

Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta,

Ústav pro životní prostředí

Program Ekologie a ochrana prostředí, Obor Ochrana životního prostředí

Bakalářská práce

Hodnocení kvality vody a fyzického habitatu vodního toku ve vazbě na společenstva makrozoobentosu.

Assessment of water quality and physical river habitat changes in the interaction on macroinvertebrates.

Martin Altmann



Vedoucí práce: RNDr. Milada Matoušková, Ph.D.

Interní konzultant ÚŽP: Mgr. Kateřina Kolaříková, Ph.D.

Praha, červenec 2013

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto bakalářskou práci vypracoval samostatně na základě uvedené literatury a vlastních znalostí.

V Praze dne

.....

Martin Altmann

Tímto bych rád poděkoval především vedoucí mé bakalářské práce RNDr. Miladě Matouškové, Ph.D. za trpělivé vedení, cenné rady a připomínky, pomoc v terénu, poskytnutí materiálů, dat a vybavené laboratoře. Za cenné rady a materiály bych chtěl rovněž poděkovat Mgr. Kateřině Kolaříkové, Ph.D. Dále bych rád poděkoval RNDr. Zdeňku Klimentovi, SCs. za poskytnutá hydrologická data, za odborné vedení a pomoc při terénních měřeních průtoků a odběrech vzorků vody. Ing. Libuši Benešové, CSc. děkuji za poskytnutá data z hydrochemických analýz a Bc. Filipu Benešovi za kontrolu a pomoc při určování vzorků makrozoobentosu.

Předkládaná práce byla řešena za finanční podpory projektu „PRVOUK P43 Geografie“.

Obsah

Abstrakt	2
Abstract	3
1. Úvod	4
2. Cíle práce	4
3. Vliv abiotických složek fyzického habitatu na společenstva makrozoobentosu ..	5
3.1. Hydrogeomorfologie toku	6
3.2. Morfologie koryta.....	7
3.3. Substrát dna	8
3.4. Hydrologie toku a hydraulické podmínky	11
3.5. Fyzikálně – chemické vlastnosti vody.....	14
3.5.1. Teplota	14
3.5.2. Kyslíkové poměry.....	17
3.6. Chemismus vody	18
3.6.1. Salinita	18
3.6.2. Změna pH, acidifikace.....	19
4. Vliv revitalizací na společenstva makrozoobentosu	21
5. Charakteristika zájmové oblasti horní Blanice	22
5.1. Charakteristika dílčích povodí	24
5.1.1. Povodí Zbytinského potoka a charakteristika profilů.....	25
5.1.2. Povodí Tetřívčího potoka a charakteristika profilu	30
6. Aplikované metody a zdroje dat	32
7. Výsledky	37
7.1. Jakost povrchových vod	37
7.2. Hydromorfologická charakteristika Tetřívčího potoka	47
7.3. Společenstvo makrozoobentosu Tetřívčího potoka	48
8. Shrnutí výsledků a diskuze	52
9. Závěr	54
10. Literatura	55
11. Přílohy	59

Abstrakt

Vodní toky jsou nedílnou součástí většiny ekosystémů, pomáhají udržovat jejich stabilitu a funkci. Proto by měly být předmětem studia a především ochrany. K jejich sledování a hodnocení ekologického stavu se stále častěji využívá biomonitoringu bentickou faunou, která dobře odráží biotické a abiotické podmínky panující ve fyzických habitatech vodotečí. Právě abiotickým podmínkám fyzických habitatů utvářených fyzickými a chemickými faktory se věnuje rešeršní část práce.

Druhá část práce je věnovaná výzkumu v experimentálních povodích Zbytinského a Tetřívčího potoka, přítocích horní Blanice, pramenící v podhorské oblasti Šumavy. Výzkum probíhal na pěti profilech, které se výrazně liší svými hydromorfologickými parametry a antropogenním ovlivněním. Byla zde hodnocena kvalita vody v návaznosti na předešlé výzkumy, její vztah s odtokovými poměry a v případě Tetřívčího potoka byl hodnocen rovněž fyzický habitat spolu se společenstvem makrozoobentosu.

Povodí Zbytinského potoka bylo v minulosti výrazně zasaženo zemědělskou činností, hlavní tok protékající obcí Zbytiny se třemi stovkami obyvatel i jeho přítoky byly meliorovány. Pouze jeden z jeho přítoků (Sviňovický potok) se dočkal v nedávné době revitalizace. S výjimkou tohoto potoka je tak většina experimentálního povodí z hydromorfologického hlediska antropogenně ovlivněna. Vliv na kvalitu vody má prokazatelně ČOV obce Zbytiny. Povodí Tetřívčího potoka naopak představuje přírodě blízkou lokalitu, která nebyla v minulosti zemědělstvím příliš zasažena. Hydromorfologie a kvalita vody je zde ve srovnání s druhým povodím lepší. Dobrých výsledků dosáhl Tetřívčí potok také z pohledu osídlení společenstvem makrozoobentosu a hodnocení kvality fyzického habitatu odběrové lokality.

Abstract

Streams are an important part of the most ecosystems, they help them to maintain their stability and function. They should therefore be the subject of study and especially protection. For their monitoring and assessment of ecological status is increasingly used biomonitoring of benthic fauna, which well reflects the biotic and abiotic conditions in physical habitats of streams. These abiotic conditions of physical habitats which are shaped by physical and chemical factors are the subject of literature search part of this work.

The second part is about the research in experimental catchments of Zbytinský brook and Tetřívčí brook, tributaries of headwater Blanice river which springs in the foothills of the Šumava mountain range. The research took place on 5 sampling sites which are different in hydromorphological parameters and rate of human activities impact. There was assessed water quality following the previous research and its relationship with discharge conditions. In the case of Tetřívčí brook, there was also assessed physical habitat and macrozoobenthic community.

Zbytinský brook catchment was in the past significantly affected by agricultural activities. The main reach, which flows through Zbytiny village with 300 inhabitants, and its tributaries were meliorated. The only one tributary (Sviňovický brook) was restored in the last decade. The most of streams in this experimental catchment is therefore hydromorphologically modified and anthropogenically influenced. The impact on water quality has demonstrably sewerage plant of Zbytiny village. Tetřívčí brook catchment on the other hand is a near-natural location, which in the past was not too affected by agriculture. Hydromorphology and water quality is here in comparison with Zbytinský brook catchment better. Good results achieved Tetřívčí brook also in terms of settlement of macrozoobenthos and quality of physical habitat around the sampling site.

1. Úvod

Voda je jedním z klíčových faktorů, které ovlivňují nejen morfologii krajiny jako celku, ale také jednotlivé ekosystémy, jejich funkci, stabilitu a druhovou rozmanitost. To je především docíleno vodními toky, které ji transportují spolu s živinami po povodích a jsou domovem pro velké množství organismů, mimo jiné makrozoobentos.

