají být lokality soustavy Natura 2000 vymezeny. Druhy či stanoviště mohou mít tzv. prioritu, jsou označeny hvězdičkou, a pro tyto platí přísnější kritéria než pro neprioritní. Požadavky těchto směrnic jsou zavedeny do národní legislativy zejména prostřednictvím zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, ve znění pozdějších předpisů (Natura 2000, 2006a).

Cílem směrnice č. 92/43/EHS, o stanovištích, je především podporovat biodiverzitu, a to chráněním přírodních stanovišť, rostlin a živočichů na území členských států EU (AOPK, 2018a).

V rámci soustavy Natura 2000 jsou zahrnuty i takové předměty ochrany, které jsou zde jen díky činnosti člověka, tudíž nelze vliv člověka vyloučit, a proto se navrhuje vhodný management v těchto lokalitách, za účelem udržení žádoucího stavu, eliminují se nevhodné činnosti, a to se může znatelně dotýkat uživatelů pozemků a dalších zájmových skupin či organizací. Za celkové utváření soustavy Natura 2000 zodpovídá Ministerstvo životního prostředí, odborné podklady připravuje Agentura ochrany přírody a krajiny (Natura 2000, 2006a).

Součástí Natury 2000 jsou evropsky významné lokality (EVL) (Natura 2000, 2006b), které jsou vyhlášeny podle směrnice o stanovištích, pro typy přírodních stanovišť v příloze I a druhy v příloze II (MŽP, 2018).

Směrnice 92/43/EHS rozlišuje lokality významné pro Společenství (SCI) a zvláštní oblast ochrany (SAC). Česko používá pro toto rozlišení obou typů území jednotný název, a to právě Evropsky významné lokality (EVL, 2016).

## **2. 6. Zákolanský potok**

Zákolanský potok je z pohledu raků velmi zajímavou a v rámci ČR v mnoha ohledech výjimečnou lokalitou, vymykající se doposud zažitým představám o ideálním biotopu pro raky (Fischer a kol., 2015).

Potok se nachází ve středních Čechách na rozhraní okresů Praha-západ a Kladno, pramení u Pleteného Újezdu a je jedním z větších posledních přítoků řeky Vltavy před ústím do Labe, do které se vlévá zleva v Kralupech nad Vltavou. V Dolanech se Zákolanský potok nazývá Dolanský (Kubínyiová, 2010; www.mapy.cz).

V minulosti byl tok silně poškozen melioracemi a různými technickými úpravami, mající za následek zrychlení odtoku z povodí a podpoření povodňové aktivity, kde jsou ohroženy hlavně Kralupy nad Vltavou (AOPK, 2018b).

Dalším negativním faktorem je znečištění vody. Zákolanský potok se nachází v blízkosti Prahy, a tak významný vliv na kvalitu vody má vypouštění odpadních vod z lidských sídel a látky používané v zemědělství. Špatný vliv má též existence průmyslových zón u obce Dobrovíz, kvůli kterým docházelo k havarijním stavům na ČOV Dobrovíz (ANZDOC, 2018).

Do potoka přichází také odvodnění rychlostní komunikace R6 na Karlovy Vary, což přispívá ke kolísání hladiny a zanášení toku. Při poruchách ČOV, k nimž ojediněle dochází, se stav toku silně zhoršuje a ohrožuje živočichy v toku včetně raků. Takové organické znečištění převyšuje limitní hodnoty (NV č. 71/2003 Sb. a 61/2003

Sb.). Některé vesnice ani ČOV nemají a odpadní vody jsou vypouštěny přes septiky do dešťové kanalizace (Redakce W4T, 2017). Jen v horní části jsou do povodí zaústěny předčištěné odpadní vody z Hostouně, Dobrovíže a Dolan (Fischer a kol, 2015). Co se týče jakosti vody a ukazatelů kvality vody, je patrné vysoké organické znečištění, např. hodnoty BSK<sub>5</sub> okolo 9 mg.l<sup>-1</sup> (limit je 2 mg.l<sup>-1</sup>). Z důvodu splachů se do vody dostávají i toxické látky, v roce 2015 z jarních odběrů, byly zaznamenány překročené limity pro uhlovodíky C<sub>10</sub>-C<sub>40</sub> až 4,17 mg.l<sup>-1</sup> (limit je 0,1 mg.l<sup>-1</sup>), a pro halogenové organické sloučeniny AOX 39 mg.l<sup>-1</sup> (limit 25 mg.l<sup>-1</sup>). Velkým nebezpečím jsou i koncentrace benzo(a)pyrenu, který je karcinogenní a mutagenní (Fischer a kol, 2015).

Přes všechno je Zákolanský potok významnou lokalitou, kde se rakům daří. Populace raka kamenáče je natolik úspěšná, že potok je uveden na seznam evropsky významných lokalit (nařízení vlády č. 371/2009 Sb.). Zajímavé je, že je to jedna z nejnižše položených lokalit s výskytem tohoto druhu v ČR (cca 235–350 m. n. m.). Tok v této lokalitě se jako jediný vlévá do Vltavy a také odtud pocházejí doklady o stabilním výskytu raka kamenáče ve vodních nádržích (Štambergová et al. 2009, Fischer 2015).

### **2. 6. 1. Zákolanský potok jako EVL**

Zákolanský potok byl zařazen na seznam Evropsky významných lokalit v roce 2011/64/EU nařízením vlády č. 318/2013 Sb., příloha 172, s celkovou rozlohou chráněného území dle režimu základní ochrany (dle § 45c, odst. 2 ZOPK) 10,1023 hektaru. Předmětem ochrany je rak kamenáč.

Vymezená lokalita Kladenské tabule se nachází v ploché krajině, velká část toku byla v minulosti regulovaná, dnes se již renaturalizuje. Potok protéká zemědělsky obhospodařovanou volnou krajinou a intravilánem, místy se stromovým doprovodem. Přírodní úsek najdeme na střední části toku v okolí Okoře. Navzdory velkému znečištění toku zde žijí populace chráněných raků. Na toku se nachází několik rybníků (průtočná nádrž nad Hostouní a rybník u Okoře). Živočichové zde žijící jsou typičtí spíše pro nížinné toky, jsou zde zastoupené kaprovité druhy ryb, jako jsou plotice (*Rutilus rutilus*), hrouzek (*Gobio gobio*), lín (*Tinca tinca*), jelec tloušť (*Leuciscus cephalus*), hořavka (*Rhodeus sericeus*). Z lososovitých ryb můžeme jmenovat pstruha obecného (*Salmo trutta m. fario*). V potoce žijí škeble říční (*Anodonta anatina*) a hrachovky *Pisidium*. Prioritním druhem je rak kamenáč, který se zde vyskytuje společně s rakem říčním. Raci zde byli nalezeni i mimo EVL a v přilehlých potocích, ale početnější výskyt je hlavně v horní části

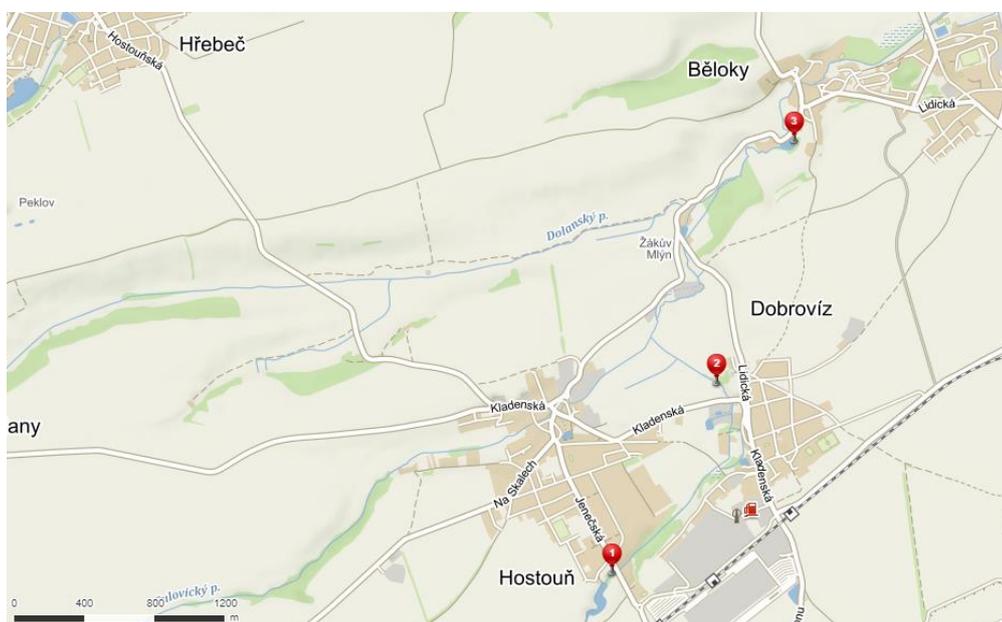
toku. Vodní tok je lemován hlavně agrocenózami, střídavě vlhkými bezkolencovými loukami, v lesních částech údolními jasanovo-olšovými luhy a dubohabřinami (ANZDOC, 2018).

Dle souhrnných doporučených opatření pro EVL Zákolanský potok (ANZDOC, 2018), je cílem péče – s ohledem na předmět ochrany, především morfologicky členité stabilní koryto, a revitalizace toku. V rámci možností je možné provádět korektní rekonstrukce rybníka, s extenzivním obhospodařováním, vhodnou obsádkou, přičemž nepovede ke snížení průhlednosti vody pod 50 cm nebo likvidaci či poklesu žádoucích volně žijících organismů. Nemělo by také docházet k činnosti vedoucí k eutrofizaci jako například aplikace hnojiv a chemických přípravků, či nadměrnému krmení. V rámci obdělávání zemědělské půdy je nutné zamezit erozivnímu stavu a splachům vytvořením ochranného travnatého pásu mezi tokem a polem, což se bude dotýkat vlastníků pozemků. Břehové porosty by měly zajišťovat ekologickou stabilitu toku a úkryty a péče o ně by měla být opět v souladu s předmětem ochrany. V případě odpadních vod se stanoví imisní limity pro již existující ČOV se zohledněním do budoucna vůči nárokům předmětu ochrany. Z hlediska ochrany raků je důležité snížit rizika spojená s šířením račího moru.

