

Mendelova univerzita v Brně
Agronomická fakulta
Ústav zoologie, rybářství, hydrobiologie a včelařství



Vliv kořenové čistírny na makrozoobentos recipientu
Diplomová práce

Vedoucí práce:
Mgr. Pavla Řezníčková, Ph.D.

Vypracovala:
Bc. Helena Jeřábková



Brno 2015

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem práci: Vliv kořenové čistírny na makrozoobentos recipientu vypracovala samostatně a veškeré použité prameny a informace uvádím v seznamu použité literatury. Souhlasím, aby moje práce byla zveřejněna v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách ve znění pozdějších předpisů a v souladu s platnou *Směrnicí o zveřejňování vysokoškolských závěrečných prací*.

Jsem si vědoma, že se na moji práci vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., autorský zákon, a že Mendelova univerzita v Brně má právo na uzavření licenční smlouvy a užití této práce jako školního díla podle § 60 odst. 1 autorského zákona.

Dále se zavazuji, že před sepsáním licenční smlouvy o využití díla jinou osobou (subjektem) si vyžádám písemné stanovisko univerzity, že předmětná licenční smlouva není v rozporu s oprávněnými zájmy univerzity, a zavazuji se uhradit případný příspěvek na úhradu nákladů spojených se vznikem díla, a to až do jejich skutečné výše.

V Brně dne:.....

.....
podpis

Poděkování

Na tomto místě bych chtěla poděkovat především vedoucí diplomové práce Mgr. Pavle Řezníčkové, Ph.D. za trpělivost, cenné rady a odborné konzultace během psaní této práce. Rovněž děkuji Ing. Milošovi Rozkošnému, Ph.D. a celému týmu z VÚV T. G. MASARYKA za veškerou pomoc a poskytnuté informace. Velké poděkování patří také mé rodině, která mi byla oporou během celého studia.

ABSTRAKT

Diplomová práce se věnuje tématu Vliv kořenových čistíren na makrozoobentos recipientu. Pro práci byla vybrána kořenová čistírna odpadních vod (KČOV) u obce Hostětín, která vypouští vyčištěnou odpadní vodu do recipientu Kolelač. Součástí práce bylo sledování vybraných lokalit na potoce Kolelač, které proběhlo v dubnu 2013 v rámci projektu TA02020128 za spolupráce VÚV T. G. Masaryka v.v.i. Sledování proběhlo na pěti lokalitách L1 – L5, kdy se lokality L1, L2 nacházely před KČOV a lokality L3 – L5 pod KČOV. Lokalita L3 se nacházela v těsné blízkosti pod odtokem z KČOV. Na lokalitách proběhly jednorázové odběry kvantitativních a kvalitativních vzorků makrozoobentosu metodou PERLA. Pro každou lokalitu byla stanovena abundance, počet taxonů, diverzita, taxonomické složení makrozoobentosu a řada dalších faktorů pro posouzení vlivu KČOV na makrozoobentos recipientu a ekologického stavu potoka Kolelače. Z naměřených abiotických faktorů a vyhodnocených vzorků makrozoobentosu vyplývá, že lokalita L3 pod výpustí KČOV je více znečištěná než ostatní lokality. Podle multimetrického indexu byl nejlepší ekologický stav toku na všech lokalitách kromě lokality L3 a podle hodnot spadají do 5. třídy s ekologickým stavem toku velmi dobrý. Lokalita L3 se posunula do 3. třídy se středním s ekologickým stavem toku.

Klíčová slova: makrozoobentos, kořenová čistírna, abundance, odpadní voda, taxonomické složení, ekologický stav toku

ABSTRACT

This diploma thesis elaborates on the influence of constructed wetlands on macrozoobenthos of the respective recipients. Constructed wetlands near the town of Hostětín were chosen for this research project, as well as its recipient Kolelač river delta where cleaned water is drained into. The report also contains analysis of Kolelač's stream area which took place during April 2013 under the auspices of the TA02020128 project by T.G.Masaryk Water Research Institute Brno. Investigation was performed in five sites labeled L1-L5. Of these, L3 was placed in the vicinity below the outfall of constructed wetlands. The research involved a one-time collection of quantitative and qualitative samples of macrozoobenthos by the so called PERLA method. Different characteristics for each facility were analyzed in order to carry out a comprehensive survey. This included for example: abundance, amount of taxons; diversity; taxonomic composition of microzoobenthos; as well as other ecological factors of Kolelač stream quality affected by the constructed wetlands. Macrozoobenthos' studied using abiotic factors demonstrate that the L3 drainage area in closest proximity to constructed wetlands is more polluted than other locations. Analysis by a multi-metric index ranked L3 into the 3rd group, indicating that a medium ecological water quality was present, whereas other locations are ranked into the 5th group with the highest ecological quality of water.

Keywords: Macrozoobenthos, constructed wetlands, abundance, wastewater treatment, taxonomic composition, ecological quality of water

OBSAH

1	ÚVOD.....	8
2	CÍL PRÁCE.....	9
3	LITERÁRNÍ PŘEHLED	10
3.1	Čištění odpadních vod.....	10
3.2	Způsoby čištění odpadních vod.....	11
3.2.1	Intenzivní čištění odpadních vod.....	11
3.2.2	Extenzivní čištění odpadních vod	12
3.3	Biologické čištění odpadních vod.....	12
3.3.1	Limitní možnosti využití přírodních způsobů čištění odpadních vod.....	13
3.4	Makrozoobentos – společenstvo dna	14
3.4.1	Adaptace makrozoobentosu na proudění	15
3.4.2	Vliv proudění a substrátu na potravně funkční strukturu společenstev makrozoobentosu.....	16
3.5	Kořenové čistírny odpadních vod.....	17
3.5.1	Základní popis a princip čištění OV v KČOV Hostětín.....	17
3.5.2	Funkční části kořenové čistírny a popis technologie čištění	18
3.5.3	Použití kořenových čistíren	20
3.5.4	Dopad vypouštění odpadních vod z KČOV na makrozoobentos recipientu.....	21
3.5.5	Hodnocení tekoucích vod podle makrozoobentosu	23
4	Charakteristika sledovaného území.....	25
4.1	Geomorfologie	25
4.2	Geologické poměry	25
4.3	Pedologické poměry.....	26
4.4	Klimatické poměry	26
4.5	Hydrologické poměry	27
4.6	Zvláště chráněná území a vegetace	27
5	POTOK KOLELAČ.....	29
5.1	Popis povodí	29
5.2	Antropogenní vlivy na potok Kolelač	29
6	POPIS LOKALIT	30
6.1	Lokalita L1 – Hostětín nad rybníkem před KČOV	30

6.2	LOKALITA L2 – před přítokem do KČOV.....	31
6.3	LOKALITA L3 – pod KČOV.....	31
6.4	LOKALITA L4 – silnice samota pod KČOV.....	32
6.5	LOKALITA L5 – pod KČOV.....	33
7	METODIKA	35
7.1	Schéma odběrů	35
7.2	Měření abiotických faktorů	35
7.3	Odběry vzorků vody a jejich chemická analýza.....	35
7.4	Metodika odběru vzorků makrozoobentosu	36
7.5	Metody hodnocení biotických dat	37
8	VÝSLEDKY A DISKUZE.....	40
8.1	Naměřené abiotické faktory lokalit L1 – L5	40
8.1.1	Teplota vody.....	40
8.1.2	Rozpuštěný kyslík.....	41
8.1.3	Vodivost	42
8.1.4	Hodnoty pH	42
8.1.5	Chemická analýza vody.....	43
8.2	Společenstvo makrozoobentosu.....	45
8.2.1	Abundance	45
8.2.2	Počet taxonů	46
8.2.3	Zastoupení vyšších taxonomických skupin makrozoobentosu	47
8.2.4	Taxonomické složení společenstev makrozoobentosu.....	48
8.2.5	Index diverzity	49
8.2.6	Trofické skupiny.....	50
8.2.7	Proudové preference	52
8.3	Hodnocení ekologického stavu toku	53
8.4	Srovnání stavu Kolelačského potoka s historickými daty.....	53
9	ZÁVĚR.....	57
10	SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY.....	59
11	SEZNAM ZKRATEK	65
12	SEZNAM GRAFŮ	66
13	SEZNAM TABULEK.....	67

1 ÚVOD

V České republice se k čištění odpadních vod využívají kromě klasických mechanicko-biologických čistíren odpadních vod (dále ČOV) také extenzivní způsoby čištění. Nejčastějšími extenzivními způsoby jsou kořenové čistírny, biologické nádrže a zemní filtry. Ty se používají především pro čištění odpadních vod z malých sídel při kolísavém látkovém zatížení, při nepravidelném přítoku odpadních vod nebo v případě jejich velkého zředění. Vedle řady výhod, které extenzivní způsoby čištění nabízejí, najdeme i problémy, kterým je třeba se věnovat. Ve vypouštěných vyčištěných odpadních vodách, zejména z vysoce zatížených kořenových čistíren, mohou převládat silně anaerobní podmínky, které společně se zbytkovými koncentracemi znečištění (především amoniakálního dusíku) mohou významně ovlivnit jakost vody a ekosystém toku pod výpustí. Dříve se při řešení problematiky extenzivních způsobů čištění pozornost soustřeďovala pouze na sledování provozu těchto čistíren a na účinnost odstraňování jednotlivých složek znečištění. Z hlediska ochrany životního prostředí a ochrany recipientů, do nichž je vyčištěná odpadní voda vypouštěna, je třeba věnovat pozornost právě vlivu těchto extenzivních čistíren na recipient.

Diplomová práce se zabývá tématem Vliv kořenových čistíren na makrozoobentos recipientu a je navázána na probíhající projekt TA02020128 „Výzkum možností optimalizace provozu a zvýšení účinnosti čištění odpadních vod z malých obcí pomocí extenzivních technologií“. Pro práci byla vybrána kořenová čistírna odpadních vod u obce Hostětín, která vypouští vyčištěnou odpadní vodu do recipientu Kolelač.

Diplomová práce je založena na datech z vlastního terénního výzkumu, na dostupné literatuře a na informacích získaných z VÚV T. G. Masaryka v.v.i. a ČHMÚ.

2 CÍL PRÁCE

Diplomová práce pojednává o tématu Vlivu kořenových čistíren na makrozoobentos recipientu. Je v ní zaznamenáno jednoleté sledování lokalit, které byly ovlivňovány vypouštěním čištěných odpadních vod z kořenové čistírny v Hostětíně a sledování odtoků vod z intravilánu obce. Sledování proběhlo jednorázovým odběrem kvantitativních a kvalitativních vzorků makrozoobentosu metodou PERLA. Pro každou lokalitu byla stanovena abundance, počet taxonů, diverzita, taxonomické složení makrozoobentosu a řada dalších faktorů pro posouzení vlivu KČOV na makrozoobentos recipientu a ekologického stavu potoka Kolelače. Součástí práce je dále vyhodnocení změn společenstva makrozoobentosu recipientu před výstavbou KČOV a porovnání s historickými daty.

3 LITERÁRNÍ PŘEHLED

Kapitola Obecná část předkládá přehled způsobů čištění odpadních vod se zaměřením na extenzivní způsoby využívající biologické čištění odpadních vod, jejich přednosti a nedostatky. Seznamuje s principem čištění odpadních vod a použitím kořenové čistírny včetně popisu technologie. V závěru se věnuje vlivu vypouštěných odpadních vod z kořenových čistíren na makrozoobentos recipientu a hodnocení tekoucích vod podle makrozoobentosu.

3.1 Čištění odpadních vod

Vzhledem k enormnímu růstu populace a vysoké produkci odpadních vod je již přes 100 let nezbytné odpadní vody čistit, neboť vodní recipienty se s tak velkým znečištěním již nedokážou vypořádat. Čištění odpadních vod, které se realizuje v čistírnách odpadních vod, je řada technologických procesů pro zneškodňování látek a jejich koncentrací, které odpadní vody znečišťují. Úkolem čistírny je odstranit z odpadních vod všechny škodlivé a nežádoucí příměsi tak, aby do recipientu mohla být vypuštěna voda vyčištěná, která se blíží svojí kvalitou vodě v řece (Adámek et al. 2010).

Za vodu odpadní je považována veškerá voda, která projde výrobním procesem a po použití se mění její jakost. Mezi odpadní vody se řadí také vody odtékající ze sídlišť, obcí, dolů, zemědělských, zdravotnických a dalších objektů včetně dopravních prostředků, pokud mohou ohrozit kvalitu povrchových nebo podzemních vod (zákon č. 254/2001 Sb. § 38). Odpadní vody se obvykle rozdělují na odpadní vody splaškové (komunální) a průmyslové (Adámek et al. 2010).

3.2 Způsoby čištění odpadních vod

Pro čištění odpadních vod se využívá intenzivních a extenzivních postupů. Pro extenzivní čištění se mnohdy vyskytuje výraz „netradiční“. Je to méně vhodné označení, protože právě postupy extenzivních čištění jsou založeny na velmi starých a tradičních principech.

3.2.1 Intenzivní čištění odpadních vod

Za intenzivní čištění odpadních vod je považováno čištění v mechanicko-biologických čistírnách odpadních vod (dále jen ČOV). Existují čistírny různých velikostí dle počtu ekvivalentních obyvatel (EO). Podle normovaných zásad se rozlišují čistírny malé o velikosti do 500 EO (ČSN 75 6402) a čistírny odpadních vod pro více než 500 EO, označované také jako městské ČOV (ČSN 75 6401, Just et al. 2004).

V současné době se často setkáváme s pojmem centralizované čistírny (centralizovaný systém čištění odpadních vod) a to především v otázce porovnání – centralizovaný versus decentralizovaný systém. Centralizované jsou takové čistírny, které obsluhují části obcí, celé obce, nebo i skupiny obcí a jsou nejčastěji v jejich vlastnictví.

K decentralizovanému systému nakládání s odpadními vodami slouží nejmenší tzv. domovní čistírny OV do 50 EO. Jedná se o zneškodňování odpadních vod z malých zdrojů znečištění, jako jsou rodinné domy, hotely, rekreační objekty či bytové domy. Tyto čistírny bývají součástí objektu a patří vlastníkově nemovitosti.

Z technologického hlediska nejsou mezi malými a městskými čistírnami velké rozdíly, k provozu potřebují stavební objekt a dodávku elektrické energie (Rozkošný et al. 2010, Just et al. 2004). Výhodou těchto ČOV, je vysoká intenzita čištění, dobrá ovladatelnost procesů a relativně malé nároky na plochu. Nevýhodou je nezbytnost nepřetržité obsluhy, jednoúčelovost a poměrně vysoké investiční a provozní náklady (Adámek et al. 2010).

3.2.2 Extenzivní čištění odpadních vod

Pro extenzivní zneškodňování odpadních vod se využívá tradičních principů hnojení a závlahy odpadními vodami. K čištění vody dochází při půdní filtraci nebo v biologických rybnících. Tyto způsoby čištění využívají samočisticích procesů, které probíhají v půdním, vodním nebo mokřadním prostředí. Těmito procesy je myšleno vytváření vhodného filtračního, sedimentačního a sorpčního prostředí včetně podmínek pro rozvoj mikroorganismů podílejících se na čisticím procesu. Při odstraňování znečištění se uplatňují mechanické, biologické a chemické pochody (Mlejnská et al. 2009, Just et al. 2004).

Extenzivní postupy čištění odpadních vod nevyžadují proti mechanicko-biologickému čištění trvalé užívání elektrické energie, jejich obsluha je jednodušší, mají delší obslužné intervaly a většinou i menší provozní náklady. Mezi nevýhody řadíme větší nároky na plochu, horší ovladatelnost procesů, závislost výkonů na obtížně ovladatelných parametrech a ztížená garantovatelnost účinků vyčištěné OV, například nižší odstranění fosforu a dusíku (Just et al. 2004).

3.3 Biologické čištění odpadních vod

Biologicky lze čistit pouze odpadní vody obsahující organické látky, které jsou schopné biochemického rozkladu. V principu jde o napodobení a zintenzivnění přirozených rozkladných pochodů a procesů samočištění, které se vyskytují v půdním a vodním prostředí. V čistírenské praxi se dává přednost aerobním pochodům, díky nim dochází k rychlejšímu rozkladu znečišťujících látek, zejména typu BSK₅, a vzniká při něm větší biomasa mikroorganismů (Šálek et al. 2012).