Vodní toky se však v dnešní krajině většinou nenacházejí v přirozeném stavu. Jsou více či méně ovlivněné antropogenní činností a celosvětově se řadí mezi člověkem nejvíce zasažené ekosystémy. V posledních dekadách se však v rozvinutých částech světa včetně Evropské unie začíná objevovat snaha o zvyšování jejich ochrany, o dosažení dobrého chemického a ekohydrologického stavu a v některých případech i o návrat do přírodě blízké podoby (Hering et al., 2010). Tento stav či podoba je, jak nyní zjišťujeme, kromě ekologického pohledu často lepší i z pohledu socioekonomického, kdy přírodní toky a jejich okolí představují prostředí pro rekreaci, ekoturismus a zmírňují dopady záplav (Murdock, 2008).

Právě k vyhodnocování ekologického stavů vodotečí, případně vlivů proběhnuvších revitalizací a jiných antropogenních zásahů, se v současnosti stále častěji využívá biomonitoringu prostřednictvím společenstva makrozoobentosu, který dokáže velmi dobře reflektovat podmínky prostředí.

2. Cíle práce

Tato práce si dává za cíl vyhodnotit prostorové fyzicko-geografické charakteristiky vybraných povodí malých vodních toků v povodí horní Blanice a charakter fyzického habitatu Tetřívčího potoka ve vazbě na společenstvo makrozoobentosu.

Součástí práce je: rešerše odborné literatury věnovaná vztahům mezi abiotickou složkou fyzického habitatu toku a společenstvy makrozoobentosu včetně vlivu revitalizací na tato společenstva; terénní průzkum, v rámci kterého byly provedeny odběry vzorků vody a vzorky makrozoobentosu, měření průtoků a průzkum diverzity fyzického habitatu Tetřívčího

potoka; práce v laboratoři, při které proběhla determinace odebraného vzorku makrozoobentosu z Tetřívčího potoka do úrovně čeledí.

Díličními cíli je kompletace hydrochemických parametrů a odtokových režimů z let 2006 – 2013, na jejich základě určení jakosti povrchových vod ve vazbě na změny odtoku a dále charakteristika společenstva makrozoobentosu v profilu Tetřívčího potoka.

3. Vliv abiotických složek fyzického habitatu na společenstva makrozoobentosu

Ze studií zabývajících se ekologií řek již dlouho vychází najevo, že biota vodních toků je ovlivňována heterogenitou fyzického prostředí vytvářenou abiotickými faktory, zejména fyzickými a chemickými podmínkami. Stav a charakter prostředí je tedy klíčovým determinantem velikosti, struktury a diverzity společenstev vodních organismů. Právě proto se zájem o toto prostředí stal součástí mnoha rozvíjejících se směrů v ekologii řek, zahrnující například teorii říčního kontinua (Vannote et al., 1980).

Zvláštní význam z pohledu heterogenity říčních ekosystémů má koryto. Koryta vodních toků představují místo pro interakce mezi fluvialně-morfologickými, hydrologicko-hydraulickými a sedimentačními procesy v prostoru a čase. Výsledkem těchto interakcí je pak velmi dynamická struktura dávající vznik fyzickým habitatům osidlovaných vodními organismy (Grešková et al., 2007).

Pojem fyzický habitat vodního toku tedy můžeme chápat jako prostředí, ve kterém přežívají, vyvíjí se, rozmnožují a skrývají se před predátory společenstva vodních organismů, zejména makrozoobentosu. V kontextu konkrétních druhů tak lze mluvit o podjednotce tvořící niky. Tyto habitaty vytváří jakousi mozaiku typů střídajících se podél toků, která významně determinuje biodiverzitu říčního prostředí (Grešková et al., 2007). Jejich kondice pak může mnohé napovědět o celkovém stavu povodí. Studium vztahů mezi jednotlivými říčními charakteristikami a analýza podléhajících procesů přispívají k hlubšímu porozumění změnám habitatů v důsledku přírodních i antropogenních vlivů (Allan and Castillo, 2007). Tuto skutečnost je obzvláště důležité mít na paměti v současnosti, kdy se antropogenní

změny v kvalitě, struktuře a režimu vodních toků podepisují na modifikaci biotických společenstev a ve fungování vodních ekosystémů po celém světě (Thomson et al., 2001).

Zásadními abiotickými faktory jsou (Allan and Castillo, 2007; Wilzbach and Cummins, 2008; Hershey et al., 2010; Thorp and Covich, 2010):

- Morfologie a geomorfologie toku
- Hydrologické a hydraulické podmínky
- Substrát dna a okolní vegetace
- Chemismus, teplota a prokysličení vody

V případě distribuce makrozoobentosu jde vždy o interakce mezi fyzickými, chemickými a biologickými charakteristikami (Wilzbach and Cummins, 2008). Nejzásadnějšími abiotickými faktory ovlivňujícími variabilitu prostředí z pohledu bentických organismů jsou podle mnohých studií průtok, substrát dna a hydraulické podmínky v daném úseku, které jsou určující pro další navazující faktory (Brooks et al., 2005). Jednotliví autoři nicméně přikládají velký vliv i dalším faktorům, například teplotě či chemismu vody, které mohou mít velký vliv na biotu ve znečištěných vodách. Mezi jednotlivými faktory však existují silné korelace a součinnosti, a je tak těžké odlišit a separovat vliv jednotlivých faktorů na společenstva makrozoobentosu (Allan and Castillo, 2007).

3.1. Hydrogeomorfologie toku

Směrem od svého pramene k ústí podléhají vodní toky a okolní krajina vlivem variability průtoku, topografie a rozdílné geologie změnám v geomorfologických strukturách a hydrologických poměrech (Allan and Castillo, 2007; Wilzbach and Cummins, 2008). V měřítkách menších než je celá říční síť jsou poříční krajiny hydrogeomorfologicky nejednotné. Z hydrogeomorfologického pohledu můžeme říční síť rozdělit na základní jednotky – tzv. functional process zones. Tyto jednotky zahrnují údolní nivu a vodoteč. Můžeme si pod nimi představit například úsek s meandry, rozvětveným tokem, úsek protékající roklí a podobně (Thorp et al., 2008 in Thorp and Covich, 2010). Z pohledu

geomorfologického typu říčního údolí lze pak tyto jednotky rovněž popsat termínem makrostruktury či ve spojení s organismy jako makrohabitaty (Kern, 1994 in Matoušková, 2003).