### 3. MATERIÁL A METODIKA

#### 3. 1. Oblast vzorkování

Vzorky byly odebírány na 3 profilech a na každém profilu bylo provedeno celkem 5 odběrů (v měsíci VI, X, 2016 a V, VII, X 2017). Profily č. 1 a 2 byly na přítoku Zákolanského potoka, 3. profil byl na Zákolanském potoce. Profil č. 1 ležel na potoce přitékajícího do vesnice Hostouň, zde byly vzorky odebírány v místech pod nádrží Přehrada. Tento profil sloužil jako kontrolní pro následující dva. Na profilu č. 2 se vzorky odebíraly pod zaústěním výtoku z ČOV níže položené vesnice Dobrovíz, a poslední profil byl u rybníka ve vesnici Běloky, na obtoku bezejmenného rybníka, viz obr. č. 2.



Obr. č. 2.: Mapa odběrových míst (zdroj mapy: <https://mapy.cz/>).

Na Zákolanské potoce byly také odebírány vzorky vody pro analýzy fyzikálně chemických parametrů. Tyto parametry byly porovnávány vůči vybraným parametrům kvality vody v souvislosti s vydáním povolení k nakládání s vodami pro ČOV pro komerční zónu Dobrovíz, cílem bylo porovnat reálné hodnoty s hodnotami, které byly vyžadovány příslušným rozhodnutím Odboru životního prostředí Městského úřadu Černošice pro danou ČOV, zhodnotit stav populace a celkově situaci na toku. Odebrané vzorky vody byly stanoveny v akreditované laboratoři v Českém Budějovicích (ALS Czech Republic, s.r.o., Zkušební laboratoř č. 1163 akreditovaná ČIA dle ČSN EN ISO/IEC 17025: 2005).

### **3. 2. Odběr vzorků makrozoobentosu**

K odběru společenstva makrozoobentosu byl použit Surberův odběrák (velikost odběrové plochy 30 × 30 cm). Na každém profilu bylo odebráno 4–6 vzorků, odběr probíhal napříč profilem proti proudu s výběrem typických mikrohabitátů. Každý vzorek se následně promyl přes kovová síta s 1 mm a 0,5 mm oky, byly odstraněny nejhrubší organické a anorganické nečistoty (listy, větve, větší kamínky), z nichž byly individuálně vybrány větší organismy. Vzorky byly převedeny do vzorkovacích lahví (objem 250 ml), zafixovány 70% technickým lihem, popsány a k připraveny k dalšímu zpracování, které probíhalo v laboratoři Fakulty rybářství a ochrany vod (FROV) v Českých Budějovicích.

### **3. 3. Zpracování vzorků**

Obsah vzorkovnice se nejprve propláchl vodou na jemném síti (500 µm), abychom se zbavili lihu, a pak byl převeden na bílou vaničku s malou vrstvou vody. Následně se od detritu a anorganického materiálu vybírali jednotlivé organismy. Determinace probíhala pod binokulární lupou anebo pod stereomikroskopem, protože zvláště u velmi drobných jedinců (především pakomárů) bylo zapotřebí většího zvětšení, jedinci byli zároveň determinováni do příslušných taxonomických kategorií se snahou o tu nejnižší. K determinaci byly použity determinační klíče a souhrnné klíče k určování vodních bezobratlých (Rozkošný a kol., 1980; jepice: Elliott, 2010, Soldán, 1998; chrostíci: Wallace a kol., 1990, Waringer a Graf, 2011; pakomáři: Andersen a kol. 2013, Orendt a Spies, 2012, brouci: Straka a Sychra, 2007; Buchar a kol., 1995; Hanel, 2003).

Jedinci byli spočítáni a zváženi na analytických vahách (KERN ABT 220-4M) pro výpočet mokré biomasy. Přebytečná tekutina se v krátkosti odsála do ubrousku a vlhké vzorky se zvážily. Vzorky se poté vložily zpět do lahvíček s etanolem k archivaci.

### **3. 4. Hodnocení společenstva makrozoobentosu**

Pro hodnocení kvality prostředí a porovnání mezi jednotlivými hodnocenými úseky byly následně pomocí programu Microsoft Office Excel spočteny saprobní indexy společenstva, BMWP skóre (Biological Monitoring Working Party score), ASPT index (Average Score Per Taxon), Shannon-Weanerův index, které byly převedeny na grafické znázornění.

Saprobní index společenstva se vypočetl dle vzorce (viz výše) vydělením celkové sumy hodnot, které byly získané vynásobením hodnoty saprobního indexu každého druhu

( $S_i$ ) s početností toho druhu ( $h_i$ ) a pořadovým číslem druhu ve vzorku ( $I_i$ ), s celkovou sumou hodnot získaných násobením početnosti druhu ( $h_i$ ) a pořadovým číslem druhu ( $I_i$ ).

Následně byly sestaveny taxonomické skupiny – čeledi, kterým se přiřadilo příslušná skóre (0-10), která se pak sečetla a získalo se tak BMWP skóre. Toto skóre nemá horní limit, proto bylo zjištěno ASPT skóre vydělením BMWP skóre počtem čeledí.

Shannon-Weanerův index vyjadřuje index diverzity. Vypočetl se ze vztahu

$$H = - \sum_{i=1} p_i \cdot \ln p_i,$$

kde  $p_i$  je početnost druhu, kterou lze spočítat jako podíl  $p_i = \frac{n_i}{N}$ , kde  $n_i$  je počet jedinců jednotlivého taxonu a  $N$  je celkový počet všech jedinců ve vzorku. Tím bylo pro každé odběrové období na konkrétním profilu získáno 5 hodnot indexů diverzity, které byly poté vyneseny do grafu. Tím můžeme sledovat zastoupení diverzity jednotlivých druhů v různých dobách odběru.

### 3. 5. Statistická analýza

Zkoumané indexy (Shannon-Wienerův index a saprobní index), početnost a biomasa byly porovnány v programu Statistica 12 (StatSoft). Nejprve byla testována normalita dat pomocí Kolmogoro-Smirnov testem. Pokud by data nevykazovala normální rozdělení, bylo by zapotřebí provést normalizující Box-Cox transformace. Protože data vykazovala normální rozdělení s tímž rozptylem, byla testována homogenita rozptylů prostřednictvím Levenova testu. Poté byla k porovnání použita ANCOVA (analýza kovariance), data zde u 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).

## 4. VÝSLEDKY

### 4. 1. Výsledky rozboru makrozoobentosu

#### 4. 1. 1. Profil č. 1 – Hostouň

Na prvním profilu v Hostouni bylo během všech odběrů nalezeno celkem 41 taxonů, z nichž bylo nejvíce determinovaných z řádu dvoukřídlých (Diptera) s nalezenými čeleděmi Ceratopogoninae, Limonidae, Empididae, Tipulidae, Stratiomyidae, Simuliidae, Chironomidae – Orthocladinae, Tanytarsini (viz Příloha 1).

Z jepic zde byly nalezeny rody *Caenis*, *Baetis*, *Ephemera*. Chrostíky zastupovaly čeledi Hydropsychidae, Polycentropodidae, Sericostomatidae, Leptoceridae, Limnephilidae. Brouci r. *Riolus*, *Elmis*, *Elodes*, *Lacophylus*. Z korýšů blešivec (*Gammarus fossarum*), beruška vodní (*Asellus aquaticus*), z měkkyšů hrachovka (*Pisidium*) a písečník (*Potamopyrgus*), a pijavice (*Hirudinea*).

Diverzita makrozoobentosu se na profilu v průběhu vzorkování držela podobných hodnot, pouze při jednom odběru byla výrazně vyšší (Graf č. 3, Tab. č. 2).

Největší biomasu na tomto profilu představovali během všech odběrů (kromě květnového) zástupci mlžů (hrachovky, 37-52 %) a plžů (zavlečený druh písečník novozélandský, *Potamopyrgus antipodarum* 5-45 %; Graf č. 2). Ve zmiňovaném květnovém odběru dominovali blešivci (65 %). Typické taxony pro tento typ toků, jepice či chrostíci, byly zastoupeny několika málo druhy, kdy pouze chrostíci dosahovali významnější biomasy (2-26 %) s dominantním rodem *Hydropsyche*.

Saprobní index společenstva se v jednotlivých odběrech pohyboval mezi hodnotami 2,0 – 2,4, což vykazuje střední až horší beta-mezosaprobitu. Tento stupeň představuje vodu mírně znečištěnou, považuje se za nejlepší stupeň, kterého voda může dosáhnout při biologickém čištění odpadních vod. BMWP skóre a ASPT index odkazovali na střední kvalitu vodního prostředí (Tab. 3).

Tento profil byl brán jako kontrolní pro další dva v pořadí, u kterých se předpokládá ovlivnění výtokem z ČOV. Tento profil je do značné míry ovlivněn rybníkem Přehrada u Hostouně, jednak pro to, že dno potoka bylo zaneseno jemným bahnitým sedimentem, a to z důvodu podzimního lovení či spouštění rybníka, také proto, že se zde nacházely taxony makrozoobentosu, které patřily do potravně funkční skupiny sběračů, orientující se na částice biosestonu přinášené sem tokem z přepadu rybníka.

#### 4. 1. 2. Profil č. 2 – Dobrovíz

Na tomto profilu bylo během všech odběrů nalezeno celkem 39 taxonů, z nichž nejvíce bylo determinovaných opět z řádu dvoukřídlých (Diptera) s čeleděmi Limoniidae, Empididae, Simuliidae, Ptychopteridae, Psychodidae, Muscidae, Pedicidae, Chironomidae.

Dalšími nalezenými jedinci byly jepice rodů *Caenis*, *Baetis*, *Electrogena*, chrostíci čeledi Hydropsychidae, Polycentropodidae, Sericostomatidae, Limnephilidae, Rhyacophilidae. Brouci rodu *Riolus*, *Elmis*, *Elodes*. Rovněž blešivci i beruška, některé pijavice, hrachovka a písečník (viz Příloha 1).