BSK₅ je množství kyslíku spotřebovaného mikroorganismy pro rozklad (mineralizaci) organických látek za aerobních podmínek. Toto množství je úměrné množství přítomných rozložitelných organických látek. Podle BSK₅ lze odhadnout stupeň rozložitelného organického znečištění (Krupauer et al. 1980). Měření biochemické spotřeby kyslíku se používá pro zjištění a porovnání síly různých odtoků. Jedná se v zásadě o měření znečišťující kapacity odtoku, která je způsobena spotřebou

kyslíku mikroorganismy, kteří rozkládají organické sloučeniny obsažené v odpadní vodě. Čím větší je BSK₅ odpadní vody, tím větší je její potenciál k redukcí množství kyslíku ve vodě. Typické hodnoty pro splaškové domovní vody jsou 250 – 350 g.m⁻³. Pro srovnání čistá, neznečištěná voda dosahuje BSK₅ < 3 g.m⁻³, zatímco silně znečištěná říční voda může mít hodnoty BSK₅ přibližně 10 g.m⁻³ (Adámek et al. 2010). Nevýhodou je, že aerobní čištění lze aplikovat pouze na čištění odpadních vod s menším organickým zatížením. Naopak anaerobním způsobem lze čistit vysoce koncentrované a organicky zatížené odpadní vody (Šálek et al. 2012).

Samočisticí proces, který v kořenových čistírnách probíhá, je založen na schopnostech bakterií odstraňovat organické znečištění. Mokřadní rostliny jsou v kořenových čistírnách vysazovány především pro využití jejich kořenů, jež provzdušňují substrát a tím poskytují prostředí pro rozvoj bakterií, které následně odbourávají organickou hmotu. Kořeny rostlin rovněž vylučují látky, které odstraňují bakterie indikující fekální znečištění (Vymazal 1995).

Biologické čištění odpadních vod, které probíhá v přirozených podmínkách, je řazeno k tzv. přírodním způsobům čištění. Pokud se čištění uskutečňuje v uměle vytvořených podmínkách, jedná se o tzv. umělé způsoby čištění (Sojka 2013, Šálek et al. 2012).

3.3.1 Limitní možnosti využití přírodních způsobů čištění odpadních vod

Přírodní způsoby čištění nacházejí uplatnění při čištění splaškových odpadních vod z decentralizovaných domů, skupin domů, hotelů, rekreačních středisek, restauračních zařízení, letních táborů a menších obcí obvykle do 500 obyvatel. Využívají se zejména pro čištění odpadních vod při kolísavém zatížení či sezónním provozu. Podle složení odpadních vod jsou tyto způsoby dále použitelné pro čištění odpadních vod z malých průmyslových závodů, ze skládek komunálního odpadu a pro čištění organicky nízko zatížené zemědělské odpadní vody.

Pro přírodní způsoby čištění jsou nepoužitelné odpadní vody, které obsahují vysoké množství organického znečištění, například zvýšený výskyt tuků, olejů a derivátů ropy,

extrémně nízké pH a odpadní vody obsahující toxické látky (Sojka 2013, Šálek et al. 2012).

Přednosti a klady přírodních způsobů čištění se zakládají na skutečnostech, jimiž jsou – přírodní charakter čistírenského zařízení, možnost příznivého začlenění do životního prostředí, poměrně jednoduché technologické provedení, nižší provozní náklady, srovnatelné investiční náklady s umělou (strojní) čistírnou, nízká potřeba energií, možnost nárazového přetížení balastními vodami, poměrně rychlé zapracování a dobrý čistící účinek v krátké době po zahájení provozu, poutání části dusíku a fosforu vegetací a schopnost krátkodobého i dlouhodobého přerušení provozu. Dále je možné použít přírodních způsobů při čištění organicky nízko zatížených odpadních vod, které není možno čistit umělými způsoby (Šálek et al. 2012).

Nedostatky přírodních způsobů čištění převážně nespočívají v technologii jako takové, ale v nekvalitních návrzích stavebních objektů, technologií a následně nevhodných konstrukčních řešeních. Mezi nevýhody řadíme poměrně velkou náročnost na plochu a nízkou účinnost při odstraňování amoniakálního dusíku v anaerobním filtračním prostředí. Problematika kyslíkového režimu a nitrifikace amoniaku byla výzkumně uspokojivě vyřešená zařízeními druhé generace (Šálek & Tlapák 2006).

3.4 Makrozoobentos – společenstvo dna

Vodní živočichové a rostliny obývající dna vod jsou definováni pojmem bentos, který se dělí na fytoobentos (rostliny) a zoobentos (živočichy). Termínem makrozoobentos jsou označovány vodní živočichové větší než 1 mm, menší živočichové se nazývají meiozoobentos. Makrozoobentos je důležitou složkou potravního řetězce, ve kterém vytváří spojkou mezi primárními producenty a vyššími trofickými úrovněmi. Makrozoobentos splňuje v ekologickém složení ekosystému vodního toku řadu funkcí. Spotřebovává pelagický fytoplankton a mikrofytoobentos, je zdrojem potravy pro dravé ryby a ptáky, má filtrační schopnosti a funguje jako vynikající bioindikátor. Makrozoobentos významně ovlivňuje koloběh živin tím, že přeměňuje organický detrit uložený v sedimentu na rozpustné živiny, které putují dále tekoucími vodami a jsou

využívány v kořenové výživě rostlin a řas ke zvýšení primární produkce (Schöll 2003, Wallace & Webster 1996).

Současná hydrobiologie rozděluje organismy žijící na dně do čtyř základních potravních skupin. Nejpočetnější jsou **drtiči** kouskující hrubou organickou hmotu na jemnou. **Sběrači** vycytávají a filtrují potravní částice z vody a dna. Další potravní skupinou jsou **škrabači** a **spásači**, kteří jsou přizpůsobeni pro sběr potravy z povrchu podkladu. Poslední skupinu tvoří **predátoři** (Michelčíková 2008, Lellák & Kubiček 1991).

Společenstvo makrozoobentosu obývající dna tekoucích vod lze rozdělit také podle charakteru substrátu, které osidlují na litoreofilní (kamení), psammofilní (písek), pelloreofilní (bahno), fytoofilní (rostliny) a argilofilní (hlinité břehy a náplavy) (Lellák & Kubiček 1991).

3.4.1 Adaptace makrozoobentosu na proudění

Většina makrozoobentosu je k životu v tekoucích vodách přizpůsobeno četnými morfologickými, fyziologickými, behaviorálními a potravními adaptacemi. Obecnými morfologickými adaptacemi jsou malá velikost těla a dorzoventrální zploštění těla makrozoobentosu (*Ecdyonorus* sp.), které způsobuje snížené tření proudu o tělo, a tak makrozoobentos může žít na povrchu substrátu, aniž by byl stržen proudem. Významná je i hydrodynamická stavba těla (*Baetidae* sp.), která umožňuje snadný pohyb ve velkém proudu. Laterální zploštění těla například blešivců slouží k prolézání substrátu.

Pro udržení v proudu slouží různé přísavky, drápky (proudofilné jepice), háčky (Polycentropidae, Rhyacophilidae) a přilnavé výrůstky, které se vyskytují na končetinách, hrudních segmentech a zadečkových člácích. Zajímavá je struktura přísavky u larvy jepice rodu *Rhitrogena* sp., která je složena ze zvětšeného prvního páru žaber a úpravou dalších párů žaber na břišní straně. Přichycení k podkladu slouží také tvorba slizu, která je běžná u taxonů Turbellaria a Mollusca. Řád Trichoptera si vytváří síťové konstrukce, které slouží nejen pro udržení se v proudu, ale také k zachytávání unášené potravy. Zástupci čeledi Simuliidae, a někteří zástupci Chironomidae si vytváří

hedvábná vlákna. Stavba různých zátěžových kamínků či dřívěk, které zvyšují hmotnost těla, je také adaptací pro udržení se proudem (Lellák & Kubiček 1991).

Mnohé studie, které se věnovaly vlivu proudění na bentické živočichy, konstatovaly, že jednotlivé druhy mají různé požadavky na rychlost vody, které jsou shodné s jejich potravními a dalšími nároky. Pro larvy muchniček je optimální rychlost vody $50 - 120 \text{ cm.s}^{-1}$ a pro larvy chrostíků čeledí *Rhyacophila*, *Hydropsyche* a *Polycentropus* $20 - 40 \text{ cm.s}^{-1}$.

Vhodný tvar těla a uchycovací zařízení umožňují některým živočichům snášet rychlosti proudění více než 300 cm.s^{-1} a pohybovat se proti proudem ještě při rychlosti větší než 240 cm.s^{-1} . Zoobentos žijící v rychlých tekoucích vodách musí mít značné adaptace, aby se udržel v tomto prostředí. Optimální rychlost proudění, kterou zoobentos tekoucích vod snáší je v rozmezí 50 až 120 cm.s^{-1} .

S turbulencí vody souvisí koncentrace rozpuštěného kyslíku a specifická respirace bentických živočichů. Množství kyslíku spotřebovaného makrozoobentosem na jednotku hmotnosti těla za hodinu se při stoupající rychlosti vody mění. U některých druhů spotřeba kyslíku rychle narůstá (např. *Rhitrogena* sp., *Rhyacophila* sp.), u jiných se zvyšuje pomalu nebo se téměř nemění (např. *Anabolia* sp.) (Lellák & Kubiček 1991).

3.4.2 Vliv proudění a substrátu na potravně funkční strukturu společenstev makrozoobentosu

Proudění patří mezi fyzikální vlastnosti toku, které se mění s tokem od pramene k ústí do moře. Ovlivňuje složení společenstva v podélném profilu toku. Na začátku toku drtiči spotřebovávají hrubý organický materiál. Sběrači filtrují jemný organický materiál z tekoucí vody a filtrují ho ze sedimentu. Se zvětšováním toku stoupá jejich zastoupení. Drtiči i sběrači jsou závislí na mikrobiální biomase a na jejich produktech. Škrábači kouskují řasy na povrchu organického materiálu a jsou soustředěni zejména ve středních úsecích toku. Vysoká hustota bezobratlých a mikroorganismů se nachází konkrétně na dřevě a na organických zbytcích (Reid et al. 2010, Hax & Golladay 1993, Lellák & Kubiček 1991).

Zoobentos je také ovlivňován i typem minerálního substrátu, na který taktéž působí proudění, tzn., že čím je rychlost proudění vyšší, tím je substrát hrubší a naopak. Také

hustota makrozoobentosu se mění s velikostí substrátu. Obecně platí, že čím vhodnější substrát, tím větší biologická rozmanitost bezobratlých (Derka et al. 2001).

3.5 Kořenové čistírny odpadních vod

Kořenové čistírny odpadních vod (dále jen KČOV) patří k nejrozšířenějším typům extenzivních způsobů čištění odpadních vod v České Republice (Mlejnská et al. 2009). Název kořenová čistírna vznikl z anglického „RootZoneMethod“, což bylo označení pro umělé mokřady s podpovrchovým horizontálním průtokem, které se používaly v 70. a 80. letech minulého století (Vymazal 2004). V období 1989 až 2008 bylo v ČR postaveno přibližně 250 KČOV, a to pro čištění vod od několika EO do 1000 EO. Obecně se kořenové čistírny řadí mezi tzv. „umělé mokřady“, které v zahraniční literatuře najdeme pod názvem „ConstructedWetlands“ (Mlejnská et al. 2009).

Mezinárodní terminologii umělých mokřadů podrobně popisují Fonder & Headley (2010). Národní terminologii definují technické normy ČSN CEN/TR 12566–5 (2009), ČSN CEN/TR 12566–2 (2006), ČSN EN 1085 (1998), ČSN 75 0130 (1990) (Rozkošný 2011).

3.5.1 Základní popis a princip čištění OV v KČOV Hostětín

Kořenové čistírny patří mezi extenzivní, tzv. přírodní technologie čištění odpadních vod. Jedná se o uměle vybudované mokřady osázené mokřadními rostlinami. Mají přesně definované filtrační prostředí – tzv. kořenové pole, kde se využívá přírodního principu půdní filtrace (Šálek et al. 2012, Rozkošný et al. 2010). Čištění OV tedy probíhá filtrací přes tato pole, která jsou vyplněna filtračním materiálem a pracují na principu biologické filtrace vody. Při průtoku odpadní vody filtračním materiálem dochází k odstraňování znečištění kombinací fyzikálních, chemických a biologických procesů. Nejčastěji jsou kořenové čistírny navrhovány a řešeny jako osázené mělké nádrže se štěrkovou náplní různých frakcí (Mlejnská et al. 2009).

Prakticky všechny kořenové čistírny v ČR byly doposud navrhovány jako čistírny s horizontálním podpovrchovým průtokem. Základním principem KČOV je tedy

horizontální průtok odpadní vody substrátem, který je osázen mokřadní vegetací. Substrát musí být dostatečně propustný, aby nedocházelo k jeho ucpávání a následnému povrchovému odtoku (Rozkošný et al. 2010, Mlejnská et al. 2009).

KČOV Hostětín byla první čistírnou svého druhu postavenou na území CHKO i na celé východní Moravě. Její výstavba odstranila dlouholetou stavební uzávěru kvůli ochrannému pásmu vodárenské nádrže Kolelač a otevřela možnosti rozvoje obce. Roční zkušební provoz byl zahájen v červenci roku 1996 a do trvalého provozu byla čistírna uvedena 11. července 1997. Odpadní vody od 280 EO z obce jsou svedeny do smíšené kanalizace, obsahují tedy velké množství balastu. Na přítoku je měřeno množství odpadních vod pomocí Thompsonova měrného přepadu. Průměrný denní průtok je 47,6 m³/den (0,55 l/s) při látkovém zatížení BSK₅ 15,12 kg/den (212 mg/l) (CentrumVeronica 2010).

3.5.2 Funkční části kořenové čistírny a popis technologie čištění

Technologickou linku KČOV tvoří 3 části: mechanický stupeň předčištění, biologický stupeň čištění a stupeň dočištění tvořený stabilizační nádrží. Vyčištěné odpadní vody jsou vypouštěny do recipientu Kolelač.

Mechanický stupeň předčištění

Protože v KČOV probíhá pouze biologické čištění, je vždy nutné před kořenovou čistírnu umístit mechanické předčištění, které je pro svou funkci nepostradatelné. Jedná se o zařízení pro odstranění hrubých a jemných nečistot z OV tak, aby do biologického stupně šla jen přefiltrovaná voda. V KČOV Hostětín se pro mechanické předčištění používá dešťový oddělovač, odlehčovací šachta, dešťová nádrž, typizovaný lapák písku horizontální s jemnými česlemi a typizovaná mělká kombinovaná usazovací nádrž typu KMN s bočními vyhnívacími komorami (Rozkošný 2013).

Biologický stupeň čištění

Biologický stupeň tvoří dvě kořenová pole, horizontálně protékána s podpovrchovým tokem. Vegetační pokryv kořenových polí sestává z porostu chřastice rákosovité, v sušších místech se vyskytují ruderalní druhy náročné na živiny, například kopřiva dvoudomá a rákos obecný. Čištění vody probíhá především díky bakteriím žijícím na kořenech rostlin, které rozkládají organické znečištění a tím vodu čistí. Dalším prvkem ovlivňujícím účinnost čištění, je dobrá distribuce odpadní vody na filtrační pole tak, aby docházelo k rovnoměrnému zatěžování celého profilu nátokové hrany. Hladina vody je při běžném provozu udržována asi 10 cm pod povrchem filtračního lože a lze ji regulovat výpustnými prvky v odtokové šachtě (Centrum Veronica 2010).

Kořenová pole v KČOV Hostětín jsou vyplněna hrubým kamenivem (50 – 120 mm) a štěrkem o zrnitosti 4 – 8 mm. Celková mocnost filtrační vrstvy kořenového pole je 1 m. Pro rovnoměrné rozdělení vody do filtračních polí je používáno rozdělovací dvojité potrubí – na povrchu pro letní provoz, na dně pro provoz zimní a pro zabezpečení odtoku je na dně umístěno sběrné potrubí. Udržování správné hladiny vody v kořenových polích je zajištěno regulační šachtou umístěnou 10 cm pod povrchem štěrku. Rozdělovací šachty umožňují regulaci průtoků na jednotlivá pole. Celková plocha kořenových polí je 1 240 m² (Rozkošný 2013, Centrum Veronica 2010).