Značný vliv na strukturu a hojnost společenstva vodních bezobratlých má podle studií řádovitost toků (Lorenz, 2004; Timm, 2008). Což je v souladu s teorií říčního kontinua (Vannote et al., 1980), která předpokládá, že společenstva toků reagují na měnící se vnější podmínky prostředí a zdroje potravy (postupně se rozkládající organická hmota) v podélném profilu. Od úseků horních toků po úseky středních je tak předpokládán růst počtu druhů a indexů biodiverzity. Mezi středními a dolními úseky je pak trend opačný, kdy počty a diverzita klesají.

Na druhou stranu Thorp et al. (2008) in Thorp and Covich (2010) ve své *Riverine Ecosystem Synthesis* poukazuje na to, že habitaty, společenstva organismů a ekosystémové procesy jsou více ovlivněny specifickými hydrogeomorfologickými podmínkami než tím, zda se nachází na horním či dolním úseku toku. Autor uvádí, že například druhová skladba bentických bezobratlých nalezených v dané hydrogeomorfologické jednotce je si více podobná se srovnatelným typem jednotky, který je dál po nebo proti proudu, než druhové skladby dvou přilehlých, avšak odlišných, jednotek.

3.2. Morfologie koryta

Podíváme-li se detailněji na vodní tok, dostaneme se již k morfologii samotného koryta, která je pro ekologii vodních společenstev rozhodující.

Základní funkční jednotkou jsou v tomto měřítku tkz. mesohabitaty neboli středně velké habitaty. Jedná se o hydromorfologické útvary, které jsou v případě menších toků vizuálně odlišnou jednotkou habitatu toku se stejnorodou strukturou, pozorovatelnou ze břehu. Mesohabitat si tedy lze představit jako kumulace šterku a písku, dřevo či makrofyta apod. Koncept mesohabitatů byl původně využíván ichtyology v USA, nicméně později byl převzat i pro účely studia distribuce makrozoobentosu na odlišných substrátech (Pardo and Armitage, 1997). Tento koncept se setkal s úspěchem při popisu podélné změny společenstev vodních živočichů od pramene k ústí a rovněž při zdokumentování velkého vlivu

rychlosti a dynamiky proudění a typu substrátu. Je založen na předpokladu, že pokud jsou v korytě vodního toku zastoupeny všechny typy habitatů, jsou zároveň všechny organismy, které se v daném toku mohou potenciálně vyskytovat, chráněny. Z tohoto důvodu je lepší zaměřit se na ochranu heterogenity habitatu, než-li na ochranu konkrétních druhů (Tickner et al., 2000).

Vznik, prostorová a časová variabilita mesohabitatů jsou částečně spojeny s typem proudění vody, sedimentů unášených tokem, hydrologickým režimem a nepochybně i se sinusoidou meandrujícího koryta, která souvisí s náchylností břehů k erozi (Wilzbach and Cummins, 2008). Sedimenty jsou kontinuálně erodovány z určitých výsepních míst (podemleté břehy, čela ostrůvků) a ukládány v jiných násepních částech (pískové lavice, paty ostrůvků). Tak vznikají podmílání tůň na jedné straně břehu a sedimentační lavice u břehu druhého. Jednotlivé hluboké tůně jsou zpravidla odděleny úsekem peřejí. Tato sekvence lavic, tůň a peřejí je charakteristická jak pro rovné, tak pro meandrující úseky většiny přírodních toků. Vzdálenost mezi meandry je pak funkcí několika faktorů, především šířky toku (Thorp and Covich, 2010).

Ve srovnání s tůněmi, představují peřejnaté úseky větší heterogenitu habitatu, hrubší sedimenty, vyšší rychlost turbulentního proudění a obsah rozpuštěného kyslíku. Obecně tedy platí, že kamenité úseky s peřejemi podporují větší diverzitu vodních bezobratlých, než tůně s nahromaděným drobným materiálem písku či bahna (Hynes et al., 1970 in Thorp and Covich, 2010; Lorenz, 2004).

Rozdíly v preferenci odlišných hydromorfologických jednotek lze dobře pozorovat u potravinových skupin makrozoobentosu. Drtiči, sběrači a aktivní filtrátoři více upřednostňují lavice, mělčiny, tůně a úseky s pomalým prouděním. Naopak jim nevyhovují podmínky v peřejnatých úsecích. Na rozdíl od pasivních filtrátorů a predátorů, kteří preferují peřeje a úseky s rychlejším prouděním (Grešková et al., 2007).

3.3. Substrát dna

Vlastnosti a stav substrátu lišící se kvalitativně i kvantitativně v podélném i příčném profilu hrají hlavní roli v přežívání bentických organismů. Ovlivňují jejich diverzitu i množství

biomasy. Substrát jim poskytuje prostor pro život, získávání potravy, reprodukci, vývoj a úkryt před predátory či nepříznivými fyzikálními podmínkami (Wilzbach and Cummins, 2008; Thorp and Covich, 2010). Pojem substrát zahrnuje všechno nacházející se na dně, na stranách koryta nebo vyčnívající do toku, lidské artefakty a suť nevyjímaje (Allan and Castillo, 2007). Z pohledu prostorové řádovosti fluviálně – morfologických struktur osídlených organismy se jedná o nejmenší měřítko – mikrohabitaty (Kern, 1994 in Matoušková, 2003).

Vhodnost daného typu substrátu pro specifickou skupinu bentických bezobratlých je obecně dána kombinací a vlastnostmi těchto základních charakteristik (Thorp and Covich, 2010):

- Zda se jedná o nerost či organický materiál
- Pokrytí substrátu organickým materiálem nebo kalem
- Velikost, povrch (granulometrie) a pórovitost částic
- Stabilita substrátu, hodnocená podle doby zdržení v systému (např. listy jsou krátkodobé substráty, zatímco velké kameny dlouhodobé) a jejich tendencí měnit svoji polohu
- Fyzikálně – chemické prostředí, ve kterém se substrát nachází, jako je hloubka, obsah rozpuštěného kyslíku či proud

Anorganické substráty

Jejich zrnitost a pórovitost, které se zdají být jejich nejzásadnějším parametrem ve vztahu k bentickým organismům, jsou ovlivněny zejména hydraulickými poměry, rychlostí proudu a mateční horninou (Wilzbach and Cummins, 2008).

Obecně vzato, velikost částic v korytě toku se zmenšuje od pramene k ústí (Wilzbach and Cummins, 2008). Hrubé substráty, jako jsou kameny či šterky jsou příhodné pro jejich větší stabilitu a povrch a převládají v horních rychle tekoucích úsecích. Písečné a šterko-písečné substráty, typické pro mírné proudění, lze nalézt zejména na středních tocích a bahnitě či bahnito-písečné sedimenty v dolních pomalu tekoucích úsecích (Lellák, 1991; Thorp and Covich, 2010).