Jako v profilu Hostouň, nejvyšší biomasu zde dosahovala jiná skupina, po celé vzorkovací období dominoval makrozoobentosu blešivec potoční (47-90 %; Graf č. 2). Chrostíci byli zastoupeni několika málo druhy s biomasou nepřesahující po většinu sezóny 15 % opět s dominantním rodem *Hydropsyche*. Mezi jepicemi byl přítomen i rod *Electrogena* citlivější k organickému znečištění, avšak čteněji byl zastoupen tolerantnější druh *Baetis rhodani*. Diverzita v průběhu vzorkování byla mírně proměnlivá, celkově nižší než na zbylých dvou profilech (Graf. č. 3, Tab. 2).

Saprobni index společenstva se v jednotlivých odběrech pohyboval mezi hodnotami 1,2 – 2,4, což znamená poměrně široké rozmezí od horší oligosaprobity až k horší beta-mezosaprobite. BMWP skóre a ASPT index odkazovaly na střední až nízkou kvalitu vodního prostředí (Tab. 3).

Tento profil vykazoval podle saprobního indexu, který bere v úvahu toleranci jednotlivých organismů (saprobiontů) k míře organického znečištění, dobrou kvalitu vody. Především přítomnost jepic rodu *Electrogena* naznačovala lepší kvalitu vody. Podle dominance blešivce potočního je zřejmé, že hlavním vstupem živin do tohoto ekosystému je listový opad, který je hlavní potravní složkou právě blešivce.

#### 4. 1. 3. Profil č. 3 – Běloky

Na tomto profilu bylo v průběhu pěti odběrových kampaní nalezeno celkem 42 taxonů. Opět bylo nejvíce druhů determinováno z čeledi dvoukřídlých s čeleděmi Ceratopogoninae, Limoniidae, Simuliidae, Ptychopteridae, Psychodidae, Muscidae, Pedicidae, Tipulidae, Chironomidae. Z jepic to tentokrát byly rody *Baetis*, *Electrogena* a *Ecdyonurus*. Chrostíky prezentovaly čeledě Hydropsychidae, Polycentropodidae, Sericostomatidae, Goeridae, Leptoceridae, Limnephilidae. Brouci rodu *Limnius*, *Riolus*,

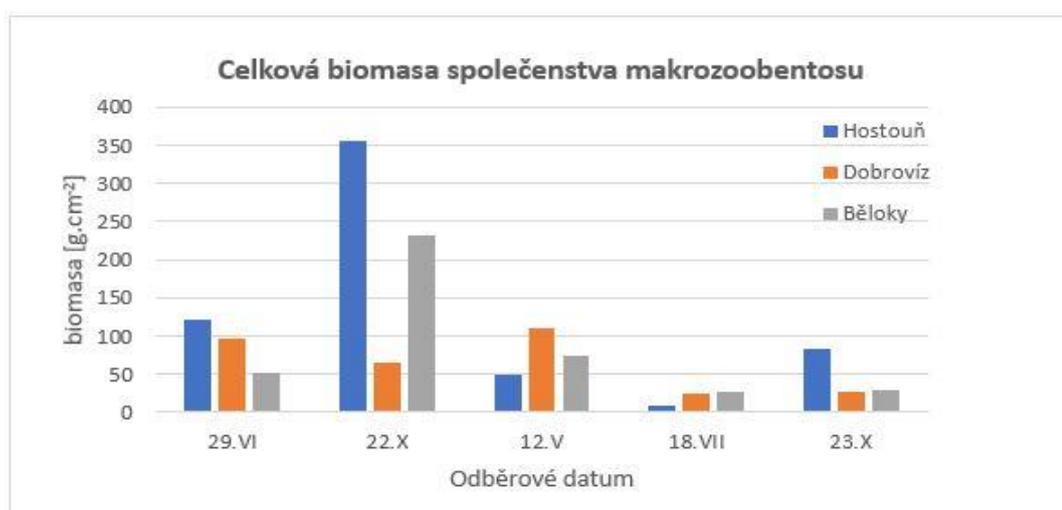
*Elmis*, *Elodes*, *Lacophylus*. Samozřejmě nechyběli blešivci, berušky, některé pijavice, hrachovka a písečník (viz Příloha 1).

Jako v předchozím profilu dosahoval nejvyšší biomasy blešivec potoční (54–88 %). Chrostíkům dominoval rod *Hydropsyche* s vyšší biomasou 22 % pouze v posledním odběrovém termínu. Mezi jepicemi byl rovněž přítomen i rod *Electrogena* citlivější k organickému znečištění, avšak čteněji byl opět zastoupen tolerantnější druh *Baetis rhodani*. Byl zde nalezen také rod *Ecdyonurus*.

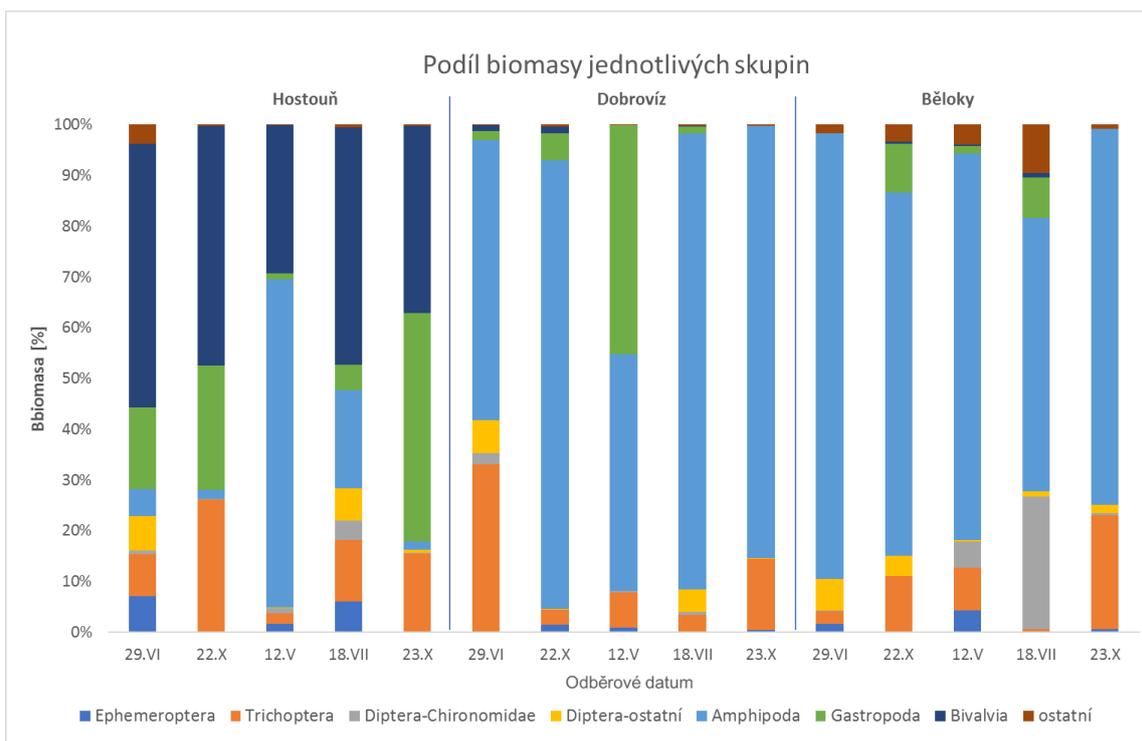
V odběru z 18. července 2017 představovali vyšší biomasu zástupci dvoukřídlých – pakomárovitých (Chironomidae), kterým dominovala skupina Tanytarsini. Zjištěnými hodnotami vykazoval tento profil podobnou diverzitu jako profil v Hostouni.

Saprobni index společenstva se v jednotlivých odběrech pohyboval mezi hodnotami 1,6 – 2,6, což znamená rozmezí od lepší beta-mezosaprobity k lepší alfa-mezosaprobítě. BMWP skóre a ASPT index odkazovaly na střední až nízkou kvalitu vodního prostředí (Tab. 3).

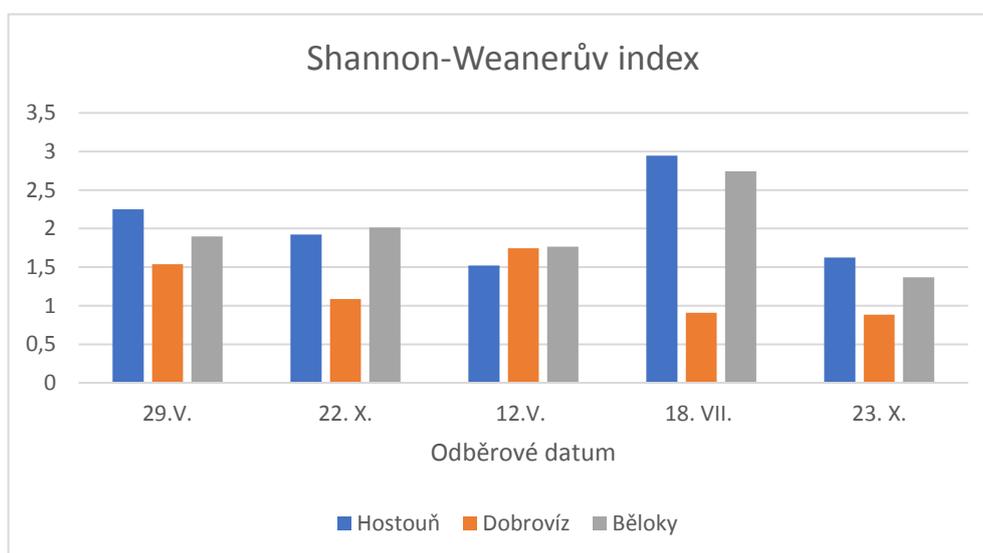
Tento profil vykazoval podle saprobního indexu, BMWP skóre i ASPT indexu velké rozmezí ve zjištěných údajích. Rovněž makroskopicky bylo možno sledovat velmi rozdílnou kvalitu vodního prostředí napříč vzorkováními, na kterou mohla mít rovněž vliv výpusť z rybníka výše proti proudu. V tomto profilu se střídala proudná místa s minimem organických usazenin s úseky, kde bylo velké množství jemných sedimentů. Na druhou stranu přítomnost jepic rodu *Electrogena* naznačovala lepší kvalitu vody.