Dočišťovací stupeň

Vzhledem k přísnějším nárokům na kvalitu vypouštěných vod (výskyt KČOV Hostětín v II. pásmu hygienické ochrany vodního zdroje) je v technologii čištění zařazen dočišťovací stupeň tvořený stabilizační nádrží – dříve nazývané rybníkem. Převládají v ní aerobní podmínky a hlavním cílem je snížení obsahu živin ve vodě, která odtéká z čistírny do recipientu a tak snížit riziko eutrofizace. Primárním účelem stabilizační nádrže je tedy zvýšení účinnosti odstranění amoniakálního dusíku a snížení odtokových koncentrací celkového dusíku a fosforu. Stabilizační nádrže vynikají ekonomickou efektivností v podobě snadné dostupnosti, minimální spotřebě energie a snadné údržby.

Dále se používají především na čištění průsaků ze skládek pevných odpadů, odpadních vod z výroby papíru, odpadních vod z jatek a výroby masa, při čištění důlních vod a k odstraňování organického znečištění v zemědělství. Většina navržených kořenových čistíren v ČR má kromě mechanického předčištění navíc dočišťovací rybníky za kořenovým polem o ploše cca 5 m² na 1 EO. Tato plocha zaručuje dobré odbourávání nerozpuštěných a organických látek. Odstraňování fosforu a amoniakálního dusíku je však nižší (Just et al. 2004, Vymazal 2004).

3.5.4 Dopad vypouštění odpadních vod z KČOV na makrozoobentos recipientu

Organické látky tvoří nejvýznamnější složku znečištění vod po kvalitativní i kvantitativní stránce. Zatížení prostředí organickými látkami vzrůstá s využitím stále širšího spektra nejrůznějších výrobků. Organické sloučeniny v nich obsažené se po použití dostávají do podzemních i povrchových vod (Adámek et al. 2010).

Doposud nevyšlo mnoho publikací, které by se zabývaly vlivem vypouštěných vyčištěných odpadních vod z kořenových čistíren na recipient. Donedávna probíhaly především výzkumy zaměřené na sledování provozu a na úroveň účinnosti odstraňování jednotlivých složek znečištění. Toky slouží jako recipienty odpadních vod od nepaměti. Znečištění vypouštěné z KČOV se v recipientu přiměřeně ředí a dále po toku probíhá proces samočištění, který vede k poklesu daného znečištění. Funkce recipientů se skládá z vlastního příjmu – recepce, transportu k moři a samočištění (Fuksa 2007).

Vyčištěná odpadní voda z dobře fungující KČOV dosahuje obdobné kvality jako vyčištěné odpadní vody z mechanicko-biologické čistírny, a vyhovuje tak požadavkům právních předpisů na vypouštění odpadních vod do vod povrchových. Obvykle je vyčištěná OV vypouštěna do recipientu, který ovlivňuje jak z hlediska kvantitativního, tak kvalitativního. Míra ovlivnění závisí na mnoha environmentálních faktorech, jako je například průtok vody v recipientu, množství vyčištěné odpadní vody, povětrnostní podmínky, charakter toku apod. Délka úseku toku, která je ovlivněna vypouštěnou odpadní vodou, závisí na řadě abiotických a biotických faktorů. Bylo zjištěno, že se může pohybovat řádově v metrech až stovkách metrů (Váňa et al. 2009).

Šíma et al. (2006) výzkumem zjistili, že pro mokřady jsou charakteristické anaerobní podmínky, které jsou důsledkem zaplavení půdního systému vodou. Odpadní vody z KČOV jsou po vyčištění ve většině případů vypouštěny do toku. Vyčištěné odpadní vody však mohou obsahovat zbytkové znečištění, které ovlivňuje jakost vodního prostředí pod výpustí.

Váňa et al. (2009) potvrdili, že odtok ze sledované KČOV je hluboko v anaerobních podmínkách, a tím výrazně mění jakost recipientu pod odtokem, kde je nízká koncentrace rozpuštěného kyslíku. Hodnota ORP, což znamená přítomnost oxidačních látek v kapalině, v závislosti na vzdálenosti od odtoku z KČOV pomalu stoupá a po cca 300 m se dostává do anoxických až aerobních podmínek. Ke zvyšování hodnoty ORP přispívá ředěním vodou z okolí. Proces změny anaerobních podmínek na aerobní lze také vizuálně pozorovat, se zvětšující se vzdáleností od odtoku dochází k úbytku sírných bakterií a slizovitých nárostů. Z provedených měření bylo zjištěno, že vlivem vypouštění anaerobně čištěné odpadní vody dochází k velmi výraznému ovlivňování recipientu v řádu až stovek metrů. Vlivem vypouštění takto vyčištěné odpadní vody dochází i k ovlivňování biocenózy recipientu ve prospěch organismů schopných žít v anaerobním nebo anoxickém prostředí. Míra ovlivnění biocenózy byla cílem dalšího výzkumu v roce 2013.

Váňa et al. (2013) po odebrání vzorků zjistili, že složení makrozoobentosu v profilu nad výpustí z KČOV odpovídá podmínkám mírně znečištěného malého toku, dominovali zde: korýš druhu *Asellus aquaticus* (Linné, 1758), pijavka *Erpobdella octoculata* (Linnaeus, 1758) a chrostík *Hydropsyche angustipennis* (Curtis, 1834), hojně byly larvy jepic *Baetis rhodani* (Pictet 1843 – 1845), schránkatí chrostíci čeledi Limnephilidae (*Stenophylax* sp., *Ironoquia dubia* (Stephens 1837), *Limnephilus* sp.) a drobné larvy čeledi Chironomidae. Ojediněle se vyskytovaly rod *Gammarus* sp., larvy pošvatek (*Isoperla* sp., *Nemoura* sp.) a muchničků (*Prosimulium* sp.). V profilu přibližně 10 m pod výpustí došlo vlivem přítoku vyčištěné odpadní vody k negativní změně. Kvalitativně i kvantitativně chudé společenstvo makrozoobentosu tvořily pouze ojediněle se vyskytující nitěnky rodu *Tubifex* sp. a larvy druhu *Chironomus plumosus* (Linnaeus, 1758). K výraznému zlepšení nedošlo ani v úseku toku v 300 m pod výpustí. Společenstvo makrozoobentosu zde bylo i nadále kvalitativně chudé, s poněkud vyšší

abundancí než v předešlém profilu. Vyskytovaly se zde běžné druhy jako v předcházejícím případě.

Z uvedených výsledků vyplývá, že ze sledované kořenové čistírny odtékají vyčištěné odpadní vody v anaerobních podmínkách se zbytkovými koncentracemi organického znečištění, zatížené dusíkem a fosforem. Následkem je výrazná změna kvality vody v toku v úseku pod výpustí, v jejíž bezprostřední blízkosti dochází k prudkému poklesu koncentrace rozpuštěného kyslíku. Pro návrat k aerobním podmínkám ve vodě byla téměř za všech podmínek měření dostatečná vzdálenost cca 300 m pod výpustí, která ale není dostatečná pro obnovení společenstev toku. Z výsledků laboratorního pokusu, při kterém byly porovnávány možnosti zvýšení koncentrace rozpuštěného kyslíku, a tím možnosti snížení negativního dopadu vypouštěné vyčištěné odpadní vody na vodní tok vyplývá, že hodnota ORP se nejrychleji zvyšuje při provzdušňování odpadní vody, nicméně i pouhé míchání vede k postupnému zlepšování kvality vody. Změny ve složení makrozoobentosu nad a pod výpustí z KČOV dokládají, že zaústění vyčištěné odpadní vody v anaerobních podmínkách do mírně znečištěného drobného vodního toku vede k naprosté degradaci společenstev makrozoobentosu a masivnímu rozvoji bakteriálních nárostů. Tento negativní antropogenní vliv potlačil samočisticí schopnost toku natolik, že ani v profilu 300 m pod výpustí nedošlo k regeneraci společenstva.

3.5.5 Hodnocení tekoucích vod podle makrozoobentosu

Biodiagnostika slouží k hodnocení odchylek od normálu jako nepřímých ukazatelů stavu a vývoje prostředí. Využívá znalostí o zákonitých vazbách mezi živými organismy, u kterých můžeme sledovat například jejich výskyt, tj. jejich přítomnost nebo absenci na určitých lokalitách. Takové organismy nazýváme bioindikátory. Na vyšších úrovních můžeme sledovat například změny v populační dynamice organismů, nepříznivými podmínkami může být narušena velikost a struktura populace nebo dokonce i celého společenstva (Adámek et al. 2010).

Sledování jakosti vody a ekologického stavu recipientu je jedním z nejstarších odvětví aplikované biologie. Vypouštění nečištěných odpadních vod s vysokým obsahem organických látek patří mezi největší problémy jakosti povrchových vod.

Hnilobný rozklad látek a kyslíkový režim jsou jednou z nejvýznamnějších charakteristik vodního prostředí, kterým se zabývá saprobiologie. První seznamy indikátorů saprobního stavu toků vznikaly na začátku minulého století v pracích Kolkwitze a Marsona (Podroužková et al. 1993). Používali rozlišení saprobních stupňů na vody velmi čisté, lepší a horší pod označením oligosaprobity, mezosaprobity a polysaprobity. V 50. letech Pantle a Buck začali pro vyjádření saprobity užívat numerické postupy. Vytvořili tak systém, který se rozvíjí dodnes (Podroužková et al. 1993).

V Rámcové směrnici o vodní politice (2000/60/ES) dále jen RS, byl navržen přístup k hodnocení ekologického stavu tekoucích povrchových vod podle makrozoobentosu. Zavádí sledování fauny dna toků a definuje rozsah hodnocení. Tato metoda může být aplikována pouze na vzorky, které byly odebrány a zpracovány metodou PERLA (ČSN 75 7701) a je určena pro hodnocení broditelných toků. Hodnocení ekologického stavu toku se vyjadřuje pěti třídami (velmi dobrý, dobrý, střední, poškozený, zničený). Pro toto hodnocení RS definuje použití tzv. biologických složek kvality – jednou z nich je makrozoobentos. Hlavním účelem RS je ochrana vodních a terestrických ekosystémů, které zahrnují také ekosystém mokřadní. Dalším cílem je udržitelné užívání vodních zdrojů a zajištění dostatečných zásob pro užívání (Janovská et al. 2012, Opatřilová et al. 2011).

Lamoroux et al. (2004) uvedl, že vlastnosti makrozoobentosu, včetně maximální velikosti, tvaru těla, krmení, rozmnožování, délky života a způsobu připevnění k podkladu významně korelují s vlastnostmi stanoviště.

4 Charakteristika sledovaného území

Z hlediska správního členění náleží katastrální území Hostětín do okresu Uherské Hradiště a Zlínského kraje. Sledované území leží v severovýchodní části okresu Uherské Hradiště, přibližně 5 až 9 km severovýchodně od města Bojkovice. Obec Hostětín se rozkládá na horním toku potoka Kolelače cca 5 km severovýchodně od města Bojkovice.

4.1 Geomorfologie

Geomorfologické zařazení

Systém: Alpsko-Himalájský

Provincie: Západní Karpaty

Subprovincie: Vnější Západní Karpaty

Oblast: Slovensko-moravské Karpaty

Celek: Vizovická vrchovina

Podcelek: Fryštácká brázda, Zlínská vrchovina, Hlucká pahorkatina, Luhačovická vrchovina, Komonecká hornatina (Demek et al. 1987, Správa CHKO Bílé Karpaty 2014 a).

4.2 Geologické poměry

Sledované území je součástí Karpatské soustavy, která je zde zastoupena západním úsekem flyšového pásma Vnějších Karpat. Flyšové pásmo sledovaného území je tvořeno vrstvami bystrické jednotky, která tvoří na území Bílých Karpat asi 2 - 10 km široký pruh, táhnoucí se ve směru jihozápad-severovýchod mezi Valašskými Klobouky, Štítnou nad Vlárí a Záhorovicemi, kde končí na nezdenickém zlomu. Bystrická jednotka tak odděluje jednotky račanskou a bělokarpatskou. Převážná část sledovaného území je

tvořena tzv. bystrickými vrstvami, které se vyznačují střídáním nepropustných jílovců s pískovci a místními polohami slepenců z období paleocénu až eocénu (Hostětín 2014).

V období jarního tání sněhu a intenzivních srážek prosakuje pískovcovými vrstvami flyše velké množství vody. V případě, že se voda dostane na ukloněnou rovinu jalovcové vrstvy, pohybuje se vlivem gravitace směrem po svahu a narušuje jeho stabilitu. Tento vliv svahových pohybů se projevuje také v lesních porostech v podobě šavlovitého vzrůstu stromů a vzniku tzv. opilých lesů (AOPK ČR 2014a).

4.3 Pedologické poměry

Na sledovaném území je charakter půdního pokryvu homogenní. Tato vlastnost je typická pro celou flyšovou oblast Bílých Karpat. Převládajícím půdním typem v lesních porostech je kambizem, převážně mezotrofní, oligotrofní a luvická. K méně zastoupeným půdním typům patří podzol, fluvizemě v potočních nivách toků a gleje, které se vyskytují v místech se stálým zamokřením půdního profilu (Novák et al. 1991).

4.4 Klimatické poměry

Klimatické poměry jsou důležitým faktorem ovlivňujícím hydrologický režim. Podle klimatické rajonizace je sledované území zařazeno do mírně teplé klimatické oblasti označované jako MT9. Léto je krátké, mírné, suché, s průměrnou teplotou v červenci 16 – 18°C s počtem letních dnů 30 až 40. Jaro je mírné, s průměrnou teplotou v dubnu 6 – 7°C. Podzim je mírný s průměrnou teplotou v říjnu 6 – 7°C. Zima je normálně dlouhá, mírně chladná se sněhovou pokrývkou spíše kratší (60 – 100 dní), průměrná teplota v lednu je –3 až – 4°C. Průměrná roční teplota se uvádí 8,1°C a průměrný úhrn ročních srážek je 752 mm. Nejdéle svítí slunce v červenci, v průměru 8,5 až 8,9 hodin denně.

Nejkratší sluneční svit je v prosinci, v průměru 1,4 až 1,6 hodiny denně. Dále se v Bílých Karpatech vyskytuje vítr fénového charakteru. Fén je padavý teplý a suchý vítr, který vzniká po přechodu přes pohoří. Po nárazu na pohoří stupá nahoru a ztrácí

ochlazováním na návětrné straně téměř všechnu vláhu. Do údolí tak klesá suchý, teplý a zrychluje (Bílé Karpaty 2014).

4.5 Hydrologické poměry

Území Bílé Karpaty náleží k úmoří Černého moře a největší jeho část patří do povodí řeky Moravy, a to jejích levostranných přítoků Olšavy, Okluky, Veličky a Radějovky a řeky Váhu. Pro toto území jsou celkově nepříznivé hydrologické podmínky. Výskyt podzemních vod je velmi omezený. Vertikální komunikace vod končí na vrstvách pelitů, čímž se vytvářejí drobné hydrogeologické jednotky, které odpovídají jednotlivým lavicím pískovců. Proto jsou podzemní prameny ve flyšových oblastech rozptýlené a se slabší vydatností. Pro vodní toky je charakteristická značná rozkolísanost průtoků. Nejvíce vody jimi protéká v období jarního tání sněhu, v létě naopak často vysychají.

Území Hostětína se nachází v povodí potoka Kolelač, které leží v pramenné oblasti řeky Olšavy. Plocha Kolelače činí 17 km². Část východní hranice katastrálního území je zároveň rozvodnicí mezi povodím Moravy, do které se Olšava u Uherského Hradiště vlévá, a povodím Váhu, respektive jeho pravobřežního přítoku řeky Vlárky. Hlavním vodním tokem území je Bukovinský potok, který pramení v nadmořské výšce 500 m n. m. v trati Bukovina v jižní části katastru a je hlavním přítokem údolní nádrže Bojkovice. Po 7,5 km toku se Kolelač nad Bojkovicemi vlévá do řeky Olšavy. Výstavba údolní nádrže Bojkovice v roce 1966 a její pozdější využití jako zdroje pitné vody vedlo k vyhlášení pásma hygienické ochrany v celém povodí potoka Kolelače (Správa CHKO Bílé Karpaty 2014b).