Zrnitostně menší materiál jako je štěrkopísek a písek, je častěji v pohybu, a proto je zde abundance živočichů nejnižší. Zároveň malý prostor mezi jednotlivými částicemi zde snižuje zachytávání detritu a může limitovat dostupnost kyslíku. Na druhé straně kamenité substráty představují nejstabilnější substrát s dobrým prokysličením, který poskytuje úkryt při zvýšených průtocích, a proto je osídlen hojněji (Allan and Castillo, 2007; Wilzbach and Cummins, 2008).

Z pohledu množství biomasy dominují bahnitě sedimenty, diverzita je v nich však menší v porovnání s ostatními substráty. Diverzitu lze očekávat největší na kamenitém substrátu, tvořeném většími stabilními kameny (Lellák, 1991; Melo and Froehlich, 2004).

Zvláštní roli hrají ve vlivu substrátu na bentické živočichy nejmenší - kalové částice. Jejich nízká koncentrace může být přínosná, zvláště pro druhy živící se jím pro jeho obsah organických látek, nicméně vysoké množství kalu má obvykle negativní vliv na organismy žijící na dně. Snižuje heterogenitu habitatu zanášením mezer mezi částicemi hrubšího substrátu, těl samotných živočichů a jejich zdrojů potravy. Tento jev, kdy byla v důsledku zvýšené kalnosti snížena pórovitost a tím i počet druhů bentického společenstva byl pozorován například na řece Rhône (Gayraud and Phillipe, 2001).

Kladný vliv na osídlení anorganického substrátu má dále pokrytí organickým materiálem (např. řasy, bakterie) v jeho mezerách a místech depozice. Kromě zvýšení osídlení vlivem přítomnosti zdroje potravy, organický materiál zlepšuje i vlastnosti substrátu z pohledu funkce jako habitatu, zejména drsnost. To bylo dokázáno ve studii Downes et al. (1995) in Allan and Castillo (2007) na horním úseku australské řeky Steavenson s kamenitým dnem, kde byl pozorován zvýšený výskyt bentických živočichů na kamenech porostlých vláknitou červenou řasou *Audouinella bermannii*. Řasa zde prokazatelně zvyšovala drsnost substrátu.

Organické substráty

Substráty organického původu představují řasy, mechy, makrofyta, odumřelé listy a kusy dřeva lišící se podmínkami, ve kterých se nachází a rychlostí rozkladu (Allan and Castillo, 2007).

Pro lesní toky jsou typické akumulace listového materiálu v depozičních zónách koryta, kde se stejně tak zachytává i drobný organický materiál. Proto tato místa představují pro bentické živočichy jak habitat, tak i místo zdroje potravy a jsou typická svojí vysokou abundancí a diverzitou. Je zde vysoký výskyt drtičů hrubé organické hmoty, jako jsou zástupci čeledi *Gammaridae* (Lellák, 1991). Další organický substrát představuje v horních tocích zalesněných oblastí dřevo. To v těchto oblastech může představovat čtvrtinu až polovinu osídleného substrátu dna. Stejně jako u řas a mechů platí, že kusy dřeva poskytují spíše habitat xylofilním druhům než zdroj potravy, avšak najdou se i výjimky, např. severoamerický brouk *Lara avara* z čeledi *Elmidae*, pro něhož je dřevo hlavním zdrojem potravy. Na dřevo je také vázána většina biologické produkce v nížinných tocích s písčitými dny, kde představuje jediný stabilní habitat pro bezobratlé (Allan and Castillo, 2007).

Fytofilní skupiny makrozoobentsu jsou nejčastěji nacházeny na mechových a řasových porostech, například *Rhyacophila verrula* z chrostíků či některé jepice, které mají dozadu orientované dorsální trny za účelem zmírnění zapletení. Tyto porosty představují spíše úkryt a past pro kal a organickou hmotu než přímý zdroj potravy (Allan and Castillo, 2007). Živé části emergentních či submerzních rostlin se stávají dočasně velmi kolonizovaným podkladem během vegetačního období, kdy je osidlují například populace *Diptera*, jako jsou čeledi *Simuliidae* a *Chironomidae*, sběračů z *Trichoptera* a zástupců ze skupiny *Oligochaeta*, *Amphipoda* (Lellák, 1991; Kalff, 2002). Často jsou kolonizovány také řasami a vytváří tak komplexnější vodní útvary, které prokazatelně zvyšují diverzitu daného úseku. O jejich větší funkci jako habitatu a pasti pro detrit než jako zdroji potravy svědčí i výsledek studie Taniguchi et al. (2003), která potvrdila, že se jednotlivý výskyt druhů a jejich abundance nelišila mezi živými a plastovými rostlinami. Rozdíly byly patrné pouze mezi odlišnými morfologiemi rostlin, nezávisle na jejich materiálu.

3.4. Hydrologie toku a hydraulické podmínky

Proud vody velmi ovlivňuje fyzikální struktury a hydraulické síly v mikro- a mesohabitátech bentálu osídlených většinou bentické bioty (Allan and Castillo, 2007).

Extrémní hodnoty průtoků (minima a maxima) významně ovlivňují mnoho ekosystémových charakteristik, jako je velikost částic substrátu, pohyb substrátu dna, koloběh živin a míru driftu vodních živočichů (Thorp and Covich, 2010). S rostoucím průtokem stoupá třecí napětí mezi proudem vody a substrátem na dně koryta. Ve chvíli, kdy toto napětí dosáhne kritického bodu, je substrát stržen vodou a během transitní fáze sunut po proudu dolů. To významně ovlivní bentická společenstva, která tyto substráty obývají. Momentální rychlost proudění vody během povodní i normálních stavů závisí na šířce, hloubce a drsnosti substrátu dna (Hynes, 1970; Lellák, 1991; Wilzbach and Cummins, 2008). Kromě těchto dopadů extrémních průtoků jsou sladkovodní bentické organismy silně ovlivněny rychlostí proudu, mírou turbulence a obecně hydraulickými podmínkami (Allan and Castillo, 2007).

Bentické organismy jsou obvykle morfologicky adaptovány na středně velké nebo předvídatelné sezónní přívaly vody, nicméně velké nepředvídatelné záplavy mohou eliminovat veškerou nebo většinu vodní fauny stržením substrátu dna a následným omíláním částic během transportu. Někteří jedinci makrozoobentosu sice mohou najít úkryt v zóně hyporeálu nebo v postranních stojatých vodách, ale často jich většina zahyne a obnovení společenstva vyžaduje rekolonizaci. Ta je zpravidla zajištěna zbytky jedinců z hyporeálu, epigeických habitatů položených výše či níže po proudu či vedle toku a dále z menších přítoků, kde nebyla přívalová vlna tak ničivá (Gibert et al., 2008 in Thorp and Covich, 2010). Jednotlivé organismy mají odlišné taktiky jak přežít tyto přírodní disturbance. V tocích, které jsou často zasaženy povodněmi, převážná část druhů většinu času jednoduše obývá místa toku, která jsou více chráněna před silným proudem (Allan and Castillo, 2007). U rodu plžů *Potamopyrgus* a jepic rodu *Deleatidium* byla pozorována schopnost vycítit blížící se povodeň. Jedinci na zvyšující se tření reagovali stěhováním do štěrbin, nehledě na jinak obývaný substrát. U larev chrostíků *Pycnocentroides* byla zase pozorována zvýšená aktivita při vyplétání sítě, za účelem vytvoření lepšího úkrytu (Holomuzki and Biggs, 1999).