Graf č. 1: Celková biomasa [g.cm<sup>-2</sup>] v průběhu vzorkovací kampaně na jednotlivých profilech.



Graf č. 2: Biomasa [%] jednotlivých skupin makrozoobentosu v průběhu vzorkovací kampaně na jednotlivých odběrových profilech.



Graf č. 3: Shannon-Weanerův index diverzity v průběhu vzorkovací kampaně na jednotlivých profilech.

Tab. 2. Hodnoty Shannon-Weanerova indexu na jednotlivých odběrových profilech.

	29.VI.	22. X.	12.V.	18. VII	23. X.
<b>Hostouň</b>	2,3	1,9	1,5	2,9	1,6
<b>Dobrovíz</b>	1,5	1,1	1,7	0,9	0,9
<b>Běloky</b>	1,9	2,0	1,8	2,7	1,4

Tab. 3. Hodnoty saprobního indexu, BMWP skóre a ASPT indexu v průběhu vzorkovací kampaně na jednotlivých odběrových profilech.

<b>Hostouň</b>	29.VI	22.X	12.V	18.VII	23.X
Saprobní index	2,1	2,2	2,0	2,0	2,4
BMWP skóre	91	90	77	55	91
ASPT index	4,8	4,7	5,1	4,6	5,1
<b>Dobrovíz</b>					
Saprobní index	1,7	1,7	2,4	1,7	1,2
BMWP skóre	68	37	50	59	50
ASPT index	4,5	3,7	4,5	4,5	5,0
<b>Běloky</b>					
Saprobní index	1,6	1,9	1,9	2,6	1,7
BMWP skóre	41	86	82	30	64
ASPT index	3,7	4,3	4,8	4,3	4,6

Saprobní index: 0,5-1,5 - oligosaprobity, 1,5-2,5 - beta-mezosaprobity, 2,5-3,5 - alfa-mezosaprobity. BMWP skóre/ASPT index: 25-50/2,5-4 - nízká kvalita vody, 50-100/4,5-5,5 - střední kvalita vody, 101-150/5,5-7 - dobrá kvalita vody, nad 150/nad 7 - výborná kvalita vody.

#### 4. 2. Statistické porovnání

Mezi zkoumanými lokalitami nebyl nalezen statisticky významný rozdíl ve zjištěných indexech (saprobní a ASPT index), ani v hodnotách početnosti, biomasy či BMWP skóre ( $p > 0,05$ ). Pouze u Shannon-Weanerova indexu bylo dosaženo hladiny významnosti  $p = 0,05$  ( $F(2, 11) = 3,9653$ ), kde se signifikantně lišila lokalita Dobrovíz od lokality Hostouň a Běloky zároveň.

#### 4. 3. Fyzikálně – chemické parametry vody

Vzhledem k přítomnosti negativních faktorů (zemědělská činnost, nádrže, ČOV komerční areál Amazon, ČOV okolních vesnic) ovlivňujících jakost vody v potoce, je v této lokalitě snaha o snížení znečišťování toku stanovením limitů pro čistírny odpadních vod pro komerční areál Amazon a ČOV Dobrovíže rozhodnutím Odboru

životního prostředí Městského úřadu Černošice. Podle výsledků analýz lze říci, že čistírný odpadních vod své limity plní, neboť nedošlo k překročení stanovených limitů, lokalita je pro výskyt raka kamenáče vyhovující a ČOV areálu Amazon a Dobrovíz nejsou z hlediska organického znečištění závažným problémem pro kvalitu vodního prostředí. Změny na toku způsobuje hospodaření na zemědělské půdě a nádržích v této oblasti, což má vliv na společenstva makrozoobentosu a na zanášení toku.

Tab. 4. Průměrné hodnoty vybraných fyzikálně-chemických parametrů vody zjištěné ze vzorků vody z jednotlivých profilů Zákolanského potoka v průběhu vzorkování v roce 2017.

Parametr/Místo odběru	Pod rybníkem u obce Hostouň	15 m nad odtokem ČOV Amazon	Odtok z ČOV Amazon	15 m pod odtokem ČOV Amazon	Pod ČOV Dobrovíz	U rybníka u obce Bělky
Nerozpuštěné látky (mg.l <sup>-1</sup> )	51,4 ± 43,7	33,9 ± 27,2	3,1 ± 1,5	36,5 ± 29,0	43,2 ± 25,8	15,5 ± 12,2
CHSK <sub>Cr</sub> (mg.l <sup>-1</sup> )	14,5 ± 6,1	11,3 ± 5,9	23,7 ± 7,8	12,3 ± 3,5	14,5 ± 7,5	11,8 ± 4,9
BSK <sub>5</sub> (mg.l <sup>-1</sup> )	2,3 ± 1,4	1,9 ± 0,9	1,7 ± 0,9	1,9 ± 0,9	2,0 ± 0,7	1,6 ± 0,8
N-NH <sub>4</sub> (mg.l <sup>-1</sup> )	0,09 ± 0,05	0,06 ± 0,02	0,12 ± 0,11	0,06 ± 0,02	0,11 ± 0,04	0,16 ± 0,03
N-NO <sub>2</sub> (mg.l <sup>-1</sup> )	0,03 ± 0,02	0,02 ± 0,01	0,01 ± 0,0	0,02 ± 0,01	0,02 ± 0,01	0,12 ± 0,04
N-NO <sub>3</sub> (mg.l <sup>-1</sup> )	10,0 ± 5,6	12,3 ± 0,7	3,8 ± 3,2	11,6 ± 0,6	10,0 ± 1,6	7,6 ± 0,6
Fosfor celkový (mg.l <sup>-1</sup> )	0,07 ± 0,02	0,06 ± 0,02	0,70 ± 0,5	0,09 ± 0,03	0,12 ± 0,05	0,27 ± 0,02

## 5. DISKUSE

Cílem této práce bylo popsat druhovou diverzitu makrozoobentosu na Zákolanském potoce a vyhodnotit ekologický stav toku pomocí biotických indexů.

Největší hodnoty celkové biomasy byly zaznamenána na profilu č. 1 – Hostouň, v listopadu 2016 (Graf č. 1). V té době na profilu 1 biomasu tvořili hlavně zástupci měkkýšů (hrachovky r. *Pisidium* a zavlečený druh písečník novozélandský), v menší míře chrostíci.

Výrazně vyšší množství hrachovek, nalezené v prvním kontrolním úseku v Hostouni bylo pravděpodobně způsobeno přítomností rybníka Přehrada, který mohl sloužit jako zdroj hrachovek, neboť kontrolní úsek se nacházel jen cca 50 m pod výtokem z rybníka. V dalších úsecích totiž hrachovky v tak masivním množství nalezeny nebyly. Rovněž charakter kontrolního úseku, který byl silně ovlivněn právě výtokem z rybníku, svým dnem s jemným sedimentem a jen mírným prouděním vyhovoval hrachovkám zjevně díky podobnosti s rybničním habitatem. Druhová determinace podle morfologie hrachovek je komplikovaná, a tak potvrzení, že se jedná o druh, který je typický spíše pro rybniční habitat nemám. Hrachovky se obecně vyskytují v široké škále vodních biotopů, většina z nich preferuje bahnitý substrát, jejich nároky na kvalitu vody a kyslíkové poměry jsou individuální, vzhledem k tomu jsou dobře využitelné v bioindikaci (Horsák, 2001). Z toho, že se hrachovka nevyskytovala hojně ve zbylých profilech, ale pouze v horní části sledovaného úseku s typickým charakterem habitatu je možné, že se jedná o druh hrachovky malé (*Pisidium personatum*, Malm, 1855), jejíž ekologické nároky nejlépe odpovídají podmínkám v kontrolním úseku.

Další hojně se vyskytující druh měkkýše, tedy plž písečník novozélandský, je na našem území nepůvodní, zavlečený do ČR lodní dopravou. Je hojný v Polabí, vyhledává toky se štěrkopísčitémi sedimenty, prameny, ale v případě stojatých vod mu nevyhovuje přílišná eutrofizace (Beran, 2002; 2009). Nenacházel se v tak hojně míře na spodních profilech, přestože profil 2 vykazoval lepší výsledky, což se saprobity týče. Ve vhodných podmínkách jeho hustota výskytu může přesahovat i 100 000 jedinců/m<sup>2</sup> (Levri, 2007), a může se šířit dál (Lorencová et al., 2015).

Potrava raků je velmi variabilní a jsou označováni za generalisty, omnivory (Creed 1994, Momot 1995, Dorn a Wojdak 2004). Měkkýši, pokud se na lokalitě vyskytují, představují oblíbenou potravní složku už od juvenilních stádií raků (Hofkin et al. 1991, 1992), avšak obecně všichni bentičtí bezobratlí s omezenou možností úniku jsou

preferovanou potravní složkou (Rickett 1974, Matthews et al. 1993). Na první pohled by se tak mohlo zdát, že míra predace raků na dalších dvou úsecích byla tak vysoká, že redukovala počty měkkýšů. Ovšem početnosti raků byly ve všech úsecích podobné, naopak v kontrolním úseku jich bylo naloveno nejvíce. Nejpravděpodobnějším vysvětlením zůstává to, že vysoký výskyt zástupců měkkýšů v kontrolním úseku je spojen s přítomností rybníka Přehrada a charakterem dna v kontrolním úseku.

Další podstatně významnou biomasu tvořili blešivci. Blešivci tvořili na 2. a 3. profilu největší biomasu během celého období vzorkování, což si vysvětlují tak, že ČOV, která plní limity, významněji neovlivňuje dominantní populaci blešivců. Okolí potoka také doprovází stromy, a proto je zde ve vodě po podzimním opadu tolik žádané organické hmoty vyhledávané blešivci. Vzorky byly odebírány i v místech s blízkým stromovým doprovodem, tudíž by se dalo předpokládat vyšší hustotu těchto živočichů, kteří zde nacházejí dostatek potravy a množství úkrytů.