4.6 Zvláště chráněná území a vegetace

Chráněná krajinná oblast Bílé Karpaty byla zřízena Ministerstvem kultury ČSSR dne 3. 11. 1980 (dále jen CHKO BK). Roste zde přes 1500 druhů rostlin, z nichž je 101 druhů chráněných, 27 druhů patří mezi kriticky ohrožené, 37 druhů mezi silně ohrožené a 37 druhů mezi ohrožené. Na území CHKO Bílé Karpaty se nacházejí 4 fyto geografické

okresy. V podhůří, mezi Bojkovicemi a Sudoměřicemi, to jsou Dolnomoravský úval a Bílé Karpaty stepní, které náleží k panonskému termofytiku. Většinu území zabírají Bílé Karpaty lesní a severní část, v okolí Valašských Klobouk, fyto geografický okres Javorníky. Oba tyto okresy náleží do karpatského mezofytika.

Květnaté louky s roztroušenými dřevinami představují typický krajinný ráz Bílých Karpat. Téměř 45 % plochy CHKO pokrývají lesy. Významné je zastoupení listnatých lesů, které tvoří necelých 55 % z celkové plochy. Typickými lesními společenstvy jsou habrové doubravy, javorové bukové doubravy, jasanové olšiny nižšího stupně a bučiny s dubem.

V kulturní krajině v okolí Hostětína mají lesy a zemědělská půda vyvážené zastoupení. Na zemědělsky obhospodařované půdě (47 % z celkové výměry) převládají louky a pastviny, které doplňuje orná půda a ovocné sady a zahrady (Hamšíková et al. 2013). V okolí Hostětína najdeme rozmanitou vegetaci, kterou zastupují například vemeník dvoulistý (*Platan therabifolia*), hlavinka horská (*Traunsteinera globosa*), vstavač kukačka (*Orchis morio*), pětiprstka žežulník (*Gymnadenia conopsea*), plicník měkký (*Pulmonaria mollis*) a lilie zlatohlavá (*Lilium martagon*) a 40 druhů orchidejí. Dubohabrový háj je převážně bohatou lokalitou, kde se vyskytuje kriticky ohrožená rostlina mochna drobnokvětá (*Potentilla micrantha*) (AOPK ČR 2014b).

Celé území obce Hostětín leží na území Chráněné krajinné oblasti Bílé Karpaty. První zóna ochrany CHKO Bílé Karpaty je vyhlášena na ploše 15,18 ha (především na území zrušené Přírodní památky Žleb – 8,45 ha). Ostatní chráněná území jsou zastoupena evropsky významnou lokalitou EVL Natura 2000 Na Koncoch (186 ha). Na území obce se nachází památný strom Lípa v Ohrádce. Pásma hygienické ochrany vodárenské nádrže Bojkovice jsou na území obce zastoupena plochami ochranného pásma 2. stupně (zóna infiltrační, zemědělská). V územním plánu je vymezen místní územní systém ekologické stability, který mimo existujících skladebných částí obsahuje navrhované biokoridory, biocentra a interakční prvky. V obci se nevyskytují plochy s vážně poškozeným životním prostředím (Hamšíková et al. 2013).

5 POTOK KOLELAČ

5.1 Popis povodí

Objektem mého zájmu se stal potok Kolelač (číslo hydrologického pořadí 4-13-01-087). Jeho povodí je většinou zalesněné a bez soustředěné zástavby. Kolelač pramení v lesích ve výšce 470 m n. m. v oblasti zvané Bukovina jihovýchodně od obce Hostětín. Potok protéká stromovou alejí a po 1,2 km vtéká do malého záchytného rybníčku v obci Hostětín. V Hostětíně přibírá bezejmenný levostranný přítok, který protéká lesy a poli a pramení jižně od obce. Severozápadně za Hostětínem se nachází KČOV, do které je z potoka přečerpávána voda. Potok odtud protéká podél polí stromovou alejí. Po 700 m od KČOV přibírá pravostranný přítok říčky Olšůvka a po 300 m levostranný bezejmenný přítok z jihu, který protéká podél polí. Po 100 m se Kolelač stáčí k jihozápadu a přibírá další pravostranný přítok zvaný Kolelačský potok. Po dalších 700 m zaústí z pravé strany ze severu do Kolelače potok Hluboká.

Potok Kolelač ústí 3 km pod Hostětínem do vodní nádrže Bojkovice (dále jen VD Bojkovice), nároky na kvalitu jeho vody jsou tedy vysoké. VD Bojkovice na Kolelačském potoce se nachází asi 2 km severovýchodně od obce Bojkovice. Hráz byla vybudována jako zemní sypaná, z místních štěrkových materiálů s příměsemi hlín. Vodní nádrž, jejíž rozloha činí 15,45 ha, obklopují smíšené lesy. Potok Kolelač pokračuje z VD Bojkovice jihozápadně a přítéká do průmyslové zóny města Bojkovice, kde se stává pravostranným přítokem řeky Olšavy.

5.2 Antropogenní vlivy na potok Kolelač

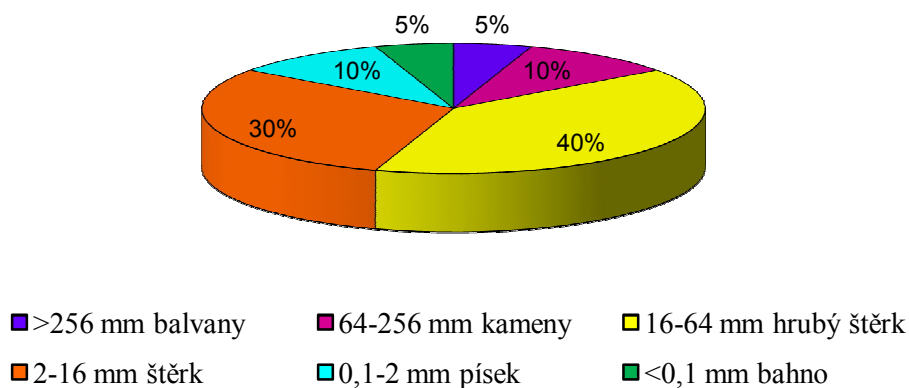
Kvalita vody potoka Kolelač je ovlivňována více faktory, jimiž jsou obec Hostětín, zemědělsky obdělávaná půda, poměrně velké množství přítoků, přítomnost místní komunikace a kořenová čistírna odpadních vod. V obci Hostětín není vybudován obecní vodovod, obyvatelé si zajišťují vodu ze soukromých studní. Jednotná kanalizace byla v Hostětíně vybudována v 50. letech a její jednotlivé větve ústily přímo do potoka Kolelač. V červenci roku 1997 byla zprovozněna KČOV, která leží 250 m severozápadně od obce Hostětín. Recipientem pro vyčištěnou OV je potok Kolelač.

6 POPIS LOKALIT

6.1 Lokalita L1 – Hostětín nad rybníkem před KČOV

První lokalita se nachází v Hostětíně nad rybníkem před KČOV. Toto odběrové místo se nachází na souřadnicích 49°2'52.1''N, 17°52'58.1''E v nadmořské výšce 385 m n. m. na říčním km 0,95. Tok zde byl napřímen a mírně zahlouben. Dno je šterkopísčité, přičemž hrubý šterk zaujímá 40 % (viz graf 1). Na pravém břehu se vyskytují řídce stromy ojediněle keře. Do 50 m od obou břehů se nachází louky, na pravém břehu je v blízkém okolí místní komunikace a zástavba. V létě je zastínění 95 %.

Substrát lokality L1

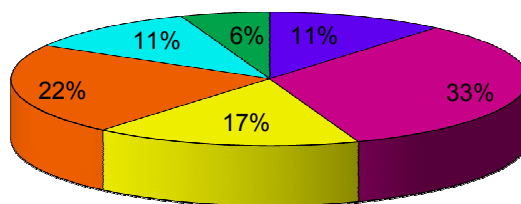


Graf 1 Skladba substrátu lokality L1

6.2 LOKALITA L2 – před přítokem do KČOV

Druhá lokalita se nachází v Hostětíně před přítokem do KČOV. Toto odběrové místo se nachází na souřadnicích 49°3'9.1''N, 17°52'36.6''E v nadmořské výšce 370 m n. m. na říčním km 1,85. Tok zde byl napřímen a zahlouben. Dno je kamenité až štěrkovité, přičemž kameny zaujímají 30 % a štěrk 20 % (viz graf 2). Na levém břehu se vyskytují ojediněle keře, stromy a traviny. Na pravém břehu řídce keře. Do 50 m od obou břehů se nachází louky. V létě je zastínění 80 %.

Substrát lokality L2



■ >256 mm balvany ■ 64-256 mm kameny ■ 16-64 mm hrubý štěrk
■ 2-16 mm štěrk ■ 0,1-2 mm písek ■ <0,1 mm bahno

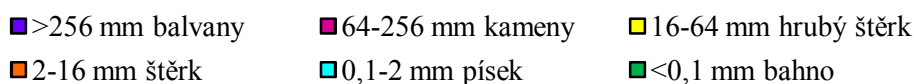
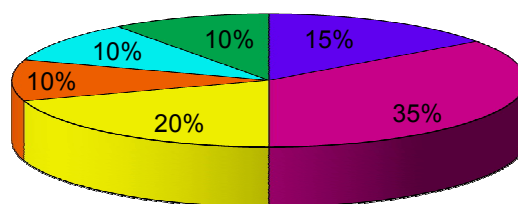
Graf 2 Skladba substrátu lokality L2

6.3 LOKALITA L3 – pod KČOV

Třetí lokalita se nachází v Hostětíně těsně pod odtokem z KČOV. Toto odběrové místo se nachází na souřadnicích 49°3'13.3''N, 17°52'25.6''E v nadmořské výšce

357 m n. m. na říčním km 2. Tok zde byl napřímen a mírně zahlouben. Substrát dna je hrubý s převahou kamenů, přičemž kameny zaujímají 35 % a hrubý štěrk 20 % (viz graf 3). Po obou březích jsou ojediněle stromy a traviny. Na levém břehu se vyskytují ojediněle keře, na pravém pouze řídce. Do 50 m od obou břehů se nachází louky a na levém břehu železniční trať. V létě je zastínění 80 %.

Substrát lokality L3

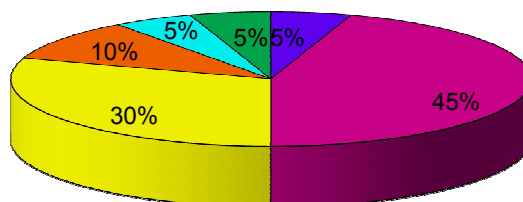


Graf 3 Složení substrátu lokality L3

6.4 LOKALITA L4 – silnice samota pod KČOV

Čtvrtá lokalita se nachází nedaleko hlavní silnice u samostatně stojícího statku (pod přítokem do KČOV). Toto odběrové místo se nachází na souřadnicích 49°3'30.4"N, 17°51'53.7"E v nadmořské výšce 340 m n. m. na říčním km 3. Tok se zde stáčí zleva doprava. Dno je kamenité až štěrkové, kameny tvoří 45 %, štěrky 10 % (viz graf 4). Na obou březích se vyskytují traviny a byliny. Na levém břehu se vyskytují ojediněle keře a řídce stromy, na pravém břehu stromy ojediněle. V létě je zastínění 30 %.

Substrát lokality L4



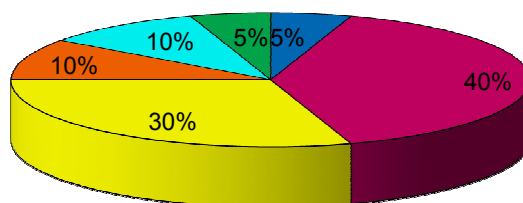
- | | | |
|-------------------|--------------------|------------------------|
| ■ >256 mm balvany | ■ 64-256 mm kameny | ■ 16-64 mm hrubý štěrk |
| ■ 2-16 mm štěrk | ■ 0,1-2 mm písek | ■ <0,1 mm bahno |

Graf 4 Skladba substrátu lokality L4

6.5 LOKALITA L5 – pod KČOV

Pátá lokalita se nachází u limnigrafu před pravostranným přítokem potoka Hluboká (pod přítokem do KČOV). Toto odběrové místo se nachází na souřadnicích 49°3'16.7''N, 17°51'24.8''E v nadmořské výšce 322 m n. m. na říčním km 4. Tok se zde stáčí mírně doleva. Dno je převážně kamenité až štěrkové, kameny tvoří 40 %, štěrky 10 % (viz graf 5). Na obou březích se vyskytují ojediněle keře. Na pravém břehu jsou traviny, byliny a řídké stromy. Do 50 m jsou na obou březích listnaté lesy a na pravém břehu louky. V létě je zastínění 80 %.

Substrát lokality L5



- | | | |
|-------------------|--------------------|------------------------|
| ■ >256 mm balvany | ■ 64-256 mm kameny | ■ 16-64 mm hrubý štěrk |
| ■ 2-16 mm štěrk | ■ 0,1-2 mm písek | ■ <0,1 mm bahno |

Graf 5 Skladba substrátu lokality L5

7 METODIKA

7.1 Schéma odběrů

Na každé z pěti vybraných lokalit potoka Kolelače (L1, L2, L3, L4, L5) byl v dubnu 16. 4. 2013 proveden jednorázový odběr vzorků makrozoobentosu.

7.2 Měření abiotických faktorů

Při každém odběru byla měřena teplota vody a vzduchu, pH, vodivost a obsah rozpuštěného kyslíku ve vodě. Měřena byla vždy také hloubka a šířka toku. Pokryvnost dna jednotlivými složkami substrátu byla hodnocena vizuálně.

Substrát byl rozdělen do šesti kategorií podle velikosti partikulí dle Baina M. B. et al. 1958:

Balvany > 256 mm

Kameny 64 – 256 mm

Hrubý štěrk 16 – 64 mm

Štěrk 2 – 16 mm

Písek 0,1 – 2 mm

Bahno < 0,1 mm

Mezi další abiotické faktory, které byly na vybraných lokalitách zaznamenány, patří vzdálenost lokality od pramene, nadmořská výška, zastínění, oblačnost, vodnost včetně charakteru proudění, hloubka a šířka.

7.3 Odběry vzorků vody a jejich chemická analýza

V terénu byly z lokalit L1 – L5 odebrány vzorky vody pro chemickou analýzu. Na každé lokalitě byl odebrán vzorek pro stanovení rozpuštěného kyslíku. Do dvou

plastových lahví o objemu 500 ml byla odebrána voda pro stanovení fosforečnanů, amoniaku a amonných iontů, dusičnanů, chemické a biochemické spotřeby kyslíku. Vzorky byly plněny do připravených vzorkovnic. U vzorkovnic pro stanovení chemické spotřeby kyslíku byla provedena konzervace vzorků. Vzorky byly udržovány v chladnu až do chvíle zpracování analýz. Vzorky byly do 24 hodin po odběru zpracovány v akreditované laboratoři VÚV TGM, v.v.i. v Brně. Rozsah prováděných analýz zahrnoval sledované ukazatele:

1. biochemická spotřeba kyslíku (BSK₅),
2. chemická spotřeba kyslíku (CHSK-Cr),
3. dusíkové hodnoty (amoniakální dusík N-NH₄; dusičnanový dusík N-NO₃; dusitanový dusík N-NO₂),
4. celkový fosfor (P_{celk.}).

7.4 Metodika odběru vzorků makrozoobentosu

Odběry byly prováděny multihabitatovou, semikvantitavní metodou PERLA (ČSN 757701, ČSN 757703, Kokeš et al. 2006) po dobu 3 minut tak, aby byly postihnuty všechny habitaty (peřeje, tůně, vodní vegetace, kameny atd.) proporcionálně podle jejich výskytu. Byl vzorkován úsek, rovnající se sedminásobku šířky toku. Při odběru vzorků se postupovalo proti proudu za použití ruční bentosové sítě o rozměrech 25*25 cm s velikostí ok 0,5 mm, která se přitiskla kolmo ke dnu otvorem proti proudu. Substrát byl před bentosovou sítí intenzivně rozrušován nohou, do hloubky 5 – 10 cm a větší kameny do ní byly omývány rukama, uvolněné organismy tak byly splavovány proudem do sítě. Vzorek byl zbaven kamenů a písku dekantací.