Průměrná rychlost proudění jakéhokoliv toku se obvykle vyskytuje v šesti desetinách maximální hloubky, pod tímto bodem klesá směrem ke dnu až nakonec prudce klesne u povrchu samotného substrátu v takzvané mezní vrstvě tlusté 1-3 mm. Tato rychlost v mezní vrstvě ovlivňuje schopnost jedinců udržet svoji pozici na substrátu a zároveň množství potravy, které tudý prochází (Wilzbach and Cummins, 2008, Thorp and Covich, 2010). Lze

tedy předpokládat, že na dva stejné bentické organismy, žijící přisedle na dně v tocích s velmi odlišnými průměrnými rychlostmi, působí rychlosti proudění velmi podobně. Podle Méricoux and Dolédec (2004) lze pozorovat závislost mezi výskytem potravních skupin a rychlostí proudu. Výskyt filtrátorů podle předpokladů vykazoval pozitivní vztah s růstem třecích sil způsobených rychlejším prouděním, zatímco výskyt sběračů, kteří obývají místa s depozicí částic, negativní.

K přichycení k podkladu v proudu slouží bentickým organismům rozličné morfologické adaptace. Některé organismy mají zploštělá těla tak, aby byla co možná nejvíce přitisknuta k právě zmíněné vrstvě u substrátu, další jsou vybaveny háčky, přísavkami, výběžky a přilnavými ploškami, jiná produkují lepidivé sekrety nebo si staví záchytné sítě (Lellák, 1991; Wilzbach and Cummins, 2008).

Kromě průtoku a rychlosti vody, mají na distribuci společenstev makrozoobentosu velký vliv i morfohydraulické parametry meso a mikrohabitatů, které obývají. Hydraulika proudění je silně ovlivněná tvarem příčného profilu koryta, charakterem materiálu v korytě, drsností dna a sklonem. Hlavním hydraulickým parametrem je turbulence proudění, charakterizovaná Froudovým a Reynoldsovým číslem na základě rychlosti toku, gravitační konstanty a hloubky vody. Ta dosahují nejvyšších hodnot pochopitelně v peřejnatých a mělkých úsecích a nejnižších v tůních (Brooks et al., 2005; Grešková et al., 2007).

Studie ukázaly, že abundance, diverzita a složení společenstev makrozoobentosu se výrazně liší mezi habitaty s mírně rozdílnou hodnotou Reynoldsova a Froudova čísla. To dokazuje, že i relativně malé rozdíly v hydraulických podmínkách mají důležitou roli v prostorové distribuci makrozoobentosu (Méricoux and Dolédec, 2004; Brooks et al., 2005). Turbulentní proudění charakterizované Reynoldsovým číslem ovlivňuje negativně abundanci a diverzitu, z toho lze usuzovat, že většina společenstva preferuje habitaty s nízkou turbulencí při dně, protože zde jsou menší metabolické nároky na pohyb a uchycení a dostupnější zdroje potravy. Odlišné preference v hydraulických podmínkách mikro a mesohabitatů lze pozorovat u jednotlivých potravních skupin. V místech s nízkým Reynoldsovým číslem se vyskytuje nejvíce škrabačů a sběračů, kteří zde mají lehce dostupné velké množství periphytonu a nízké energetické nároky k přežití (Brooks et al., 2005).

Na život v různých hydraulických podmínkách je potřeba specifické adaptace ve stavbě těla. V podmínkách s více laminárním prouděním se ukazuje jako nejvýhodnější zavalitý nebo okrouhlý tvar těla. Naopak v silně turbulentní prostředí je možné pozorovat adaptaci například u běžných jepic rodu *Baetis*. Mají tupý kulatý předek těla a zúženou zadní část, což jim pomáhá minimalizovat vliv turbulentního proudění vznikajícího rozdělováním proudu mezi objekty, jako jsou kameny (Allan and Castillo, 2007).

3.5. Fyzikálně – chemické vlastnosti vody

3.5.1. Teplota

Každý druh je omezen určitým teplotním rozmezím, které tak ovlivňuje jeho geografický výskyt na určité zeměpisné šířky a nadmořské výšky. Nicméně, tolerance rozpětí teplot u jednotlivých druhů se může výrazně lišit. Nejmenší toleranci vůči rozpětí mají stenotermní druhy (Lampert and Sommer, 2007).

Změna struktury vodních společenstev se je v jednotlivých úsecích toků mění. To může být z části spojeno s podélnou i příčnou změnou teplotního režimu. Zatímco u některých skupin jako jsou korýši, měkkýši a ryby roste většinou diverzita a početnost spolu s velikostí toku, některé čeledi pošvatek a jepic s rostoucí velikostí hlavního toku spíše ubývají. Z toho se dá usuzovat i určitá spojitost mezi teplotním režimem vod, který se s velikostí toku zásadně mění, a biodiverzitou bentických organismů (Allan and Castillo, 2007; Thorp and Covich, 2010).

Teplota může vodní organismy ovlivňovat přímo, či nepřímo. Nepřímo změnou v množství rozpuštěného kyslíku potřebného k dýchání, jehož rozpustnost ve vodě při stoupající teplotě klesá. Jako jeden z příkladů lze uvést larvy pošvatek čeledí *Perlidae* a *Perlodidae*, které v důsledku snížení koncentrace kyslíku ve vodě zvýší intenzitu dýchacích pohybů a změni svoji polohu ze spodní na horní stranu kamenů. Tam jsou pak lehkou kořistí pro ryby (Adámek et al., 2010).