Přítomnost vysoké biomasy blešivce by mohli částečně přiblížit Dangles a Malmqvist (2004), kteří se zabírali rozkladem v souvislosti s druhu se specializací na rozkládání organické hmoty a podmínkami vnějšího prostředí. Přítomnost dominantního drtiče může pokrývat 50 % celkového rozkladu, nicméně charakteristika druhu ovlivňuje jeho role v ekosystému a může mít vliv na společenstvo a procesy v ekosystému. Na profilu v Hostouni ale představovali téměř po celou dobu největší biomasu měkkýši. Z jakého důvodu byli blešivci ve větší míře přítomni na profilu v Hostouni pouze v květnovém období, není úplně zřejmé. Jednou z možností je důvod, že je lokalita zemědělsky obhospodařovaná a dochází k ovlivnění společenstev pesticidy. K zamyšlení by třeba bylo, kdy a jakým způsobem se ošetřují hospodářské plochy a jakým způsobem to má vliv na život v toku. Rasmussen (2011) uvádí vliv pesticidů na rozklad listové hmoty v tocích v zemědělské lokalitě. Koncentrace pesticidů může mít vliv na kyslíkový režim vod, což zas vede k ovlivnění života v toku (Pitter, 1999). Další mnohem reálnější možností by bylo vysvětlení, že blešivci byli ovlivněni rybníkem nacházejícím se nad odběrovým místem. Z důvodu podzimního spouštění rybníka je možné, že došlo k jemnému zanášení a zároveň k odplavení listové hmoty do koryta potoka, na které se blešivci živí. Také zde významnou biomasu tvořili chrostíci, orientující se na částice biosestonu přinášené sem tokem z přepadu rybníka, Převážně to byly chrostíci rodu *Hydropsyche*, kteří tvořili významnou část biomasy téměř na všech profilech. Filtrující chrostíci rodu *Hydropsyche* (Williams, 1992) pravděpodobně těžili také z činnosti blešivců živících se vychytáváním jemných částic uvolněných jejich činnostmi. Na profilu 3

v Bělokách v červenci dominovali svou biomasou Chironomidae – Tanytarsini (Graf č. 2). V tomto profilu se střídala proudná místa s minimem organických usazenin s úseky, kde bylo velké množství jemných sedimentů, typickým substrátem vyhovujícím pakomárům Tanytarsini (Brooks et al., 2007).

Ačkoli se předpokládalo, že druhý profil (popřípadě i třetí) bude vykazovat mnohem horší kvalitu vody z důvodu přítomného vyústění ČOV, bylo tomu právě naopak. Sice zde bylo nalezeno méně druhů, ale byly tu i druhy s vyšší citlivostí na kvalitu vody (*Electrogena*). Jepice rodu *Electrogena* byla nalezena i na posledním profilu v Bělokách, přestože saprobní index vycházel v rozmezí 1,6–2,6, což vykazuje kvalitu vody od lepší beta-mezosaprobity k lepší alfa-mezosaprobite. BMWP pak ukazovala na střední až nízkou kvalitu vody. Tento profil byl nicméně čteněji zastoupen druhem *Baetis rhodani*.

Porovná-li lokalitu Tetřívčího potoka, který je přírodě blízkým vodním tokem obklopeným převážně lesy, a jehož proudění a složení sedimentů je velmi variabilní, s oblastí Zákolanského potoka, která mnohem více ovlivněna člověkem, na první pohled jde o odlišné lokality, nicméně dle Hryzákové (2008) byl přesto tok hodnocený jako beta-mezosaprobny. Zde je vidět, že složení říční bioty závisí na mnoha faktorech (velikosti toku, nadmožské výšce či typu povodí, kvalitě vody či antropogenním zásahu) (Nováková, 2018).

Nejvyšší stupeň diverzity byl zaznamenán na kontrolním profilu v Hostouni při čtvrtém odběru, kdy kvalita vody představovala lepší beta-mezosaprobity s hodnotou 2, BMWP pak odkazovala na střední kvalitu vody. Velice podobných výsledků rozmanitosti dosáhl také profil v Bělokách ve stejném termínu toho roku než třeba na druhém profilu v Dobrovízi, kde druhová bohatost klesla a posílila se tak biomasa vybraných druhů (blešivce, měkkýšů, chrostíků). Se zvýšeným organickým znečištěním se předpokládá nižší diverzita. Tak tomu bylo i na Živném potoce, jak uvádí Soukupová (2016), kde byly odběrové profily také vybrány tak, aby byl patrný vliv ČOV na makrozoobentos. Dobrovízi a Bělokách byly nalezeny druhy s předpokladem pro lepší kvalitu prostředí, ale převládaly druhy tolerantnější k mírnému znečištění, jako tomu bylo u nalezených druhů jepic.

Profil v Bělokách by mohl být ovlivněn i přítokem, nicméně vykazoval lepší výsledky než druhý profil. Pramenná oblast Zákolanského potoka, se nachází v hustě osídlené a hospodářsky obdělávané oblasti Hostouně, kde volnou krajinu střídá intravilán (Fischer a kol., 2015). I přes kvalitu vody v Zákolanském potoce, která se zdá být

naprosto nevhodná pro výskyt raka kamenáče, tu tento druh přetrval. Důvodem by mohlo být specifické povodí, nachází se zde totiž silné prameny, a proto tu v dolní části přítoků v době havárií menší populace přežily. V letech 2010-2015 zde byla nalezena tři taková refugia s vysokou hustotou raků na m<sup>2</sup>, v katastrech obcí Dobrovíz, Hostouň a Středokluky. Migrační bariéry v tomto také sehrály svou roli, prostupnost úseku toku je dostačující, ačkoli se před soutokem s Dřetovickým potokem nachází betonový stupeň bránící průniku invazivních raků a následné nákazy (ANZDOC, 2018).

Zákolanský potok jako takový byl v minulosti silně poškozen melioracemi a různými technickými úpravami, v dnešní době probíhá renaturalizace a revitalizace toku. Úspěšná revitalizace vede ke zlepšení mnoha faktorů (hydromorfologických toků, zvýšení heterogenity prostředí), a má celkově kladný vliv (Sundermann et al., 2011). Altmann (2013), který se zabýval hodnocením kvality vody ve vazbě na společenstva makrozoobentosu, zmiňuje ve své práci vliv revitalizace na makrozoobentos, a uvádí, že z výzkumů prováděných na revitalizovaných tocích vyplývá, že je tento vliv zanedbatelný a struktura společenstva se tak významně neliší od nerevitalizovaných. Složení společenstva makrozoobentosu v takových tocích by mohla poodkrýt i práce Zemánkové (2015) se zaměřením na reakce společenstev makrozoobentosu na revitalizace malých toků, kde je zhodnocený vliv velikosti substrátu na výskyt těchto živočichů.

Diverzita na přítocích Zákolanského potoka vykazovala vyšší hodnoty na prvním a třetím profilu, který byl o jeden nalezený taxon bohatší než kontrolní. Na druhém profilu se rozmanitost společenstva snížila, v důsledku zhoršení podmínek, díky přítomnému vyústění ČOV. Přestože se tato situace dala předpokládat, dle saprobních hodnot se profil jeví jako vyhovující, vzhledem k přítomnosti druhů, které bychom hledali spíš jinde. Tato problematika pokládá nové otázky pro případné studie, co se týče vlivu ČOV na společenstva makrozoobentosu, nicméně výsledky může ovlivnit mnoho faktorů.

## 6. ZÁVĚR

Největší hodnoty biomasy na sledovaných profilech byly dosaženy na kontrolním profilu 1 (Hostouň). Nejnížší hodnoty biomasy v průběhu celého sledovaného období zjištěny na profilu 2 (Dobrovíz), kde byly vzorky odebírány těsně pod a nad výtokem z ČOV Dobrovíz.

Saprobni index odpovídal v prvním profilu hodnotě betamezosaprobity (2,0 – 2,4), což znamená, že se jedná o mírně znečištěnou vodu, a považuje se za nejlepší stupeň, kterého voda může dosáhnout při biologickém čištění odpadních vod. Na druhém profilu saprobni index vykazoval poměrně široké rozmezí od horší oligosaprobity až k horší beta-mezosaprobite (1,2 – 2,4). Na třetím profilu se saprobni index pohyboval od lepší beta-mezosaprobity k lepší alfa-mezosaprobite (1,6 – 2,6). BMWP a ASPT skóre ve všech profilech odkazovaly na střední až nízkou kvalitu vodního prostředí.

Nejvyšší biodiverzita byla zjištěna na třetím profilu v Bělokách, jen o pouhý jeden zjištěný taxon méně měl kontrolní profil 1 (Hostouň), nižší druhovou diverzitu vykazoval profil 2 pod ČOV.

Ačkoli by se dalo předpokládat, že druhém profilu budou horší podmínky, dle zjištěných saprobni hodnot tomu bylo právě naopak, neboť tam byly nalezeny druhy s předpokladem pro mnohem kvalitnější prostředí. Je dobré mít na mysli, že výsledky může ovlivnit mnoho faktorů týkajících se nároků a způsobu života makrozoobentosu a lokálních podmínek daného místa v čase, a je nutné s tím počítat.