Pro omezení mechanického poškození živočichů při převozu do laboratoře, byl nasbíraný materiál na místě přetříděn na bílých fotomiskách. Vybírány byly zejména křehké organismy. Materiál byl fixován 4% formaldehydem v PVC zkumavkách, pouze zástupci kmene Mollusca a čeledi Simuliidae byli fixováni 80% ethylalkoholem.

Konzervované vzorky makrozoobentosu byly dále vytříděny a determinovány v laboratoři. Při determinaci jednotlivých skupin makrozoobentosu byla použita

odborná literatura Klíč vodních larev hmyzu (Rozkošný 1980), Fauna ČSSR Jepice – Ephemeroptera (Landa 1969) a atlas Central European Trichoptera Larvae (Weringer & Graf 2011).

7.5 Metody hodnocení biotických dat

Nejprve byl stanoven počet taxonů živočichů a jejich abundance v jednotlivých vzorcích. Dále bylo stanoveno jednotlivé zastoupení vyšších taxonomických skupin, přičemž do kolonky ostatní jsou zahrnuty skupiny Mollusca, Coleoptera, Diptera, Turbellaria a Megaloptera, které se vyskytují ve velmi malém množství.

U jednotlivých odběrů dále následovalo stanovením dominance taxonů. Pro porovnání dat byla použita databáze ARROW, kterou provozuje ČHMÚ jako Národní referenční středisko pro monitoring v rámci činností pro MŽP, dále data z průzkumu zoobentosu potoka Kolelače z roku 1993, který prováděl RNDr. Jiří Kokeš v rámci projektu VÚV T. G. Masaryka a data z VÚV T. G. Masaryka z roku 2014.

Při analýze společenstev na jednotlivých lokalitách byl makrozoobentos hodnocen také na úrovni vyšších taxonů, které byly zařazeny do pěti tříd dominance podle Tischler (Losos 1984):

eudominantní druh	více než 10 % společenstva
dominantní druh	5 – 10 % společenstva
subdominantní druh	2 – 5 % společenstva
subrecendentní druh	méně než 1 %

Po té byl spočítán ekologický index diverzity podle Shannon – Wienera, který v sobě zahrnuje pestrost a vyrovnanost společenstva. Při analýze společenstev na jednotlivých lokalitách byl makrozoobentos hodnocen také na úrovni vyšších taxonů.

Dále byli živočichové zařazeni podle svých potravních preferencí do pěti skupin za pomoci programu Asterics (AQEM 2002): škrabači, kouskovači, sběrači, filtrátoři, predátoři a paraziti.

Pro makrozoobentos byly stanovené proudové preference dle zařazení do skupin.

Reofilové (RP)

Reolimnofilové (RL)

Limnoreofilové (LR)

Limnofilové (LP)

Limnobionti (LB)

Indiferentní (IN)

Dále byl stanoven biotický saprobní index (Si) (ČSN 757716). Saprobita je biologický stav vody vyvolaný znečištěním rozložitelnými organickými látkami. Saprobní index hodnotí pouze míru organického znečištění, do výpočtu vstupují abundance jednotlivých druhů, saprobní index každého druhu a indikační hodnota organismu. Výsledkem je saprobní index společenstva, což je číslo vyjadřující stupeň znečištění biochemicky odbouratelnými organickými látkami. Saprobní index ovšem nerozlišuje mezi organickým znečištěním přirozeným a způsobeným člověkem (Kokeš & Vojtíšková 1999). Podle hodnoty Si řadíme čistotu vody do pěti tříd (podle ČSN 757716):

0,5 – 0,5 **xenosaprobita** – čistá voda s chudým oživením

0,5 – 1,5 **oligosaprobita** – čistá voda s velmi malým množstvím organických látek a živin

1,5 – 2,5 – **β -mesosaprobita** – je zde již vyšší přísun organických látek, ale jejich autochtonní přísun je větší než allochtoní

2,5 – 3,5 – **α -mesosaprobita** - autochtonní a allochtoní přísun organických látek je vyrovnaný, dochází zde už k anaerobnímu rozkladu

3,5 – 4,5 – **polysaprobita** – vysoký přísun organických látek a běžně dochází k anaerobnímu rozkladu

Tab. 1 Stupnice hodnocení čistoty vody podle ČSN 75 7221

Třída	Hodnota Si	Komentář
I	Méně než 1,5	velmi čistá voda
II	1,5 – 2,19	čistá voda
III	2,2 – 2,99	znečištěná voda
IV	3,0 – 3,49	silně znečištěná voda
V	3,5 a více	velmi silně znečištěná voda

Pro stanovení ekologického stavu toku bylo použito multimetrické hodnocení vyvinuté pro 3 typy toků v ČR pro metodiku projektu AQEM (Brabec et al. 2004). Jedná se o kombinaci 3 jednoduchých metrik – saprobního indexu, indexu RETI a ASPT. Numerická škála používaná pro hodnocení ekologického stavu je od 1 do 5, kde 5. třída ekologického stavu toku je nejlepší, zatímco 1. třída znamená tok zničený (AQEM 2002).

Stupnice ekologický stav se slovním hodnocením viz tab. 2:

- 5. třída: velmi dobrý
- 4. třída: dobrý
- 3. třída: střední
- 2. třída: poškozený
- 1. třída: zničený

Tab. 2 Hodnocení ekologického stavu toku (typ toku CO1)

Ekologický stav toku					
Metrika	5 (v. dobrý)	4 (dobrý)	3 (střední)	2 (poškozený)	1 (zničený)
Saprobní index (CZ)	< 1,8	1,81 – 2,10	2,11 – 2,50	2,51 – 3,00	> 3,01
ASPT	> 6,01	> 6,01	5,21 – 6,00	4,01 – 5,20	< 4,00
RETI	> 0,471	0,281 – 0,470	0,151 – 0,280	0,051 – 0,150	< 0,050

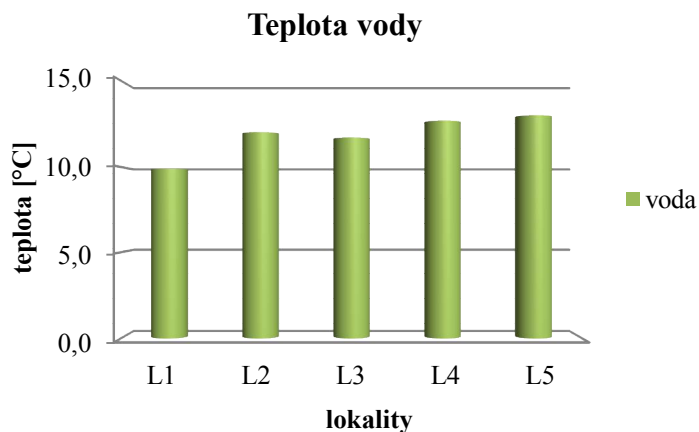
8 VÝSLEDKY A DISKUZE

8.1 Naměřené abiotické faktory lokalit L1 – L5

V této kapitole jsou shrnuty výsledky jednorázového měření abiotických faktorů z lokalit Kolelačského potoka L1 – L5. Všechna měření probíhala ve stejný den za teplého počasí a velmi nízké oblačnosti.

8.1.1 Teplota vody

Teplota vody v tocích je zpravidla ovlivňována mnoha faktory, prioritním je teplota vzduchu, dalšími jsou rychlost proudu, hloubka toku a zastínění. Teplota vody na Kolelačském potoce (graf 6) byla naměřena v rozmezí od 9,9 °C do 13 °C. Po směru toku má mírně vzestupný charakter. Na lokalitě L1 dosahovala teplota nejnižší hodnotu ze všech měřených lokalit tj. 9,9 °C, jelikož se nachází na horním toku s větším spádem a vyšší rychlostí proudu. Na nižší teplotě se také podílí z 95 % zastínění, a to převážně keři a vzrostlými stromy. Na lokalitě L2 byla teplota vody o 2,1 °C vyšší, důvodem mohla být snižující se rychlost proudu a menší zastínění toku. Lokalita L3 má téměř shodné podmínky jako L2, teplota vody byla nepatrně nižší, a to 11,7 °C. Teplota vody na lokalitě L4 byla 12,7 °C, což mohlo být důsledkem zpomalení rychlosti proudu toku a menšího zastínění (30 %). Přesto, že na lokalitě L5 byla rychlost proudu nižší a zastínění toku větší, naměřená teplota vody byla 13 °C.



Graf 6 Teplota vody na lokalitách L1 – L5

8.1.2 Rozpuštěný kyslík

Obsah rozpuštěného kyslíku je jedním z důležitých faktorů, které ovlivňují vodní organismy. Množství rozpuštěného kyslíku ovlivňuje hlavně teplota vody. Množství kyslíku rozpuštěného ve vodě zpravidla nepřesahuje maximální koncentraci 14 mg/l při teplotě 4°C. S rostoucí teplotou zpravidla rozpustnost kyslíku ve vodě klesá (Heteša & Kočková 1997, Hojerová 2011).

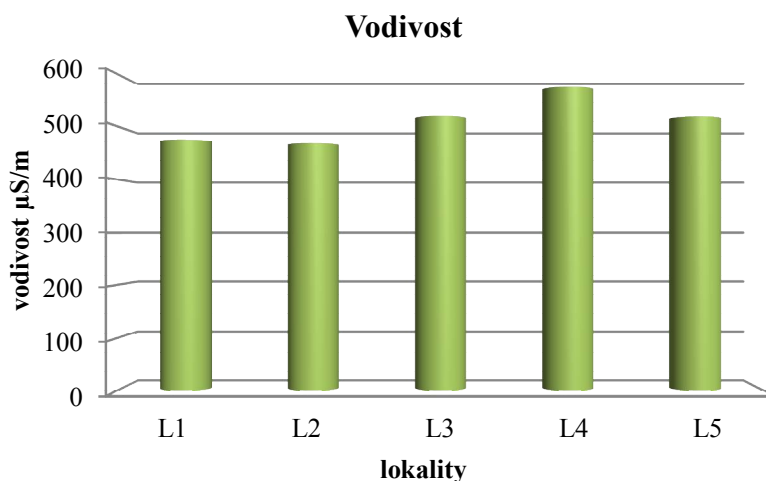
Množství rozpuštěného kyslíku se na sledovaných lokalitách pohybovalo od 9,52 mg/l do 11,11 mg/l (graf 7). Na lokalitě L1 bylo nejvyšší množství kyslíku 11,11 mg/l, jelikož se nachází na horním toku o nižší teplotě, s větším spádem a vyšší rychlostí. Nejnižší hodnota rozpuštěného kyslíku 9,52 mg/l byla na lokalitě L3, což mohlo být způsobeno výpustí ze stabilizační nádrže KČOV, která odvádí vyčištěnou odpadní vodu s menším množstvím kyslíku. Vyčištěné odpadní vody z KČOV mohou obsahovat zbytkové znečištění, které ovlivňuje kvalitu vody tím, že vzniká prostředí bez kyslíku. Vlivem vypouštění vyčištěné odpadní vody může docházet i k ovlivňování recipientu. V tomto případě byl pokles množství koncentrace kyslíku velmi nízký. Na ostatních lokalitách se hodnoty rozpuštěného kyslíku téměř nelišily.



Graf 7 Množství rozpuštěného kyslíku na lokalitách L1 – L5

8.1.3 Vodivost

Vodivost nepřímo vyjadřuje množství rozpuštěných látek („solí“) ve vodě. Zvýšené hodnoty mohou být způsobeny jednak přirozeným podložím povodí v toku, nebo znečištěním. Na všech lokalitách byly naměřeny hodnoty vodivosti vody (graf 8) v rozmezí od 469 μSm^{-1} (lokalita L2) do 575 μSm^{-1} (lokalita L4). Hodnota vodivosti se zvýšila na lokalitě L3 a L4, což mohlo být způsobeno větším množstvím rozpuštěných látek či znečištěním.



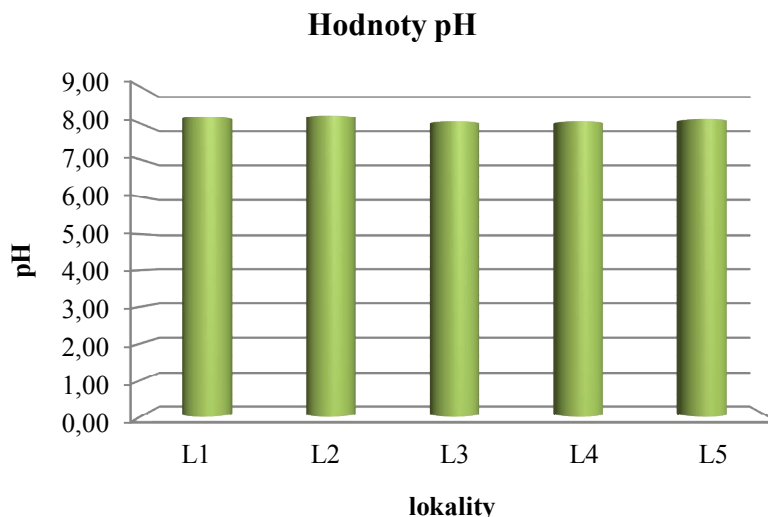
Graf 8 Hodnoty vodivosti vody na lokalitách L1 – L5

8.1.4 Hodnoty pH

Hodnota pH vody patří mezi důležité faktory pro život ve vodě. Je ukazatelem síly kyseliny nebo zásady, hodnota je rozdělena do stupnice od 0 až 14. Čistá voda s hodnotou pH 7 je označována jako neutrální. Alkalické roztoky mají hodnotu pH vyšší než 7 a kyselé mají hodnotu pH nižší než 7.

Naměřené hodnoty pH vody se pohybovaly v rozmezí 8,06 do 8,23 (graf 9). Na lokalitě L3 a L4 došlo k mírnému snížení pH pravděpodobně z důvodu umístění

lokality L3 pod výpustí KČOV. V lokalitě L5 došlo opět k mírnému zvýšení pH. Všechny naměřené údaje mají alkalický charakter.



Graf 9 Hodnoty pH vody na lokalitách L1 – L5

8.1.5 Chemická analýza vody

Pro chemickou analýzu vody byly měřeny parametry pro biochemickou spotřebu kyslíku (BSK_5), chemickou spotřebu kyslíku (CHSK-Cr), dusíkové hodnoty (amoniakální dusík $N-NH_4$; dusičnanový dusík $N-NO_3$; dusitanový dusík $N-NO_2$) a celkový fosfor ($P_{celk.}$).

Výsledné hodnoty chemické analýzy vody jednorázového odběru všech lokalit, jsou uvedeny v tabulce 3. Nejnižší hodnota biochemické spotřeby kyslíku BSK_5 (0,55 mg/l) byla na lokalitě L1 a nejvyšší hodnota (5,01 mg/l) byla na lokalitě L3. Na vyšší hodnotě BSK_5 lokality L3 se pravděpodobně podílela vypouštěná vyčištěná odpadní voda ze stabilizační nádrže KČOV.

Hodnoty dusíků (dusitanového a dusičnanového), amoniaku a celkového fosforu na lokalitě L3 byly vyšší, což opět poukazuje na vliv vypouštěné odpadní vody z KČOV. Nejvyšší hodnotu celkového fosforu a amoniaku vykazovala lokalita L5, což může být způsobeno zemědělskou činností na okolní obdělávané půdě za použití chemických hnojiv a přítomností rekreačních objektů v blízkém okolí dané lokality.

Pro srovnání byla použita data chemické analýzy vody z VÚV T. G. Masaryka, které byly ve stejném období naměřeny na lokalitách L1 – L3 v roce 2014. Všechny naměřené hodnoty pro chemickou analýzu vody byly v roce 2013 a 2014 kromě lokality L3 podobné. Na lokalitě L3 byly hodnoty BSK₅, N-NH₄ a P_{celk.} v roce 2014 nepatrně nižší než u L3 z roku 2013.

Tab. 3 Chemická analýza vody L1- L5 při odběrech 16. 4. 2013

Lokalita	BSK₅	CHSK-Cr	N-NH₄	N-NO₃	N-NO₂	P_{celk.}
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
L1	0,55	8,00	0,03	1,29	0,00	0,04
L2	1,20	11,00	0,06	1,14	0,02	0,12
L3	5,01	12,00	0,90	2,89	0,06	0,23
L4	3,52	12,00	1,89	1,42	0,06	0,23
L5	4,90	15,00	2,75	0,88	0,04	0,26

Tab. 4 Chemická analýza vody L1- L3 při odběrech 20. 3. 2014 (data poskytnutá VÚV T.G.M., v.v.i.)