Přímo pak působí zvýšení teploty na zrychlení metabolických pochodů a dále na urychlení vývoje všech vodních živočichů, které pak následným zrychleným růstem počtu jedinců zvýší požadavky na už tak vlivem vyšší teploty snížený obsah rozpuštěného kyslíku

(Londagin, 2007; Wilzbach and Cummins, 2008). Ryby se zrychleným metabolismem pak vlivem hladovění decimují společenstva makrozoobentosu a přijímají organický detrit. To neplatí pouze pro ryby, ale obecně i pro principy mezidruhové predace. Zvýšená teplota může také zapříčinit výlet imág v chladném ročním období, kdy následně dojde k jejich zmrznutí. Dále je míra tolerance ovlivněna vývojovým stádiem. Nejcitlivější jsou druhy ihned po vylíhnutí a během reprodukce, proto, ačkoliv je jinak rozpětí pro přežití dospělých jedinců široké, může být zvýšení teploty v období rozmnožování a líhnutí juvenilů pro populaci kritické (Adámek et al., 2010). Tyto skutečnosti mohou být důležitými evolučními tlaky, které jsou zodpovědné za konkrétní životní cykly druhů a jejich teplotní adaptace (Allan and Castillo, 2007).

Časová i prostorová fluktuace teploty ve vodních tocích může mít jak přírodní, tak antropogenní původ. Přirozené změny teplot mohou mít na svědomí běžné sezonní i denní trendy, průsaky podzemní vody a sluneční paprsky, které v případech, kdy není tok zastíněn, dopadají na vodní hladinu. V případě slunečního záření a zastínění zde hraje velkou roli šířka toku. Posledně zmíněný faktor, tedy ohřev vody slunečním zářením v závislosti na šířce, je patrný ze vztahu mezi maximálními denními teplotami vody a řádem toku (Allan and Castillo, 2007). Nemělo by se také zapomínat na nárůst teploty kontinentálních vod v důsledku globální klimatické změny (Adámek et al., 2010).

Antropogenně je pak teplota vody navyšována bodovými zdroji znečištění (nejčastěji průmyslové závody), které vypouštějí vody využívané při výrobním procesu či k chlazení s vyšší teplotou, než jaká je v daném úseku toku přirozená. Dále v zastavěných plochách plošným odtokem, kde nedochází ke vsaku dešťové vody, a také odebíráním vody z toku. Zmenšený průtok způsobí redukci teplotní pufrace řeky a navýší absorpci tepelného záření. V takovýchto případech se dá mluvit o teplotním znečištění (Allan and Castillo, 2007; Pitter, 2009).

Velký vliv na ohřev toků, zejména dolních úseků, mají dále mělké přehrady, zvýšením doby zdržení vody a povrchu vystavenému slunečnímu záření. Míra ohřevu zde závisí na ploše a hloubce nádrže a klimatu. Tomuto vlivu se věnuje studie Lessard and Hayes (2003), podle které dochází v letních měsících na přehradě Manton Creek v USA k nárůstu teploty vody v úseku pod přehradou o 5,5 °C. Zvýšení teploty přehradou se zde sice nepodepsalo na

diverzitě makrozoobentosu, byl však evidentní výskyt rozdílných druhů v závislosti na jejich teplotní toleranci. Hluboké přehrady vypouštějící vody ze dna mají opačný efekt. Vlivem nízké teploty hypolimnia uměle snižují teplotu vody v létě a navyšují v zimě. Jedním z takových příkladů byl pozorován po stavbě přehrad na řece Saskatchewan, kde se stabilně teplota řeky v zimě pohybovala kolem 4°C, to eliminovalo podnět k ukončení diapauzy vajíček a naráz zmizely podél toku všechny taxonomické skupiny živočichů, vyjma čeledi *Chironomidae* (Allan and Castillo, 2007). Kromě změny teploty mají nádrže negativní vliv i na další fyzické charakteristiky níže ležícího habitatu a chemismu vody. Přehrady ovlivňují například typ substrátu vodního toku vlivem sedimentace jemných částic v přehradě nebo vypouštěním vody z hypolimnia hlubokých přehrad s anoxickými podmínkami dále snižují koncentraci rozpuštěného kyslíku (Lessard and Hayes, 2003).

Malé horní toky jsou termicky nejstabilnější díky průsakům podzemní vody, vlivem zastínění vegetací a topografickými podmínkami. Velké dolní toky jsou na druhou stranu stabilní díky velkému množství vody. Největší teplotní nestabilitu a rozdíly během dne a noci tak lze pozorovat u středních toků, které jsou dostatečně velké na to, aby nebyly zastíněny, ale neprotéká jimi dostatečné množství vody (Allan and Castillo, 2007).

Podle teorie říčního kontinua se předpokládá, že nejvyšší biodiverzity by měly dosahovat právě tyto střední úseky řek, kde je podél toku největší rozpětí teplot. Na druhou stranu lze však najít i studené horské potoky s velmi vysokým indexem biodiverzity. To se dá pokládat za jeden z důkazů toho, že je velmi těžké najít přímý vztah mezi teplotou na daném úseku toku a vyskytujícími se společenstvem bentických organismů, a to z toho důvodu, že se v jejím složení projevuje příliš velké množství dalších biotických a abiotických faktorů, které se mění podél gradientu řeky (Hershey et al., 2010, Thorp and Covich, 2010).

Přesto však lze v literatuře nalézt prokazatelný důkaz přímého vztahu mezi ekologií druhu a teplotou. Tento vztah byl pozorován u třídy *Turbellaria*, kde existuje u druhu *Crenobia alpina* a rodu *Polycelis* rozdíl ve výskytu podél toku v závislosti na maximální teplotě. Prvně jmenovaný druh obývá pouze horní toky, zatímco zmiňovaný rod se objevuje ve středních a dolních tocích. Vztah byl následně dokázán v laboratorních podmínkách, při kterých vyšlo najevo, že druh z *Crenobia alpina* nepřežívá teploty nad 16°C, zatímco většina rodu *Polycelis* přežívá teploty do 26°C. Tyto výsledky vysvětlují, proč horský druh *Crenobia*

neobývá teplejší dolní úseky řek, avšak nevysvětlují, proč teplotně tolerantní rod *Polycelis* neproniká i do horních úseků. I zde tedy částečně vyvstává otázka, zda v tomto případě nehrají roli další faktory (Reynoldson, 1983 in Allan and Castillo, 2007).

3.5.2. Kyslíkové poměry

O velkém vlivu množství rozpuštěného kyslíku na společenstva makrozoobentosu již byla částečně řeč v předcházející kapitole.

Obecně platí, že koncentrace kyslíku, která je variabilní v místě i čase, klesá od pramene k ústí toku. Tento jev se projevuje z toho důvodu, že horní úseky toků jsou obvykle více turbulentní, povrch je vůči objemu více příznivý k difuzi plynu a teplota je nižší. S rostoucí velikostí toku stoupá teplota vody, mění se substrát dna a proudění není tolik turbulentní. Teplota, je pro rozpustnost kyslíku ve vodě zásadní. Vztah mezi těmito veličinami je inverzní a nelineární, proto je ve studených vodách kyslíku podstatně více (Thorp and Covich, 2010).