## 7. PŘEHLED POUŽITÉ LITERATURY

- Adámek, Z., Helešic, J., Maršálek, B., Rulík, M. (2010): Aplikovaná hydrobiologie. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod. 350 pp.
- Allan J., D., Castillo M., M., 2007: Stream ecology: Structure and Function of Running Waters. Second Edition., Springer Science & Business Media, 436 pp.
- Altmann, M. (2013). Hodnocení kvality vody a fyzického habitatu vodního toku ve vazbě na společenstva makrozoobentosu. [online] Dostupné na: <https://dspace.cuni.cz/handle/20.500.11956/51873>
- Ambrožová J., 2003. Aplikovaná a technická hydrobiologie. 2. vyd. Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, Praha. [online] Dostupné na: [http://147.33.74.135/knihy/uid\\_isbn-80-7080-521-8/pages-img/001.html](http://147.33.74.135/knihy/uid_isbn-80-7080-521-8/pages-img/001.html)
- 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.
- Andersson, M. G., & Cerenius, L. (2002). Analysis of chitinase expression in the crayfish plague fungus *Aphanomyces astaci*. *Diseases of aquatic organisms*, 51(2), 139-147.
- ANZDOC, 2018. Souhrn doporučených opatření pro evropsky významnou lokalitu. Zákolanský potok. [online] Dostupné na: <https://anzdoc.com/souhrn-doporuuenych-opateni-pro-evropsky-vyznamnou-lokalitu-z91abfffe2cd1c9cf6ec0c05207e6d1d81863.html>
- AOPK ČR, 2018. Mapa výskytu raka kamenáče podle záznamů v ND OP. [online] Dostupné na: [http://portal.nature.cz/nd-dev/nd\\_atlas\\_mapa\\_q\\_nova.php?idTaxon=53775](http://portal.nature.cz/nd-dev/nd_atlas_mapa_q_nova.php?idTaxon=53775)
- AOPK, 2018a. Agentura ochrany, přírody a krajiny České republiky. Směrnice o stanovištích. [online] Dostupné na: <http://www.ochranaprirody.cz/mezinarodni-spoluprace/evropske-smernice/smernice-o-stanovistich/>,
- AOPK, 2018b. Agentura ochrany, přírody a krajiny České republiky. Zákolanský potok. [online]. Dostupné na: <http://strednicechy.ochranaprirody.cz/pece-o-vodni-rezim-krajiny/nektere-vodni-toky-strednich-cech/zakolansky-potok/>
- Armitage P. D., Moss D., Wright J. F., Furse M. T., 1983: The Performance of a New Biological Water Quality Score System Based on Macroinvertebrates Over a Wide Range of Unpolluted Running-Wate Sites. *Water Res.*, 17(3): 333-347.
- Beran L., 2002: Vodní měkkýši České republiky – rozšíření a jeho změny, stanoviště, šíření, ohrožení a ochrana, červený seznam. Sborník přírodovědného klubu v Uherském Hradišti, Supplementum 10, 258 pp.
- Beran L., 2009: Doplněk k poznání vodních měkkýšů Labe mezi Hřenskem a Sřekovem a srovnání s malakofaunou Labe v jiných úsecích. *Malacologica Bohemoslovaca*, 8: 46-52. [online] Dostupné na: <http://mollusca.sav.sk/pdf/8/8.Beran3.pdf>
- Brittain J. E. & Eikland T. J. 1988: Invertebrate drift – a review. *Hydrobiologia*. 166: 77-93.
- ČSN 75 7722 (7577221), 2017: Kvalita vod – Klasifikace kvality povrchových vod. [online]

- Dostupné na: <https://shop.normy.biz/detail/503654>
- Brooks, S. J., P. G. Langdon, O. Heiri. The identification and use of Palaearctic Chironomidae larvae in palaeoecology. Quaternary Research Association, 2007, 120 s.
- Buchar, J., Ducháč, V., Hůrka, K., Lellák, J., 1995. Klíč k určování bezobratlých. Scientia, Praha, 310 p.
- Creed, R. P. 1994. Direct and indirect effects of crayfish grazing in a stream community. *Ecology* 75: 2091–2103.
- Dangles, O., & Malmqvist, B. (2004). Species richness–decomposition relationships depend on species dominance. *Ecology letters*, 7(5), 395-402.
- De Pauw N., Vanhooren G., 1983: Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. *Hydrobiologia*, 100: 153-168.
- 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.
- Dorn, N. J. and J. M. Wojdak. 2004. The role of omnivorous crayfish in littoral communities. *Oecologia* 140: 150–159.
- Elliott, J. M. a Uwe H. Humpesch, 2010. Mayfly larvae (Ephemeroptera) of Britain and Ireland: keys and a review of their ecology. New ed. Ambleside: Freshwater Biological Association. Scientific publication, no. 66.
- EVL, 2016. In: Wikipedie: Otevřená encyklopedie. [online]  
Dostupné na: [https://cs.wikipedia.org/wiki/Evropsky\\_v%C3%BDznamn%C3%A1\\_lokalita](https://cs.wikipedia.org/wiki/Evropsky_v%C3%BDznamn%C3%A1_lokalita)
- Filipová, L., Petrušek, A., Kozák, P. & Polícar, T. (2006): *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852) - rak signální. - In: J. Mlíkovský & P. Stýblo (eds.). *Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky*. ČSOP. 239-240. Praha.
- Fischer D., Svobodová J., Vlach P., 2015. Raci v Zákolanském potoce – minulost, současnost, budoucnost. [online]. *Bohemia Centralis*, Praha, 33: 319–331. [online]  
Dostupné na: [https://heis.vuv.cz/data/webmap/datovesady/projekty/eeacrayfish2015/docprubeh/20160226\\_clanek/bc-33\\_s319-331\\_raci.pdf](https://heis.vuv.cz/data/webmap/datovesady/projekty/eeacrayfish2015/docprubeh/20160226_clanek/bc-33_s319-331_raci.pdf)
- Giller, P. S., & Malmqvist, B., 1998: *The biology of streams and rivers*. Oxford University Press. 304 pp.
- Guhl, W., 1987: Aquatic ekosystém characterisation by biotic indices. *International Revue der Gesamten Hydrobiologie*, 72:431–455.
- Hager, J., 1996. *Edelkrebse*. Leopold Stocker Verlag, Graz, 128 pp.
- Hanel L., Lišková E., 2003. *Stručný obrazový klíč k určování hlavních skupin vodních bezobratlých*. Praha: Univerzita Karlova v Praze – Pedagogická fakulta. 74 str.
- Harlioğlu, M. M., Güner, U., 2007. A new record of recently discovered crayfish, *A. torrentium* (Shrank, 1803), in Turkey. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 387: 1–5.
- Hartman P., Příkrýl I., Štědrónský E., 1998. *Hydrobiologie*. Třetí, přepracované vydání, 2005. Informatorium, Praha, 335 p.

- Hejda R., Farkač J. & Chobot K. [eds] (2017): Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí (Red List of threatened species of the Czech republic. Invertebrates). – Příroda, Praha, 36: 1-612.
- Higler, L., W., G., 1975: Reactions of some caddish larvae (Trichoptera) to different types of substrate in an experimental stream. *Freshwater Biology*, 5, 151-8.
- Hildrew, A., G., and Edington, J., M., 1979: Factors affecting the coexistence of hydropsychid caddis larvae (Trichoptera) in the same river system. *Journal of Animal Ecology*, 48, 557-76.
- Hofkin, B. V., G. M. Mkoji, D. K. Koech and E. S. Loker. 1991. Control of schistosome-transmitting snails in Kenya by the North American crayfish *Procambarus clarkii*. *Am. J. Trop. Med. Hyg.* 45: 339–344.
- Hofkin, B. V., D. M. Hofinger, D. K. Koech and E. S. Loker. 1992. Predation of *Biomphalaria* and non-target molluscs by the crayfish *Procambarus clarkii*: implications for the biological control of schistosomiasis. *Ann. Trop. Med. Parasit.* 86: 663–670.
- Holdich, D. M., Sibley, P. J., 2009. ISC and NICS in Britain in the 2000s. In: Brickland, J., Holdich, D. M., Imhoff, E. M., (Eds), *Crayfish Conservation in the British Isles*, Leeds, GB, 13-33.
- Horsák M., 2001: Současný stav našich hrachovek (*Pisidium*) a možnosti jejich využití v bioindikaci. *Ochrana přírody*, 55: 53-56. [online]. Dostupné na: [https://www.researchgate.net/publication/305490164\\_Soucasny\\_stav\\_nasich\\_hrachovek\\_Pisidium\\_a\\_moznosti\\_jejich\\_vyuziti\\_v\\_bioindikaci\\_The\\_present\\_status\\_of\\_our\\_pill\\_clams\\_and\\_possibilities\\_of\\_their\\_application\\_in\\_bioindication](https://www.researchgate.net/publication/305490164_Soucasny_stav_nasich_hrachovek_Pisidium_a_moznosti_jejich_vyuziti_v_bioindikaci_The_present_status_of_our_pill_clams_and_possibilities_of_their_application_in_bioindication)
- Hryzáková, K. (2008): Srovnávací analýza jakosti povrchových vod v povodích horní Blanice, Liběchovky a Rolavy. Diplomová práce. Ústav pro životní prostředí PŘF UK, Praha, 85 s.
- Hynes, H. B. N., 1970. *The Ecology of Running Waters*. University of Toronto Press, 555 p.
- Chobot, K. (2006): Mapování raků v AOPK ČR. - *Ochrana přírody*, 61, 2: 57-59. Praha.
- Kokeš J., Vojtíšková D., 1999. Nové metody hodnocení makrozoobentosu tekoucích vod. Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, Brno. [online] Dostupné na: [https://www.researchgate.net/publication/46978423\\_Nove\\_metody\\_hodnoceni\\_makrozoobentosu\\_tekoucich\\_vod](https://www.researchgate.net/publication/46978423_Nove_metody_hodnoceni_makrozoobentosu_tekoucich_vod)
- Kolkwitz R., Marsson M., 1909: Ökologie der tierischen Saprobien. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 2: 126-152.
- Kozák, P., Ďuriš, Z., Petrusek, A., Buřič, M., Horká, I., Kouba, A., Kozubíková, E., Polícar, T., 2013. *Biologie a chov raků*, 1. vyd. Vodňany: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, 418 s.
- Kozubíková, E., Petrusek, A. (2009): Račí mor – přehled dosavadních poznatků o závažném onemocnění raků a zhodnocení situace v ČR. *Bulletin VÚRH Vodňany*, 45(2-3): 34-57.
- Kubíniová E., 2011. Rozšíření a ekologie raka kamenáče a raka říčního v povodí Zákolanského potoka. Diplomová práce. Univerzita Karlova. PedF. Praha. Dostupné na:

- [https://dspace.cuni.cz/bitstream/handle/20.500.11956/32985/DPTX\\_2010\\_1\\_\\_0\\_79984\\_\\_0\\_97107.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://dspace.cuni.cz/bitstream/handle/20.500.11956/32985/DPTX_2010_1__0_79984__0_97107.pdf?sequence=1&isAllowed=y)
- Lang, C., Reymond, O., 1995: An improved index of environmental quality for Swiss rivers based on benthic invertebrates. *Aquatic sci.*, 57/2: 172-180.
- Lellák, J., Kubiček, F., 1991. *Hydrobiologie*. Univerzita Karlova, Praha, 256 p.
- Levri, Edward P.; Kelly, Ashley A.; Love, Eric., 2007: The invasive New Zealand mud snail (*Potamopyrgus antipodarum*) in Lake Erie. *Journal of Great Lakes Research*, 33.1: [online]. Dostupné na: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0380133007700321>
- Lorencová, E., et al., 2015. Invasion of freshwater molluscs in the Czech Republic: time course and environmental predictors. *American Malacological Bulletin*, 59.1: 105-120. [online]. Dostupné na: [https://www.researchgate.net/figure/Distribution-of-eight-non-native-aquatic-molluscs-recorded-between-1891-and-2014-in-the\\_fig1\\_291186508](https://www.researchgate.net/figure/Distribution-of-eight-non-native-aquatic-molluscs-recorded-between-1891-and-2014-in-the_fig1_291186508)
- Mareš, L., Řezníčková, P., Seifried, J., Mareš, J., & Malý, O. (2017). Monitoring of Aquatic Biota in Intensive Fish Farming System. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*, 65(4), 1231-1239.
- Marhoul, P., Turoňová, D., eds. 2008. *Zásady managementu stanovišť druhů v evropsky významných lokalitách soustavy Natura 2000*. Praha: AOPK ČR, 163 s. [online]. Dostupné na: <http://www.forumochranyprrody.cz/zasady-managementu-stanovist-druhu-v-evropsky-vyznamnych-lokalitach-soustavy-natura-2000>
- Martin, P., Pfeifer, M. & Füllner, G. (2008): First record of the stone crayfish *Austropotamobius torrentium* (Schrank, 1803), (Crustacea: Decapoda: Astacidae) from Saxony (Germany). *Faunistische Abhandlungen*, 26: 103-108. Dresden.
- Matthews, M. A., J. D. Reynolds and M. J. Keatinge. 1993. Macrophyte reduction and benthic community alteration by the crayfish *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet). *Freshwater Crayfish* 9: 289–299.
- McIntosh, A. R., Peckarsky, B. L., & Taylor, B. W. (2002). The influence of predatory fish on mayfly drift: extrapolating from experiments to nature. *Freshwater Biology*, 47(8), 1497-1513.
- Metcalf J. L., 1989: *Biological Water Quality Assessment of Running Waters Based on Macroinvertebrate Communities: History and Present Status in Europe*. *Environmental Pollution*, 69: 101-139.
- 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.
- Momot, W. T. 1995. Redefining the role of crayfish in aquatic ecosystems. *Rev. Fish. Sci.* 3: 33–63.
- Moss, B., 1988: *Ecology of fresh waters*. 2nd edition. Blackwell Scientific Publications. 417 pp.

- Müller K., 1954. Investigations of the organic drift in North Swedish stream. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 35: 133-148.
- MŽP, 2018. Evropsky významná lokalita. Oficiální stránky MŽP. [online] Dostupné na: [https://www.mzp.cz/cz/evropsky\\_vyznamne\\_lokality](https://www.mzp.cz/cz/evropsky_vyznamne_lokality)
- Natura 2000, 2006a. Soustava chráněných území evropského významu. Oficiální webové stránky soustavy Natura 2000 v ČR. [online] Dostupné na: <http://www.nature.cz/natura2000-design3/sub-text.php?id=2102&akce=&ssHledat>
- Natura 2000, 2006b. EVL. [online] Dostupné na: <http://www.nature.cz/natura2000-design3/sub-text.php?id=1805>
- Nováková, B., 2018. Hodnocení diversity společenstev makrozoobentosu v kontextu kvality fyzického habitatu vodních toků. [online] Dostupné na: <https://dspace.cuni.cz/handle/20.500.11956/102098>
- Orendt, C., Spies, M., 2012. Chironomini (Diptera: Chironomidae: Chironominae): Keys to Central European Larvae Using Mainly Macroscopic Characters. Germany, 64 p.
- Pantle, R., Buck, H. (1955): Die Biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. GWF, 96, 603 pp.
- Patoka J., Buřič M., Kolář V., Bláha M., Petrtýl M., Franta P., Tropek R., Kalous L., Petrušek A. & Kouba A. (2016): Predictions of marbled crayfish establishment in conurbations fulfilled: Evidences from the Czech Republic. – *Biologia* 71: 1380–1385.
- Perdikaris, C., Koutrakis, E., Saraglidou, V., Margaritis, N., 2007. Confirmation of occurrence of the narrow-clawed crayfish *Astacus leptodactylus* Eschscholtz, 1823 in the River Evros in Greece. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 385: 45–52.
- Petrušek, A., Filipová, L., Ďuriš, Z., Horká, I., Kozák, P., Polícar, T., Štambergová, M. & Kučera, Z. (2006): Distribution of the invasive spinycheek crayfish (*Orconectes limosus*) in the Czech Republic. Past and present. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 380-381: 903-918.
- Pitter, P., 1999. Hydrochemie. Vydavatelství VŠCHT, Praha, 568 s.
- Pöckl, M., 1999. Distribution of crayfish species in Austria with special reference to introduced species. *Freshwater Crayfish* 12: 733-750.
- Rasmussen, Jes Jesssen, et al., 2012: Impacts of pesticides and natural stressors on leaf litter decomposition in agricultural streams. *Science of the Total Environment*, 416: 148-155.
- Redakce W4T, 2017. Odvrácená strana Amazonu v ČR. Kopa hrůzy v Dobrovízi, míří reputace firmy ke dnu? [online]. Dostupné z: <https://www.w4t.cz/odvracena-strana-amazonu-v-cr-kopa-hruzy-v-dobrovizi-miri-reputace-firmy-ke-dnu-66621/>
- Reynolds, J. D., 2011. A review of ecological interactions between crayfish and fish, indigenous and introduced. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystem* no. 401.
- Rickett, J. D. 1974. Trophic relationship involving crayfish of the genus *Orconectes* in experimental ponds. *Prog. Fish Cult.* 36: 207–211.

- Rosenberg D., M., Resh V., H., 1993: Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman and Hall, New York, 488 pp.
- Rozkošný, R., Ježek, J., Knoz, J., Kramář, J., Krampl, 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.
- Schrimpf, A., Schmidt, T., Schulz, R., 2014. Invasive Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis*) transmits crayfish plague pathogen (*Aphanomyces astaci*). *Aquatic Invasions*, 2014, 9.2. [online] Dostupné na: [http://www.aquaticinvasions.net/2014/AI\\_2014\\_Schrimpf\\_etal.pdf](http://www.aquaticinvasions.net/2014/AI_2014_Schrimpf_etal.pdf)
- Sládeček 1973a: System of Water Quality from the Biological Point of View. *Ergebnisse der Limnologie*, heft 7, Stuttgart: 218 str.
- Sládeček V., a kol., 1981: Biologický rozbor povrchové vody. Komentář k ČSN 83 0532 – části 6: Stanovení saprobního indexu.
- Soldán, T., Zahrádková, Helešic, J., Dušek L., Landa V., 1998. Distributional and quantitative patterns of Ephemeroptera and Plecoptera in the Czech Republic: a possibility of detection of long-term environmental changes of aquatic biotopes. Brno: Masaryk University. *Folia Facultatis scientiarum naturalium Universitatis Masarykianae Brunensis*.
- Soukupová, 2016. Diverzita makrozoobentosu v toku ovlivněném vyústěním vyčištěné odpadní vody z ČOV. [online] Dostupné na: [https://theses.cz/id/qv45g6/Tereza\\_Soukupov.pdf](https://theses.cz/id/qv45g6/Tereza_Soukupov.pdf)
- Sundermann, A., Antons, C., Cron, N., Lorenz, A. W., Hering, D., Haase, P. (2011): Hydromorphological restoration of running waters: effects on benthic invertebrate assemblages. *Freshwater Biology*, 56 (8), 1689–1702
- Svobodová J., 2016. Monitoring lokalit soustavy natura 2000 jako nástroj pro efektivní management ochranu autochtonních populací raků HEIS VÚV. [online] Dostupné na: [https://heis.vuv.cz/data/webmap/datovesady/projekty/eeacrayfish2015/default.asp?tab=3,https://heis.vuv.cz/data/idata/\\$view.asp?view=ukolyvuv&table=ukolyvuv\\_ukoly&query=CIS\\_UKOL:8507;REF\\_ROK:2016&stat=&sort=&pagenavig=&pageformat=&filecss](https://heis.vuv.cz/data/webmap/datovesady/projekty/eeacrayfish2015/default.asp?tab=3,https://heis.vuv.cz/data/idata/$view.asp?view=ukolyvuv&table=ukolyvuv_ukoly&query=CIS_UKOL:8507;REF_ROK:2016&stat=&sort=&pagenavig=&pageformat=&filecss)
- Svoboda, J., Mrugała, A., Kozubíková-Balcarová, E., & Petrusek, A. (2017). Hosts and transmission of the crayfish plague pathogen *Aphanomyces astaci*: a review. *Journal of fish diseases*, 40(1), 127-140. (online) Dostupné na: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/jfd.12472>
- 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.
- Štambergová, M., Svobodová, J. & Kozubíková, E. (2009): Raci v České republice. - 1. vydání. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. Praha. – 255 s. [online]
- Thorup, J., 1966: Substrate type and its value as a basis for the delimitation of bottom fauna communities in running waters. *Special publications of the Pymaluning Laboratory, University of Pittsburgh*, 4, 59-74.