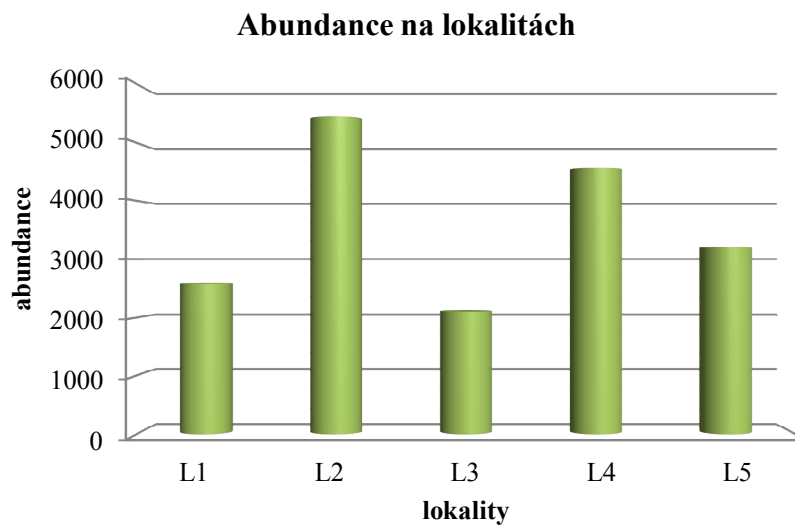
Lokalita	BSK₅	CHSK-Cr	N-NH₄	N-NO₃	N-NO₂	P_{celk.}
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
L1	1,24	3,00	0,03	1,15	0,00	0,04
L2	1,70	11,00	0,11	1,46	0,02	0,10
L3	2,98	9,07	0,98	1,50	0,05	0,18

8.2 Společenstvo makrozoobentosu

8.2.1 Abundance

Význam pojmu abundance spočívá v početnosti jedinců jednoho druhu na určitém místě. Abundance makrozoobentosu nalezených na lokalitách L1 – L5 znázorňuje graf 10. Celkem bylo na všech lokalitách nalezeno 17 879 jedinců. Nejvyšší počet jedinců 5 434 byl zaznamenán na lokalitě L2. Naproti tomu nejnižší abundance byla zjištěna na lokalitě L3, a to 2 108 jedinců makrozoobentosu.

Nižší abundance na lokalitě L3 může být způsobena podmínkami v místě pod vyústěním vyčištěné odpadní vody, především vyšší organickou zátěží. Na první lokalitě byla abundance také nižší, což je přirozeným jevem horních toků.

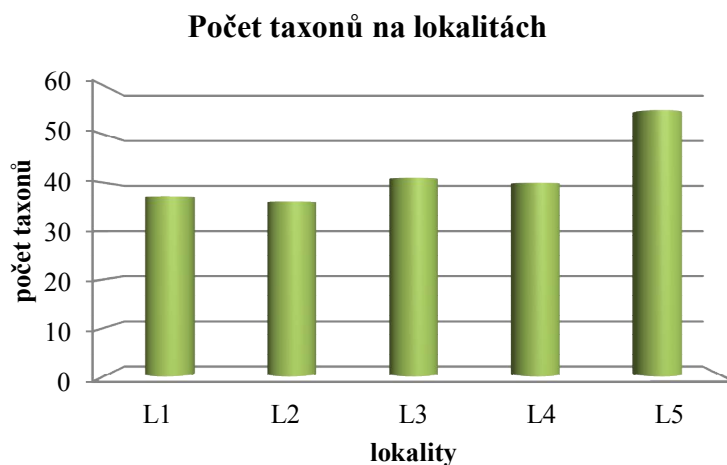


Graf 10 Abundance makrozoobentosu na lokalitách L1 – L5

8.2.2 Počet taxonů

Počty taxonů společenstva makrozoobentosu nalezených na lokalitách znázorňuje graf 11. Celkem bylo na všech lokalitách nalezeno 84 taxonů. Počet taxonů se pohyboval v rozmezí 36 až 55. Nejvyšší počet taxonů makrozoobentosu byl zjištěn na lokalitě L5 a nejnižší byl na lokalitě L2. Tím, že byly sledované lokality blízko sebe a byly si velmi podobné, odpovídalo tomu i podobné složení společenstva.

Z grafu 14 a 15 lze vyčíst, že na lokalitě L2 byla nejvyšší abundance a zároveň nejnižší počet nalezených taxonů. Na lokalitě L3 tomu bylo naopak, nižší abundance s větším počtem taxonů. Vzdávající počet taxonů v podélném profilu je přirozeným jevem. Absence některých druhů či skupin v toku však nemusí indikovat znečištění, protože ne všechny úseky jsou pro ně vhodné.



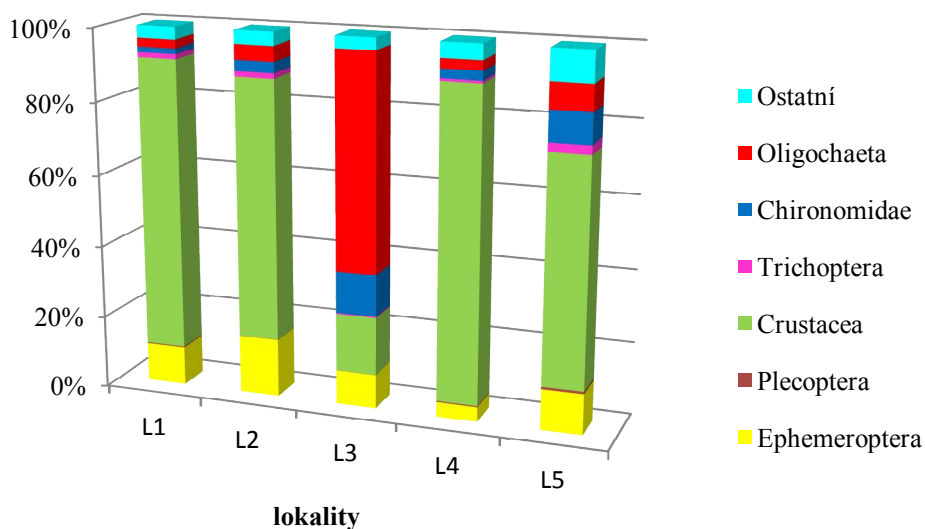
Graf 11 Počet taxonů společenstva makrozoobentosu na lokalitách L1 – L5

8.2.3 Zastoupení vyšších taxonomických skupin makrozoobentosu

Zastoupení vyšších taxonomických skupin (graf 12) bylo na všech lokalitách, kromě lokality L3, téměř shodné. Lokalita L3 se výrazně lišila v počtech zastoupení jednotlivých skupin makrozoobentosu. Nejvyšší zastoupení na lokalitách L1, L2, L4 a L5 měla skupina Crustacea (korýši), nejvyšší zastoupení s 86 % bylo zaznamenáno na lokalitě L4. Další významnou skupinou na všech lokalitách byly jepice (Ephemeroptera), jejich zastoupení se pohybovalo od 4 do 16 %. Skupina chrostíci (Trichoptera) se vyskytovala na všech lokalitách, ale v menší míře. Skupiny Ephemeroptera a Trichoptera se vyskytují v čistých vodách a mnoho druhů patří mezi indikátory kvality vody.

Na lokalitě L3 se měla největší zastoupení skupina máloštětinatých červů (Oligochaeta – 60 %). Na této lokalitě se oproti jiným vyskytovalo větší množství bahna a tlejícího listí. Dále se na lokalitě L3 vyskytovaly v menší míře skupiny Crustacea, Chironomidae a Ephemeroptera.

Poměr zastoupení skupin makrozoobentosu na lokalitách L1 – L5



Graf 12 Poměr zastoupení vyšších taxonomických skupin makrozoobentosu na lokalitách L1 – L5

8.2.4 Taxonomické složení společenstev makrozoobentosu

Přehled eudominantních a dominantních taxonů na všech lokalitách je uveden v tabulce 5. Nejvyššího, tedy eudominantního zastoupení na všech lokalitách dosáhl blešivec potoční *Gammarus fossarum* (Crustacea) Koch, 1836. Druh *G. fossarum* se běžně vyskytuje v čistých tekoucích vodách a řadí se k indikátorům čistoty vod.

Na lokalitě L3 dosáhly eudominantního postavení také zástupci červů *Tubifex tubifex* (O. F. Müller, 1773) a *Lumbricullus variegatus* Grube, 1844. Dále se na lokalitě L2 a L3 vyskytovaly 2 dominantní taxony, které tvořily zástupci jepic *Baetis* sp. a *Baetis rhodani* (Ephemeroptera).

Tab. 5 Eudominantní a dominantní druhy na jednotlivých lokalitách

Lokalita	Eudominantní druhy	
	název	zastoupení
LOK 1	<i>Gammarus fossarum</i>	80,40 %
LOK 2	<i>Gammarus fossarum</i>	71,49 %
LOK 3	<i>Lumbricullus variegatus</i>	38,76 %
	<i>Tubifex tubifex</i>	11,76 %
	<i>Gammarus fossarum</i>	15,28 %
LOK 4	<i>Gammarus fossarum</i>	85,62 %
LOK 5	<i>Gammarus fossarum</i>	61,79 %
	Dominantní druhy	
LOK 2	<i>Baetis</i> sp.	9,20 %
LOK 3	<i>Baetis rhodani</i>	8,25 %

Na lokalitě L1 byly z jepic nejpočetnější rody *Electrogena* sp. a *Ecdyonurus* sp., na lokalitě L2 převažovaly rody *Baetis* sp. a *Electrogena* sp., na lokalitě L3 se vyskytoval v převaze druh *B. rhodani*, na lokalitě L4 byl nejpočetnější druh *Electrogena* sp. a na lokalitě L5 byl největší počet druhů *Habrophlebia* sp. a *Ecdyonurus* sp. Skupina Trichoptera, zastoupená 6 druhy, se vyskytovala ve všech lokalitách, ale v menší míře. Množství nad 1 % dosáhl pouze druh *Plectrocnemia conspersa* (Curtis, 1834) na lokalitě L2 a *Halesus digitatus* (Schrank, 1781) na lokalitě L5.

Skupina Chironomidae byla nejpočetněji zastoupena na lokalitě L3, kde se převážně vyskytovaly druhy *Polypedilum convictum* (Walker, 1856) a *Diamesa tonsa* (Walker, 1856). Na ostatních lokalitách byl velmi nízký výskyt této skupiny s výjimkou lokality L5, kde se vyskytoval rod *Thienemannimyia* sp.

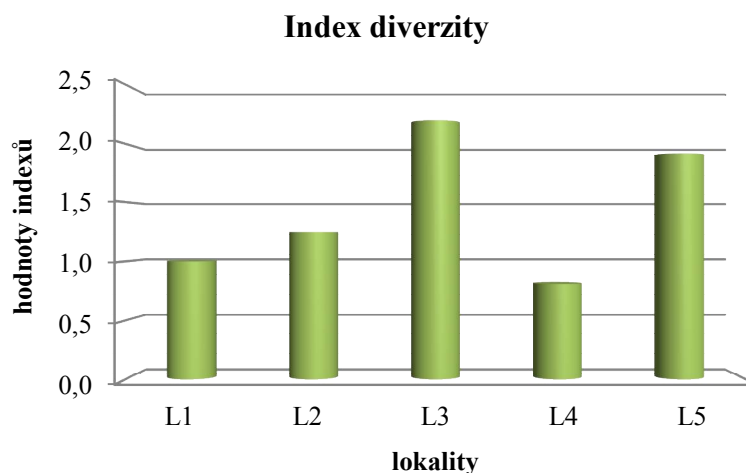
Kmen měkkýši (Mollusca) byl na sledovaných lokalitách zastoupen pěti druhy, z nichž na lokalitě L4 převažoval druh *Pisidium* sp. Řád Coleoptera byl zastoupen 8 druhy, ze kterých na lokalitě L5 převažoval rod *Rhynchelmis* sp. Řád Diptera byl zastoupen 10 druhy, z nichž pouze jeden rod *Prosimulium* sp. byl početnější. Třída ploštěnky (Turbellaria) byla zastoupena pouze ploštěnkou potoční *Dugesia gonocephala* (Duges, 1830). Řád střechatky (Megaloptera) byl zastoupen také pouze 1 druhem, a to *Sialis fuliginosa* Pictet, 1836.

8.2.5 Index diverzity

Biodiverzita je odrazem pestrosti společenstev organismů žijících v určitém ekosystému. Odráží relativní abundance taxonů, tj. strukturu společenstva jako počet druhů a jejich poměrné zastoupení. Mezi nejčastěji používané indexy diverzity patří Shannon – Wienerův index, kde je v jednom údaji shrnuta informace o počtu druhů a velikosti populace na lokalitě. Hodnota indexu je rovna 0, když je jediný druh ve vzorku, a dosahuje maxima pouze za předpokladu, že všechny přítomné druhy jsou zastoupeny stejným počtem jedinců (dokonale rovnoměrné rozdělení).

Následující graf 13 znázorňuje hodnoty indexů diverzity na jednotlivých lokalitách dle Shannon – Wienera. Na lokalitách byly mírné výkyvy hodnot, pohybovaly se v rozmezí od 0,8 do 2,2. K vyšší hodnotě indexu diverzity na lokalitě L3 může přispívat výskyt rybničního bentosu z KČOV. Na lokalitě L3 bylo ve srovnání s ostatními lokalitami méně jedinců, ale více taxonů, a společenstvo se tak může jevit jako vyrovnanější. Z toho vyplývá, že vyšší index diverzity ne vždy souvisí pouze s kvalitou prostředí. I na poškozených lokalitách může být paradoxně hodnota diverzity v některých případech vyšší. Oproti tomu nejnižší hodnota indexu diverzity byla na lokalitě L4, což pravděpodobně způsobila postupná eliminace rybničních druhů

z KČOV. Také zde výrazně převládala z 86 % druh *G. fossarum*, který zatlačil ostatní taxony.



Graf 13 Hodnoty indexů diverzity na lokalitách L1 – L5

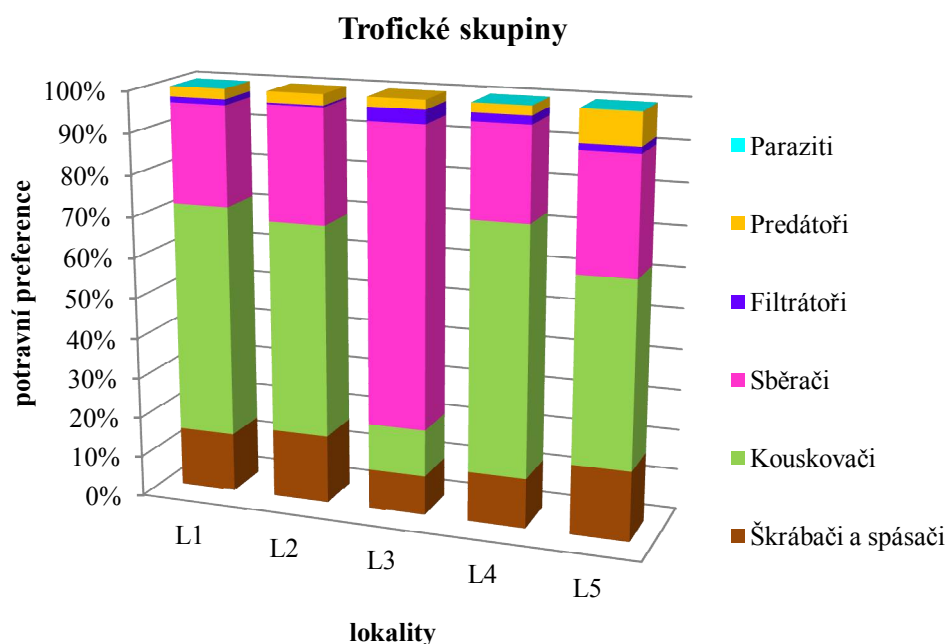
8.2.6 Trofické skupiny

Zástupci makrozoobentosu byli zařazeni podle svých potravních preferencí do šesti skupin (viz Metody hodnocení biotických dat) za pomoci programu Asterics. Funkční trofické skupiny pojednávají o mechanismu příjmu potravy jednotlivými skupinami, nikoliv o složení potravy.