Další variabilitu lze vidět ve vztahu mezi rozpuštěným kyslíkem a bentickými organismy. Proud vody zajišťuje neustálou obnovu kyslíku na povrchu žaber lotických bezobratlých. Pokud je rychlost proudění malá, potřebují okysličovat své žábry ventilací nebo vyžadují dokonce atmosférický kyslík. Protože se organismy liší svými nároky na kyslík, svádí to k závěru, že rozdíly mezi distribucemi v různých místech jsou zčásti způsobené právě limitací kyslíkem. Jako příklad se dá uvést obecný pokles výskytu *Trichoptera* mezi horskými a nížinnými toky, či neschopnost některých rodů z čeledi *Simuliidae* získat optimální množství kyslíku ve stojatých vodách. Ani jeden z těchto případů se však nedá pokládat za důkaz, že právě kyslík je faktor určující distribuci celého společenstva. Ve hře je bezpochyby mnohem více faktorů, jako je kompetice, množství potravy, typ substrátu nebo predátoři, kteří spíše mohou být za distribuci primárně zodpovědní (Thorp and Covich, 2010).

Bentické organismy se liší svými nároky na kyslík a anatomickými a behaviorálními adaptacemi na získávání kyslíku. Některé druhy dokážou přežít v podmínkách s jeho nedostatkem jen několik hodin, některé několik týdnů. Například někteří zástupci hmyzu z čeledi *Chironomidae* nebo rod *Tubifex* z třídy *Oligochaeta* jsou vybaveni pigmentem podobným hemoglobinu, který dokáže zadržovat kyslík a tím umožňuje přežít anoxické

podmínky. Zástupci plžů *Planorbis* a *Lymnea* zase dokážou pod vodou dýchat celým povrchem těla či plícemi, pokud vylezou na souš (Hershey et al., 2010; Lampert and Sommer, 2007). Odlišnými nároky na kyslík se liší i jednotlivá vývojová stádia, u bentických živočichů jsou larvy citlivější než vajíčka (Kalff, 2002).

Protože se kyslík do vody dostává kromě prosté difuze také produkcí fotosyntetizujícími rostlinami (Wilzbach and Cummins, 2008), dá se jeho vysoká koncentrace v hustě zarostlých částech očekávat během dne. Naopak nízké koncentrace se mohou objevovat v místech, kde dochází k dekompozici ponořených částí rostlin a organických zbytků, která je energeticky náročná. Pravděpodobnost poklesu koncentrace na smrtelnou hranici pro makrozoobentos stoupá v těchto místech spolu s poklesem proudění. Proto představují největší problém jezera, pomalu tekoucí toky a slepá ramena. Další riziko, představuje přísun antropogenního organického znečištění, které zapříčiní vysokou spotřebu kyslíku na jeho odbourání (Allan and Castillo, 2007; Thorp and Covich, 2010).

3.6. Chemismus vody

Kromě koncentrace kyslíku ve vodách ovlivňují abundanci, diverzitu bentických bezobratlých a kvalitu habitatu také další chemické parametry. Z přirozených vlivů se jedná zejména o salinitu a pH vody (Hershey et al., 2010).

3.6.1. Salinita

Salinita je ve sladkých vodách způsobena zejména 8 hlavními ionty, a to kationty Ca^{2+} , Mg^{2+} , ovlivňujícími nejvíce tvrdost, a K^+ . Z aniontů jsou to HCO_3^- , CO_3^{2-} , SO_4^{2-} a Cl^- . Měkkou vodu lze obecně očekávat v lokalitách na kyselé mateční hornině, zatímco tvrdé vody s relativně vysokou salinitou v odvodněných regionech na alkalickém podloží, obvykle vápencovitého typu. Zvýšení salinity v tocích lze pozorovat při nízkých průtocích a také v podélném profilu toku, kdy směrem k ústí stoupá vlivem eroze podloží a lidskou činností v tocích (Thorp and Covich, 2010).

Jak bylo dokázáno experimentálně, bentické organismy potřebují k přežití minimální koncentrace určitých iontů. Mezi nejvíce citlivé bezobratlé živočichy na tvrdost vody patří

měkkýši a korýši (Allan and Castillo, 2007). Ti potřebují kvůli inkrustaci CaCO_3 zvýšený příjem vápenatých iontů a proto může být jejich výskyt vyloučen z velmi měkkých vod. Měkkýši prokazatelně dosahují polovičních diverzit ve vodách pod 25 mg/l Ca^{2+} a jsou vzácné v koncentracích pod 3 mg/l, avšak tato limitace koncentrací není v tocích tak znatelná jako u měkkých vod stojatých. To je dáno schopností druhů v tekoucích vodách extrémně ředit tkáňové tekutiny. Nejmenší koncentrace k přežití (2-2,5 mg/l) je tak určena předcházením rozpuštění schránky. Zástupce korýšů rod *Gammarus* je poněkud odolnější, běžně se vyskytuje okolo 3 mg/l Ca^{2+} , avšak s nižšími koncentracemi i jeho výskyt klesá (Allan and Castillo, 2007; Thorp and Covich, 2010).

Diskutovaný je vliv koncentrací solí hlavně v kontextu jejich umělého navýšení ve vodách zimním posypem komunikací NaCl. Uvádí se, že se akutní toxicita pro většinu druhů vodních bezobratlých pohybuje až v jednotkách g/l, ale může klesat s rostoucí teplotou. Přímý vliv mezi zvýšenými koncentracemi solí způsobenými povrchovým odtokem ze silnic či táním sněhu a strukturou společenstva makrozoobentosu však zatím dokázán nebyl (Blasius and Merritt, 2002).

3.6.2. Změna pH, acidifikace

Hodnota pH neacidifikovaných vodních toků se celosvětově pohybuje v rozmezí 6,5 – 8,5. Hodnoty pod 5 a nad 9 již mají vliv na většinu vodní bioty (Wilzbach and Cummins, 2008).

Vodní toky mohou být okyselovány přirozeně i antropogenně. Antropogenní acidifikace představuje zřejmě největší dopad lidské činnosti na společenstva makrozoobentosu prostřednictvím změny chemismu vody. V posledních desetiletích upoutaly velkou pozornost vědecké obce její nesmírné dopady na sladkovodní ekosystémy (Thorp and Covich, 2010). Příčinami acidifikace jsou atmosférická depozice oxidů síry a dusíky, vodíku a amoniaku, intenzivní lesnictví a vznik kyselé důlní vody z důlní činnosti. Největší dopad na snížení pH má kyselá atmosférická depozice, zvláště na území nad mateční horninou s nízkou nebo již vyčerpanou neutralizační schopností, které představují nejčastěji granitoidy. Dále jsou dopady na ekosystém umocněny smrkovými monokulturami (Horecký, 2003).