- Vannote R., L. R., 1980. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 17: 130-137.
- Vlach, P., Fischer, D., Hulec, L., 2010. Microhabitat preferences of the stone crayfish *Austropotamobius torrentium* (Schrank, 1803). *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystem* 394-395, art. 15.
- Vlach P., Svobodová E. & Fischer D. (2013): Stone crayfish in the Czech Republic: how does its population density depend on basic chemical and physical properties of water? – *Knowledge And Management Of Aquatic Ecosystems* 407: 1–13.
- Všetičková, L., & Adámek, Z. (2013). The impact of carp pond management upon macrozoobenthos assemblages in recipient pond canals. *Aquaculture international*, 21(4), 897-925.
- Wallace I., D., Wallace B., Philipson G., N., 2003. Keys to the case-bearing caddis larvae of Britain and Ireland. Freshwater Biological Association. Scientific publication, 259 pp.
- Walsh, C. J., Sharpe, A. K., Breen, P. F., & Sonneman, J. A. (2001). Effects of urbanization on streams of the Melbourne region, Victoria, Australia. I. Benthic macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology*, 46(4), 535-551.
- Waringer, J., Graf, W., 2011. Atlas der mitteleuropäischen Köcherfliegenlarven/Atlas of Central European Trichoptera Larvae. Freshwater Biological Association, Erik Mauch, 468 p.
- Waters, T. F., 1962. Diurnal periodicity in the drift of stream invertebrates. *Ecology* 43: 316-320.
- Weber, G., Christmann, N., Thiery, A. C., Martens, D., & Kubiniok, J. (2018). Pesticides in agricultural headwater streams in southwestern Germany and effects on macroinvertebrate populations. *Science of The Total Environment*, 619, 638-648.
- Wetzel, Robert G., 2001. *Limnology: Lake and river ecosystems*. 3rd ed. San Diego: Academic Press.
- Williams, D. D., 1990: A field study of the effects of water temperature, discharge and trout on the drift of stream invertebrates. *Arch. Hydrobiol.* 119:167-181.
- Williams, D. D., & Feltmate, B. W., 1992: *Aquatic insects*. Cab International, 358 pp.
- Zaharia, L., Ioana-Toroimac, G., Cocoş, O., Ghiţă, F. A., & Mailat, E. (2016). Urbanization effects on the river systems in the Bucharest City region (Romania). *Ecosystem Health and Sustainability*, 2(11).
- Zelinka M., Marvan P., 1961: Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. *Arch. Hydrobiol.*, 57: 389-407.
- Zemánková, Lenka. Reakce společenstev makrozoobentosu na revitalizace malých toků. Brno, 2015. [online] Dostupné z: <<https://theses.cz/id/kb83zh/>>. Diplomová práce. Masarykova univerzita, Přírodovědecká fakulta. Vedoucí práce Mgr. Karel Brabec, Ph.D.
- Žadin V., I., 1940. Fauna rek i vodochranilišč. *Trudy zool. In-ta*, 5, 3-4: 519-991.
- Živić, I., Marković, Z., Filipović-Rojka, Z., & Živić, M. (2009). Influence of a trout farm on water quality and macrozoobenthos communities of the receiving stream (Trešnjica River, Serbia). *International Review of Hydrobiology*, 94(6), 673-687.

## 8. Přílohy

### Příloha 1.

Seznam všech taxonů a jejich výskyt (x) na jednotlivých profilech 1, 2, 3.

	Hostouň	Dobrovíz	Běloky
<b>Měkkýši – Mollusca</b>			
Plži – Gastropoda			
čeleď Lymnaeidae	X	X	X
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	X	X	X
Mlži – Bivalvia			
<i>Pisidium</i> sp.	X	X	X
<b>Pijavice – Hirudinea</b>			
<i>Hellobdella stagnalis</i>	X	X	X
<i>Erpobdella</i> sp.	-	X	X
<i>Theromyzon tessulatum</i>	X	-	-
<i>Glosiphonia complanata</i>	X	-	X
<b>Korýši-Crustacea</b>			
Různonožci – Amphipoda			
<i>Gammarus fossarum</i>	X	X	X
Stejnonožci – Isopoda			
<i>Asellus aquaticus</i>	X	X	X
<b>Jepice – Ephemeroptera</b>			
<i>Caenis</i> sp.	X	X	-
<i>Ephemera danica</i>	X	-	-
<i>Baetis rhodani</i>	X	X	X
<i>Ecdyonurus</i> sp.	-	-	X
<i>Electrogena</i> sp.	-	X	X
<b>Střechatky – Megaloptera</b>			
<i>Sialis fuliginosa</i>	X	X	-
<b>Chrostíci – Trichoptera</b>			
<i>Hydropsyche</i> sp.	X	X	X
<i>Neureclipsis bimaculata</i>	X	X	X
<i>Polycentropus irroratus</i>	X	-	X
<i>Sericostoma</i> sp.	X	X	X
<i>Glossosoma conformis</i>	-	-	X
<i>Goera pilosa</i>	-	-	X
<i>Athripsodes bilineatus</i>	X	-	X
<i>Potamophylax</i> sp.	X	X	X
<i>Rhyacophila</i> sp.	-	X	-
<b>Dvoukřídlí – Diptera</b>			
Ceratopogoninae	X	-	X

Limoniidae sp.1	X	X	X
Limoniidae sp.2	X	X	X
<i>Dicranota</i> sp.	X	X	X
Empididae	X	X	-
<i>Simulium</i> sp.	X	X	X
<i>Limnophora exuta</i>	-	X	X
<i>L. riparia</i>	-	-	X
<i>Bazarella neglecta</i>	-	X	X
Tipulidae	X	-	X
<i>Ptychoptera</i> sp.	-	X	X
Stratiomyidae	X	-	-
<b>Pakomárovití – Chironomidae</b>			
<i>Diamesa olivacea</i>	X	X	X
<i>Prodiamesa</i> sp.	-	X	-
Orthocladinae sp.1	X	X	X
Orthocladinae sp.2	X	X	X
Orthocladinae sp.3	X	-	-
Orthocladinae sp.4	-	-	X
<i>Tanytus cratzi</i>	X	-	X
<i>Zavreliomyia</i> sp.	X	X	X
Chironominae sp.1	X	X	X
<i>Microtendipes</i> sp.	X	-	-
<i>Paratendipes</i> sp.	-	-	X
<i>Glyptotendipes</i> sp.	-	-	X
<i>Chironomus</i> sp.	-	X	X
Tanytarsini	X	X	X
<b>Brouci – Coleoptera</b>			
<i>Limnius</i> sp. adult	-	X	X
<i>Riolus</i> sp. adult	-	X	-
<i>Riolus</i> sp. larva	X	X	X
<i>Elmis</i> sp. adult	-	X	X
<i>Elodes</i> sp. larva	X	X	X
<i>Lacophylus</i> sp. larva	X	-	X

## 9. ABSTRAKT

Zákolanský potok je zařazen do Evropsky významné lokality s výskytem chráněného raka kamenáče (*Austropotamobius torrentium*). Tato oblast je intenzivně zemědělsky obhospodařovaná a do místních potoků jsou odvedené přečištěné vody z čistíren odpadních vod.

Cílem diplomové práce bylo popsat druhovou diverzitu makrozoobentosu na Zákolanském potoce a vyhodnotit ekologický stav toku pomocí biotických indexů.

Vzorky makrozoobentosu byly odebrány ze tří profilů v pěti vzorkovacích obdobích. Profil 1 byl kontrolní, profil 2 se nacházel pod ústím ČOV a třetí profil byl níže na toku. Pro hodnocení společenstva makrozoobentosu byla sledována diverzita a spočteny biomasa, saprobní index, BMWP a ASTP skóre.

Saprobní index odpovídal v prvním profilu hodnotě betamezosaprobity (2,0 – 2,4), na druhém profilu saprobní index vykazoval poměrně široké rozmezí od horší oligosaprobity až k horší beta-mezosaprobity (1,2 – 2,4). Na třetím profilu se saprobní index pohyboval od lepší beta-mezosaprobity k lepší alfa-mezosaprobity (1,6 – 2,6). BMWP a ASPT skóre ve všech profilech odkazovaly na střední až nízkou kvalitu vodního prostředí.

Diverzita společenstva nabývala nejlepších hodnot na 3. profilu, o jeden celý taxon oproti 1. profilu, který byl kontrolní. Se zvyšujícím se organickým zatížením diverzita klesala, na 2. profilu byla nižší, přestože tu byl nalezen i citlivější druh oproti kontrolnímu profilu.

**Klíčová slova:** makrozoobentos, biodiverzita, saprobní index, rak kamenáč, biomasa, potok, čistírna odpadních vod

## 10. ABSTRACT

Macrozoobenthos communities live on the bottom of the streams. During the year, these communities need to respond to many different abiotic and biotic factors together with other anthropogenic influences.

The “Zákolanský potok” takes part in European nature program Special Area of Conservation because of the presence of stone crayfish (*Austropotamobius torrentium*), which is listed as threatened species. The area around brook is intensively agriculturally cultivated. Water from wastewater treatment plants is drained to the local brooks.

The aim of the work was to describe diversity of macrozoobenthos on the brook called “Zákolanský potok”. Further aim was to evaluate the ecological condition of the watercourse using biotic indexes.

The samples of macrobenthos were taken from three profiles in five sampling periods. Profile 1 was control, profile 2 was under the wastewater treatment plants and the third profile was placed down the stream.

Diversity, biomass, saprobic index, BMWP, and ASPT scores were evaluated for the community of macrozoobenthos.

The saprobic index was evaluated to the beta-mesosaprobity value (2.0-2.4) in the first profile, the saprobic index on the second profile showed a relatively wide range from worse oligosaprobity to worse beta-mesosaprobity (1.2-2.4). On the third profile, the saprobic index ranged from better beta-mesosaprobity to better alpha-mesosaprobity (1.6-2.6). The BMWP and ASPT scores in all profiles refer to medium to low quality aquatic environments.

The diversity of the community gained the best values on the 3rd profile, here was found with one more taxon than on the 1st profile. With increasing organic load, diversity decreased on the 2nd profile, although a more sensitive species was found here.

**Keywords:** macrozoobenthos, benthos, biodiversity, saprobity index, stone crayfish, biomass, brook, wastewater treatment plants