Z analýzy potravních skupin vyplývá (graf 14), že na všech lokalitách, kromě lokality L3, převažovala trofická skupina **kouskovačů** v zastoupení od 45 % do 60,3 %, do této skupiny řadíme například z nalezených taxonů druh *Gammarus fossarum* a *Tipula maxima* Poda, 1761. Důvodem může být dostatek potravy ve formě listového odpadu. Kouskovači drtí či drobí hrubou organickou hmotu. Dále se na všech lokalitách vyskytovala v poměrně vyšším počtu skupina **sběračů**, která se živí sběrem nebo shrnováním jemné organické hmoty. Sběrači měli na lokalitě L3 nejvyšší zastoupení s výskytem 70 %, což opět souvisí s přítomností jemné organické bioty rybníka z KČOV, která tvoří podstatnou část jejich potravy. Skupinu sběračů zastupovaly převážně rody pakomárů *Heleniella* sp., *Nanocladius* sp., *Paratrissocladius* sp.,

máloštětinatci *Tubifex tubifex*, *Limnodrilus* sp., *Lumbricullus variegatus* Grube , 1844 a zástupci jepic *Baetis rhodani* a *Baetis* sp. Nižší výskyt od 9 % do 17 % měla skupina **škrabačů/spásačů** na všech lokalitách, byla zastoupena převážně druhy chrostíků *Silo pallipes* (Fabricius, 1781), rod brouka *Limnius* sp. a jepice *Baetis rhodani* a *Baetis* sp., které se řadí z poloviny také ke sběračům a *Rhitrogena* sp. Trofická skupina škrabačů a spásačů získává rostlinnou potravu z minerálních a organických povrchů.

Velmi nízké zastoupení měli predátoři (2 – 8 %) a filtrátoři (0,4 – 3 %). Ve skupině predátoři se vyskytovaly převážně druhy *Sialis fuliginosa*, *Dugesia gonocephala*, *Rhyacophila polonica* McLachlan, 1879, *Thienemannimyia* sp., *Pedicia* sp. a *Dicranota* sp. Predátoři jsou dravé druhy, požírající celé živočichy a jejich části. Skupinu filtrátorů zastupovaly druhy *Pisidium* sp., *Ephemera vulgata* Linné, 1758 a *Simulium* sp. Filtrátoři jsou vybaveni filtračním aparátem, který jim umožňuje získávat z vody jemnou organickou hmotu.



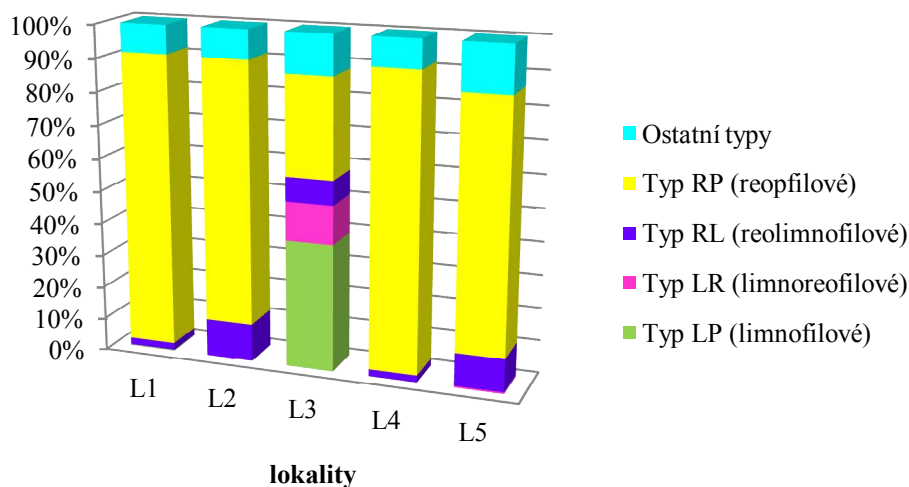
Graf 14 Trofické skupiny makrozoobentosu na lokalitách L1 – L5

8.2.7 Proudové preference

Převážná většina druhů z potoka Kolelač byla na všech lokalitách kromě lokality L3 zařazena z hlediska proudových preferencí k reofilním druhům (graf 15), což znamená, že preferují vyšší rychlost proudění.

Reofilní skupinu zde zastupoval převážně korýš *Gammarus fosarum*, chrostík *Plectrocnemia conspersa*, jepice *Ecdyonurus* sp., *Rhithrogena* sp., *Baetis rhodani*, pošvatka *Siphonoperla torrentium* (Pictet, 1841), střechatka *Sialis fuliginosa* a ploštěnka *Dugesia gonocephala*. Na lokalitě L3 převažovali z 30 % reofilové a z 39 % limnofilové. Skupina limnofilů, kteří preferují stojaté vody, zde byla zastoupena především rybníčními druhy z KČOV, jež jsou například pakomár rodu *Tanytarsus* sp., červ *Lumbriculus variegatus* Grube, 1844 a zástupce řádu dvoukřídlých *Tipula maxima*. Skupinu reolimnofilů zastupovaly jepice *Habrophlebia* sp., *Habrophlebia lauta* Eaton, 1884, *Habrophlebia fusca* (Curtis, 1834) a *Ephemera vulgata*, pakomár *Prodiamesa olivacea* (Meigen, 1818), máloštětinatec *Nais elinguis* O. F. Müller, 1773 a bahnomilka *Pedicia* sp. Skupinu limnoreofilů tvořil červ *Tubifex tubifex* a skupinu limnobiontů zastoupil měkkýš *Gyraulus laevis* (Alder, 1838). Pošvatka *Nemoura cinerea* (Retzius, 1783) a beruška vodní *Asellus aquaticus* byly zařazeny do skupiny indiferentní, to znamená, že nepreferují konkrétní typ proudění a mají schopnost, přizpůsobit se danému prostředí.

Proudové preference



Graf 15 Proudové preference makrozoobentosu na lokalitách L1 – L5

8.3 Hodnocení ekologického stavu toku

Saprobity je biologický stav vody vyvolaný znečištěním rozložitelnými organickými látkami a zároveň také charakteristický stav vodního prostředí, která určuje výskyt saprobiontů. Podle našich hodnot saprobního indexu (Si) se řadí lokality L1, L2, L4 a L5 podle stupnice hodnocení čistoty vod (ČSN 75 72 21) do I. třídy s hodnocením jako velmi čistá voda a dle ČSN 75 77 16 spadají lokality L1, L2, L4 a L5 do třídy oligosaprobity, což znamená čistá voda s velmi malým množstvím organických látek a živin. Oproti tomu se lokalita L3 řadí do III. třídy s hodnocením znečištěná voda a do β -mesosaprobity s vyšší přísunem organických látek, z čehož vyplývá, že lokalita L3 pod výpustí KČOV je více znečištěná organickými látkami než ostatní lokality.

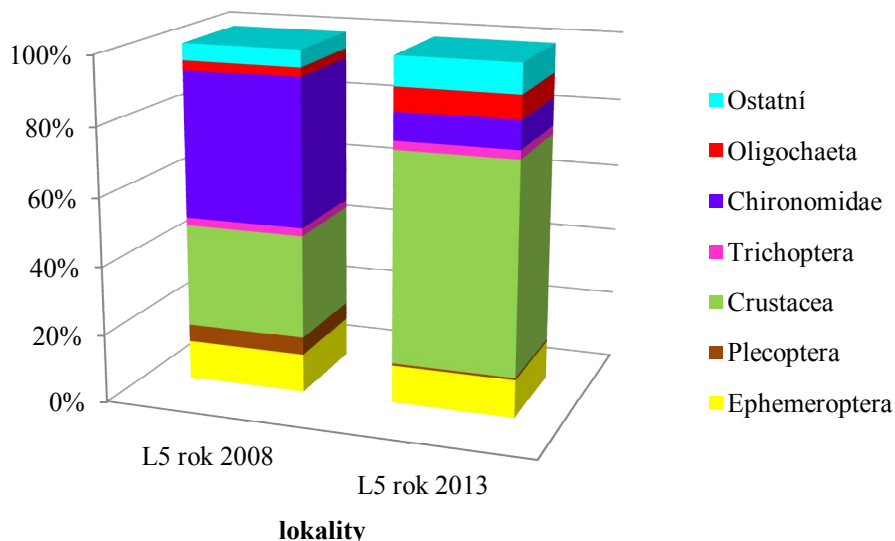
Podle multimetrického indexu byl nejlepší ekologický stav toku na lokalitách L1, L2, L4 a L5 a podle hodnot spadají do 5. třídy s ekologickým stavem toku velmi dobrý. Horší výsledek byl na lokalitě L3 pod výpustí KČOV. Podle multimetrického indexu tímto spadá lokalita L3 do 3. třídy se středním s ekologickým stavem toku.

8.4 Srovnání stavu Kolelačského potoka s historickými daty

Z databáze ARROW, kterou provozuje ČHMÚ jako Národní referenční středisko pro monitoring v rámci činností pro MŽP jsou k dispozici data z roku 2008, která byla použita pro srovnání, odběrová lokalita odpovídala umístění lokality L5.

V roce 2008 byla na lokalitě L5 abundance vyšší než v roce 2013, bylo nalezeno 4 760 jedinců. I počet taxonů byl v roce 2008 vyšší než v roce 2013, bylo nalezeno 63 taxonů. Důvodem může být použití jiné techniky odběru vzorků a rozdílné abiotické faktory. Graf 17 znázorňuje poměr zastoupení skupin makrozoobentosu na lokalitě L5 v roce 2008 a 2013. Na lokalitě L5 v roce 2008 byl přibližně poloviční výskyt skupiny Crustacea a několika násobně vyšší výskyt skupiny Chironomidae (pakomáři) než v roce 2013. V našem případě by nižší výskyt pakomárů v roce 2013 mohl být ovlivněn vyšší teplotou prostředí, díky které se životní cyklus pakomárů urychlil, a část z nich mohla být již vylíhnutá. Ostatní skupiny se v obou letech pohybovaly v podobném množství.

Poměr zastoupení skupin makrozoobentosu na lokalitě L5
v roce 2008 a 2013



Graf 16 Poměr zastoupení skupin makrozoobentosu na lokalitě L5 v roce 2008 a 2013

Eudominantního postavení na lokalitě L5 v roce 2008 dosáhl korýš *Gammarus fossarum*, pakomár *Diamesa* sp. a dominantní postavení zaujal pakomár *Orthocladius obumbratus* Johannsen, 1905. V roce 2013 se na této lokalitě vyskytoval pouze jeden dominantní druh, a to *Gammarus fossarum*.

Hodnoty indexu diverzity podle Shannon – Wienera jsou zaznamenány v tabulce 6. Na lokalitě L5 nebyly v letech 1993, 2008 a 2013 výrazné výkyvy hodnot, pohybovaly se v rozmezí od 1,00 do 2,7. Nejvyšší hodnota indexu diverzity 2,7 na lokalitě L3 odpovídá podmínkám v místě zaústění vyčištěných odpadních vod, které obsahují navíc rybniční bentos z KČOV. Na lokalitě L3 bylo ve srovnání s ostatními lokalitami méně jedinců, ale více taxonů, a společenstvo se tak může jevit jako vyrovnanější. Z toho vyplývá, že vyšší index diverzity ne vždy souvisí pouze s kvalitou prostředí. I na poškozených lokalitách může být paradoxně hodnota diverzity vyšší.

Dále byla k porovnání využita data z průzkumu zoobentosu potoka Kolelače v roce 1993, tyto informace byly poskytnuty VÚV T. G. Masaryka pro lokalitu L1 a L5. V roce 1993 byly hodnoty diverzity nepatrně vyšší než v roce 2013, ve srovnání

s rokem 2008 byl index diverzity na lokalitě L5 nižší. To může být způsobeno celkově menším výskytem znečišťujících látek v okolí.

Tab. 6 Index diverzity na lokalitách L1 a L5 v roce 1993, 2008 a 2013

Lokalita	Index diverzity		
	1993	2008	2013
L1	1,54	---	1,00
L5	2,02	2,7	1,90

Z analýzy potravních skupin lokality L5 pro rok 2008 a 2013, jejichž hodnoty jsou zaznamenané v tabulce 7, vyplývá, že pro rok 2008 striktně nepřevažovala pouze jediná trofická skupina. Převládaly zde v podobném množství trofické skupiny sběračů a škrábačů/spásačů. Oproti tomu v roce 2013 jednoznačně převládala skupina kouskovačů a skupina škrábačů/spásačů se vyskytovala v téměř polovičním počtu. Důvodem, proč byl v roce 2013 větší počet kouskovačů může být, že se v potoce vyskytovalo větší množství listového odpadu a rozkládající se dřevní hmoty. Menší počet škrábačů/spásačů mohl být způsoben nedostatečným osvětlením dna, což způsobilo menší množství živin v podobě nárostů řas a jiné ponořené makrovegetace.

Tab. 7 Potravní skupiny makrozoobentosu na lokalitě L5 v roce 2008 a 2013

Potravní skupiny	L5 2008	L5 2013
Kouskovači	23,2 %	44,7 %
Sběrači	33,1 %	27,8 %
Škrábači/spásači	32,7 %	16,8 %
Predátoři	5,0 %	7,6 %
Filtrátoři	3,5 %	1,7 %
Paraziti	0,4 %	0,1 %

Rozdíly v proudové preferenci pro lokalitu L5 z roku 2008 a 2013 jsou uvedeny v tabulce 8. Převážná většina druhů byla v obou případech zařazena z hlediska proudových preferencí k reofilním, což znamená, že preferují spíše vyšší rychlost proudění.

Tab. 8 Proudové preference makrozoobentosu na lokalitě L5 v roce 2008 a 2013

Proudové preference	L5 2008	L5 2013
Reofilové RP	65,6 %	75,5 %
Reolimnofilové RL	4,1 %	10,0 %
ostatní	25,2 %	14,0 %

Ze získaných dat z průzkumu zoobentosu potoka Kolelače v roce 1993, můžeme porovnat hodnoty saprobního indexu u lokalit L1 a L5 před výstavbou KČOV. Vzhledem k tomu, že saprobní index zde byl pravděpodobně hodnocen podle Zelinky & Marvana, byl použit též systém hodnocení dle Zelinky & Marvana pro možný způsob porovnání těchto lokalit. Pro srovnání lokality L5 jsou dále k dispozici data z roku 2008.

Podle hodnot Si (tab. 9) se řadí podle stupnice hodnocení čistoty vod (ČSN 75 72 21) do I. třídy s hodnocením jako velmi čistá voda pouze lokalita L1 z roku 1993 před výstavbou KČOV. Lokalita L1 z roku 2013 a lokalita L5 z roku 1993, 2008 a 2013 spadají do II. třídy s hodnocením čistá voda. Dle hodnocení ČSN 75 77 16 se řadí lokalita L1 z roku 1993 do II. třídy oligosaprobity, což znamená, že se na této lokalitě vyskytovala čistá voda s velmi malým množstvím organických látek a živin. Lokalita L1 z roku 2013 a lokalita L5 z roku 1993, 2008 a 2013 spadají do II. třídy β -mesosaprobity s vyšším přísunem organických látek. Z uvedených výsledků vyplývá, že na lokalitách L1 a L5 v uvedených datech nedošlo k výrazné změně organického znečištění vody, hodnoty saprobního indexu byly podobné.

Tab. 9 Saprobní index

Lokalita	Saprobní index		
	1993	2008	2013
L1	0,82	---	1,64
L5	1,68	1,64	1,71

9 ZÁVĚR

Diplomová práce se věnuje tématu Vliv kořenových čistíren na makrozoobentos recipientu. Pro práci byla vybrána kořenová čistírna odpadních vod u obce Hostětín, která vypouští vyčištěnou odpadní vodu do recipientu Kolelač. Součástí práce bylo sledování vybraných lokalit na potoce Kolelač, které proběhlo v dubnu 2013 v rámci projektu TA02020128 za spolupráce VÚV T. G. Masaryka v.v.i. Sledování proběhlo na pěti lokalitách L1 – L5, kdy se lokality L1, L2 nacházely před KČOV a lokality L3 – L5 pod KČOV. Lokalita L3 se nacházela v těsné blízkosti pod odtokem z KČOV. Na lokalitách proběhly jednorázové odběry kvantitativních a kvalitativních vzorků makrozoobentosu metodou PERLA. Pro každou lokalitu byla stanovena abundance, počet taxonů, diverzita, taxonomické složení makrozoobentosu a řada dalších faktorů pro posouzení vlivu KČOV na makrozoobentos recipientu a ekologického stavu potoka Kolelače.

Nejnižší hodnota rozpuštěného kyslíku byla na lokalitě L3, avšak pokles množství koncentrace kyslíku byl velmi nízký. Na ostatních lokalitách se hodnoty rozpuštěného kyslíku téměř nelišily. Hodnota vodivosti se zvýšila na lokalitě L3 a L4, což mohlo být způsobeno větším množstvím rozpuštěných látek či znečištěním. Na lokalitě L3 a L4 došlo k mírnému snížení pH. Nejvyšší hodnota biochemické spotřeby kyslíku byla na lokalitě L3. Hodnoty dusíků, amoniaku a celkového fosforu byly na lokalitě L3 vyšší, což opět poukazuje na vliv vypouštěné odpadní vody z KČOV.

Abundance makrozoobentosu byla na lokalitě L3 nejnižší, s 2 108 jedinci. Počet taxonů byl o trochu vyšší než na ostatních lokalitách, avšak absence některých skupin v toku nemusí indikovat znečištění, protože ne všechny úseky jsou pro ně vhodné. Zastoupení vyšších taxonomických skupin bylo na všech lokalitách, kromě lokality L3, téměř shodné. Lokalita L3 se výrazně lišila v počtech zastoupení jednotlivých skupin makrozoobentosu. Na lokalitě L3 měla největší zastoupení skupina máloštětinatých červů. Eudominantního taxonomického zastoupení na všech lokalitách dosáhl blešivec potoční *Gammarus fossarum*, na lokalitě L3 dosáhly eudominantního postavení také zástupci červů *Tubifex tubifex* a *Lumbricullus variegatus*. Dále se na lokalitě L3 vyskytoval dominantní taxon *Baetis rhodani* (Ephemeroptera). Hodnota indexu diverzity byla na lokalitě L3 vyšší, což mohlo být způsobeno výskytem rybníčního bentosu z KČOV. Z analýzy potravních skupin vyplývá, že na lokalitě L3 měli nejvyšší

zastoupení Sběrači, což opět souvisí s přítomností jemné organické bioty rybníka z KČOV, která tvoří podstatnou část jejich potravy. Podle hodnot saprobního indexu se lokalita L3 řadí do III. třídy s hodnocením znečištěná voda a do β -mesosabrobity s vyšší přísunem organických látek, z čehož vyplývá, že lokalita L3 pod výpustí KČOV je více znečištěná organickými látkami než ostatní lokality. Podle multimetrického indexu byl nejlepší ekologický stav toku na všech lokalitách kromě lokality L3 a podle hodnot spadají do 5. třídy s ekologickým stavem toku velmi dobrý. Podle multimetrického indexu spadá lokalita L3 do 3. třídy se středním s ekologickým stavem toku.

Z uvedených výsledků je zřejmé, že kořenová čistírna u obce Hostětín, má jistý vliv na makrozoobentos recipientu potoka Kolelače. Nicméně pro celkové zhodnocení by bylo vhodné detailnější sledování lokalit a pravidelné odběry vzorků makrozoobentosu v určitých časových intervalech po dobu několika let.

10 SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

AQEM CONSORCIUM, 2002: *Manual for the application of the AQEM method. A comprehensive method to assess European stress using benthic macroinvertebrates, developer for the purpose of the Water Framework Directive, Version 1.0.* Hydrobiologica, 516 s.

ADÁMEK Z., Helešic J., Maršálek B. & Rulík M., 2010: *Aplikovaná hydrobiologie.* Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, Vodňany, 350 s.

AOPK ČR 2014a: Geologie. Databáze online [cit. 2014-04-16]. Dostupné na: http://www.cittadella.cz/europarc/index.php?p=geologie&site=CHKO_bile_karpaty_cz

AOPK ČR 2014b: Botanika. Databáze online [cit. 2014-04-16]. Dostupné na: http://www.cittadella.cz/europarc/index.php?p=botanika&site=CHKO_bile_karpaty_cz

BAIN M. B., FINN J.T. & BOOKE H.E., 1958: Quantifying stream substrate for habitat studies. *North American Journal of Fisheries Management* 5: 499-500.

BÍLÉ KARPATY 2014: Klimatické poměry. Databáze online [cit. 2014-03-10]. Dostupné na: <http://www.bilekarpaty.cz/strazci/pomery-klimaticke.php>

BRABEC K., Zahrádková S., Němejcová D., Pařil P., Kokeš J. & Jarkovský J., 2004: *Assesment of organic pollution effect considering differences between lotic a lentic stream habitats.* Hydrobiologia, 516: 331 - 346

CAIRNS JR. J., DICKSON K. L. & YONGUE JR. WH., 1971: The consequences of nonselective periodic removal of portions of fresh-water protozoan communities. *Transactions of the American Microscopical Society*, 90:71-80.

CENTRUM VERONICA, 2010: *Přírodní čištění vody*. ZO ČSOP Veronica, Hostětín, 16 s.

ČSN 75 64 01 Čistírny odpadních vod pro více než 500 ekvivalentních obyvatel

ČSN 75 64 02 Čistírny odpadních vod do 500 ekvivalentních obyvatel

ČSN 75 77 01 Jakost vod – Metodika odběru a zpracování vzorků makrozoobentosu tekoucích vod metodou PERLA

ČSN 75 77 03 Jakost vod – Metody odběrů biologických vzorků. Pokyny pro odběr vzorků makrozoobentosu ruční sítíkou.

ČSN 75 77 16 Jakost vod – Biologický rozbor – Stanovení saprobního indexu

ČSN 75 72 21 Klasifikace jakosti povrchových vod

DEMEK J. et al., 1987: *Hory a nížiny*. Zeměpisný lexikon ČSR. Academia, Praha, 584 s.

DERKA T., KOVÁČOVÁ J. & BULÁNKOVÁ E., 2001: Význam substrátu pro strukturu vybraných taxocenóz makrozoobentosu rieky Rudava. *Folia faunistica Slovaca*, 6: 59 – 68.

FONDER N. & HEADLEY T., 2010: Nomenclature and Reporting for Constructed Treatment Wetlands. Vymazal, J. (ed.) Water and Nutrient Management in Natural and Constructed Wetlands. Springer Science + Business Media: 191 – 219.

FOREJTŇÍKOVÁ M., HETEŠA J. & MAVAN P., 2005: Porovnání vypovídací schopnosti fyto- a zoobentosu o jakosti tekoucích vod. VTEI, 48: 9 – 12.

FUKSA J. K., 2007: Toky jako recipienty odpadních vod – dnes a zítra. VTEI, 49: 1 – 4.

HAMŠÍKOVÁ N., JANOTA R. & MACHŮ R., 2013: Program rozvoje obce Hostětín na období 2013 – 2020. Hostětín, Hostětín, 28 s.

HELLAWELL J.M., 1986: *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. London – New York: Elsevier, 546 s.

HETEŠA J. & KOČKOVÁ E., 1997: *Hydrochemie*. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, Brno, 106 s.

HOJEROVÁ E., 2011: Koncentrace kyslíku ve vodě. PřF JU, České Budějovice, 5 s.

HOSTĚTÍN, 2014: Geologie. Databáze online [cit. 2014-04-16]. Dostupné na: <http://www.hostetin.cz/o-obci/ds-1037>

JANOVSKÁ H., PAŘIL P. & ŘEZNÍČKOVÁ P., 2012: Srovnání metod pro odběr vzorků makrozoobentosu z nebroditelných toků. VTEI, 54: 15 – 20.

JUST T., FUCHS P. & PÍSAŘOVÁ M., 2004: *Odpadní vody v malých obcích*. Ústav pro ekopolitiku, o. p. s., Praha, 118 s.

KOKEŠ J. & VOJTÍŠKOVÁ D., 1999: *Nové metody hodnocení makrozoobentosu tekoucích vod*. Výzkum pro praxi. VÚV T. G. Masaryka, Praha, 83 s.

KOKEŠ J., ZAHŘÁDKOVÁ S., NĚMEJCOVÁ D., HODOVSKÝ J., JARKOVSKÝ J. & SOLDÁN T., 2006: The PERLA system in the Czech Republic: A multivariate approach to assess ecological status of running waters. *Hydrobiologia* 566: 343-354.

KNOBEN RAE., ROOS C. & VAN OIRSCHOT MCM., 1995: *Biological Assessment Methods for Watercourses*. RIZA report Nr., Lelystad 3: 1 – 86.

KRUPAUER V., JIRÁSEK J. & KÁLAL L., 1980: *Cvičení z rybářství a ochrany vod*. VŠZ, České Budějovice, 162 s.

LANDA V., 1969: *Fauna ČSSR Jepice - Ephemeroptera*. Academia, Praha, 352 s.

LANGHAMMER J. ed. 2008: *Údolní niva jako prostor ovlivňující průběh a následky povodní*. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, Praha, 278 s.

LOSOS B., 1984: *Ekologie živočichů*. SPN, Praha, 316 s.

MICHELČÍKOVÁ B., 2008: Ekosystémový přístup k tekoucím vodám. *Vodní hospodářství a vodní stavby*, 3: 1 – 3.

MLEJNSKÁ E., ROZKOŠNÝ M., BAUDIŠOVÁ D., VÁŇA M., WANNER F. & KUČERA J., 2009: *Extenzivní způsoby čištění odpadních vod*. VÚV T. G. Masaryka, Praha, 119 s.

Novák P. et al., 1991: *Syntetická půdní mapa ČR 1:200 000*. List C 4 Brno. Ministerstvo zemědělství a Ministerstvo životního prostředí ČR, Praha.

ROZKOŠNÝ M., KRIŠKA M., MLEJNSKÁ E., PETRÁNOVÁ A., ŠÁLEK J. & ŠŤASTNÝ V., 2010: Domovní čistírny odpadních vod. ZO ČSOP Veronica, Brno, 36 s.

ROZKOŠNÝ M., 2011: Procesy čištění odpadních vod ve filtračních kořenových polích. VTEI, 53: 16 – 20.

ROZKOŠNÝ M., 2013: Optimalizace provozu kořenové čistírny v Hostětíně. VÚV T. G. MASARYKA, Brno, 32 s.

ROZKOŠNÝ M. & SEDLÁČEK P., 2013: Dočištění odtoků z kořenových čistíren odpadních vod stabilizačními nádrži. VTEI, 55: 7 – 12.

ROZKOŠNÝ R., 1980: *Klíč vodních larev hmyzu*. Academia, Praha, 524 s.

SCHÖLL F., 2003: *Makrozoobentos Odry. Mezinárodní komise pro ochranu Odry před znečištěním*, Wrocław, 49.

SOJKA J., 2013: *Čistírny odpadních vod*. GradaPublishing, a.s., Praha, 96 s.

SPRÁVA CHKO BÍLÉ KARPATY, 2014a: Geomorfologie. Databáze online [cit. 2014-04-16]. Dostupné na: <http://bilekarpaty.ochranaprirody.cz/charakteristika-oblasti/geomorfologie/>

SPRÁVA CHKO BÍLÉ KARPATY, 2014b: Hydrologie. Databáze online [cit. 2014-04-16]. Dostupné na: <http://bilekarpaty.ochranaprirody.cz/charakteristika-oblasti/hydrologie/>

ŠÁLEK J. et al., 2012: *Voda v domě a na chatě*. GradaPublishing, a.s., Praha, 144 s.

ŠÁLEK J. & TLAPÁK V., 2006: *Přírodní způsoby čištění znečištěných povrchových a odpadních vod*. Informační centrum ČKAIT, Praha, 283 s.

ŠÍMA J., HOLCOVÁ V., DUŠEK J. & DIÁKOVÁ K., 2006: Analytické přístupy ke studiu redoxních vlastností umělého mokřadu. *Chemické listy*, 100: 911 – 918.

OPATŘILOVÁ L., KOKEŠ J., SYROVÁTKA V., NĚMEJCOVÁ D. & ZAHŘÁDKOVÁ S., 2011: Hodnocení tekoucích vod ČR podle makrozoobentosu: Vývoj a popis metodiky. *VTEI*, 53: 6 – 9.

PODROUŽKOVÁ H., KUNDRATA M. et al., 1993: Voda a krajina. *ZO ČSOP Veronica*, 7: 1 – 11.

VÁŇA M., HAMZA M., KUČERA J. & MLEJNSKÁ E., 2009: Průběh samočištění anaerobních odpadních vod po vypuštění do recipientu. *VTEI*, 51: 4 – 7.

VÁŇA M., MLEJNSKÁ E. & HAVEL L., 2013: Vliv vypouštěných vyčištěných odpadních vod z kořenových čistíren na recipient. *VTEI*, 55: 1 – 5.

VYMAZAL J., 1995: *Čištění odpadních vod v kořenových čistírnách*. ENVI, Třeboň, 146 s.

VYMAZAL J., 2004: *Kořenové čistírny odpadních vod*. ENKI o. p. s., Třeboň, 14 s.

WARINGER J. & GRAF W., 2011: *Atlas der mitteleuropäischen Köcherfliegenlarven – Atlas of central European Trichoptera Larvae*. CIP – Einheitsaufnahme, Dinkelscherben, 469 s.

11 SEZNAM ZKRATEK

KČOV – kořenová čistírna odpadních vod

BSK₅ – biochemická spotřeba kyslíku je definována jako množství kyslíku spotřebovaného mikroorganismy pro rozklad organických látek za aerobních podmínek

BSK – lehce odbouratelné organické látky charakterizované biochemickou spotřebou kyslíku

EO – ekvivalentní obyvatel – pro vyjádření kapacity KČOV – 1 EO odpovídá průměrné hodnotě znečištění způsobené 1 obyvatelem za den, což je 60 g BSK₅

Recipient – tok

ČOV – mechanicko-biologická čistírna odpadních vod

OV – odpadní voda

ČSN – česká technická norma

ORP – přítomnost oxidačních látek v kapalině

12 SEZNAM GRAFŮ

Graf 1 Skladba substrátu lokality L1.....	30
Graf 2 Skladba substrátu lokality L2.....	31
Graf 3 Složení substrátu lokality L3	32
Graf 4 Skladba substrátu lokality L4.....	33
Graf 5 Skladba substrátu lokality L5.....	34
Graf 6 Teplota vody na lokalitách L1 – L5	40
Graf 7 Množství rozpuštěného kyslíku na lokalitách L1 – L5	41
Graf 8 Hodnoty vodivosti vody na lokalitách L1 – L5	42
Graf 9 Hodnoty pH vody na lokalitách L1 – L5	43
Graf 10 Abundance makrozoobentosu na lokalitách L1 – L5	45
Graf 11 Počet taxonů společenstva makrozoobentosu na lokalitách L1 – L5	46
Graf 12 Poměr zastoupení vyšších taxonomických skupin makrozoobentosu na lokalitách L1 – L5	47
Graf 13 Hodnoty indexů diverzity na lokalitách L1 – L5	50
Graf 14 Trofické skupiny makrozoobentosu na lokalitách L1 – L5	51
Graf 15 Proudové preference makrozoobentosu na lokalitách L1 – L5.....	52
Graf 16 Poměr zastoupení skupin makrozoobentosu na lokalitě L5 v roce 2008 a 2013	54

13 SEZNAM TABULEK

Tab. 1 Stupnice hodnocení čistoty vody podle ČSN 75 7221	39
Tab. 2 Hodnocení ekologického stavu toku (typ toku CO1).....	39
Tab. 3 Chemická analýza vody L1- L5 při odběrech 16. 4. 2013.....	44
Tab. 4 Chemická analýza vody L1- L3 při odběrech 20. 3. 2014 (data poskytnutá VÚV T.G.M., v.v.i.)	44
Tab. 5 Eudominantní a dominantní druhy na jednotlivých lokalitách	48
Tab. 6 Index diverzity na lokalitách L1 a L5 v roce 1993, 2008 a 2013.....	55
Tab. 7 Potravní skupiny makrozoobentosu na lokalitě L5 v roce 2008 a 2013.....	55
Tab. 8 Proudové preference makrozoobentosu na lokalitě L5 v roce 2008 a 2013	56
Tab. 9 Saprobni index.....	56