Vysoká acidita může být způsobena i přirozenými procesy. Dešťová voda i odtok z opadu jehličnatých lesů je také mírně kyselá, ale ne do takové míry, aby dokázala zahubit společenstva. Mezi nejvíce přirozeně kyselé ekosystémy patří toky odvodňující rašeliniště a bažiny, jejich pH často klesá pod hodnotu 4,5 či dokonce pod 3 (Thorp and Covich, 2010).

Je poměrně složité odlišit mezi přímými a nepřímými vlivy hodnoty pH na společenstva vodních organismů kvůli jejím dalším vlivům na vodní chemismus. Přímo působí samotné pH na živočichy rozdílně, podle toho, jakou mají toleranci a rozpětí optima. Dále pak existuje mnoho nepřímých efektů. Hodnota pH ovlivňuje například funkce některých enzymů či transport iontů skrze buněčnou stěnu, proto je zapotřebí ji udržovat v organismech konstantní (Lampert and Sommer, 2007). To může mít například za vliv ztrátu sodných iontů či problémy při získávání vápenatých iontů z okolí, což opět nejvíce ohrožuje korýše a měkkýše.

Největší nepřímý vliv snížení pH představuje zvýšená mobilita iontů kovů, zejména hliníku a dalších (železa, mědi, zinku, niklu, olova a kadmia). Ty jsou kyselou vodou vymývány z podloží a jejich vyšší koncentrace působí toxicky. Největší problém představuje hliník, který je velmi hojně zastoupený v zemské kůře (Allan and Castillo, 2007). Vlivem přísunu H^+ iontů atmosférickou depozicí je při hodnotě pH pod 5,5 vymýván ze silikátových hornin za následného vzniku toxického Al^{3+} (Kalff, 2002). Dalším nepříznivý vliv lze pozorovat ve snížení biomasy a druhového složení nárostů, které se dotknou diverzity zvláště v případě seškrabávačů. Potravní skupina drtičů je pak v potocích protékajících smrkovými monokulturami ovlivněna sníženým podílem listového opadu a organické materiálu. Celkový pokles diverzity společenstev je pak dán kombinací těchto přímých a nepřímých vlivů (Horecký, 2003; Lampert and Sommer, 2007).

Přirozeně kyselé ekosystémy jsou na rozdíl od uměle okyselených překvapivě často osídleny poměrně diverzifikovanými společenstvy. Příčinou může být evoluční adaptace fauny na stálou kyselost přirozeného původu, u antropogenně okyselených toků se totiž pH často mění v závislosti na velikosti srážkových epizod (Dangles et al., 2004). Dále jsou v přirozeně kyselých tocích více vázány mobilizované ionty kovů humínovými kyselinami (Allan and Castillo, 2007). Podle studie Dangles et al. (2004) prováděné ve Švédsku se

diverzita společenstev makrozoobentosu nelišila mezi přirozeně acidifikovanými toky a neacidifikovanými.

Makrozoobentos lze rozdělit podle afinity k pH na acidosenzitivní a acidotolerantní. (Adámek et al., 2010). Důsledky kyselé atmosférické depozice v acidifikovaných potocích dobře dokumentuje snížená diverzita. Nižší diverzita je ovlivněna absencí acidosenzitivních skupin – zejména jepic, korýšů a měkkýšů a nižší pestrostí pošvatek a chrostíků. Zvláště při současném sníženém obsahu rozpuštěným anorganických a organických látek. Obvykle však není ovlivněna hustota osídlení. To může být důsledkem nahrazení nik acidosenzitivních druhů acidotolerantními generalisty, kteří jsou jinak za normálních podmínek vůči potravním specialistům méně konkurenceschopní (Horecký, 2003).

4. Vliv revitalizací na společenstva makrozoobentosu

Evropská environmentální legislativa, konkrétně EU WFD (the European Union Water Framework Directive), vyžaduje snahy o revitalizaci řek, které se nenacházejí v dobrém ekologickém stavu, což v současnosti představuje okolo 70% všech evropských řek, ve střední Evropě pak dokonce okolo 80%. Nejhůře jsou na tom velké a středně velké říční toky (Hering et al., 2009; Jähnig et al., 2009). Revitalizace vodních toků lze popsat jako snahu o obnovení přírodě blízkého stavu z pohledu všech jeho charakteristik a ekosystémových funkcí, které zahrnují fluvialní morfologii, hydrologii, splaveninový režim, přirozenou skladbu vodní fauny, flóry a doprovodného vegetačního pásu. Často používaný termín „přírodě blízký stav“ souvisí s předpokladem, že dosažení plně přírodního stavu je v dnešní kulturní krajině pro většinu vodních ekosystémů teoreticky nemožné (Matoušková, 2003).

V poslední době revitalizací neustále přibývá, proto je velmi překvapivé, jak málo je dosud zjištěno o efektech těchto zásahů do toku na vodní a terestrické organismy, hydromorfologii a příbřežní vegetaci (Jähnig et al., 2009, Sundermann et al., 2011). Přitom právě tyto součásti vodních toků nejlépe vypovídají o jeho skutečném ekologickém stavu. Možná kvůli těmto nízkým znalostem nemá převážná část revitalizačních projektů předpokládané výsledky (Murdock, 2008).

Kompletní revitalizace vedou ke zlepšení hydromorfologických vlastností vodních toků a tím nepochybně i ke zvýšení heterogenity habitatu. Prokazatelný je jejich kladný vliv na vytvoření velkého počtu nových mesohabitatů. Z pohledu makrozoobentosu by to tedy mělo mít pozitivní efekt na jeho abundanci a diverzitu (Lepori et al., 2005; Sundermann et al., 2011). Z výzkumů prováděných na revitalizovaných úsecích však vyplývá, že je tento efekt oproti očekávání zanedbatelný. Podle studií provedených v Evropě, zejména v Německu, se na revitalizovaných středních a dolních úsecích řek struktura společenstva makrozoobentosu zpravidla neliší od nerevitalizovaných (Brooks et al., 2002; Lepori et al., 2005; Jähnig et al., 2009).

Mizivý efekt revitalizací na společenstva makrozoobentosu je nejčastěji přisuzován měřítku, v jakém jsou prováděny. Zpravidla jsou revitalizovány úseky, jejichž ekologický stav je nejvíce kritický. V typickém případě tak vznikne antropogenně ovlivněný vodní tok s krátkým revitalizovaným úsekem. Potenciál tohoto úseku k následné přirozené stabilizaci a hlavně rekolonizaci novými druhy je vlivem izolace nízký (Jähnig et al., 2009). Na distribuci organismů se také může promítnout špatná kvalita vody, často spojená s okolním využitím krajiny, kterou revitalizace krátkého úseku se zvýšenou samočisticí schopností nezlepší (Sundermann et al., 2011).

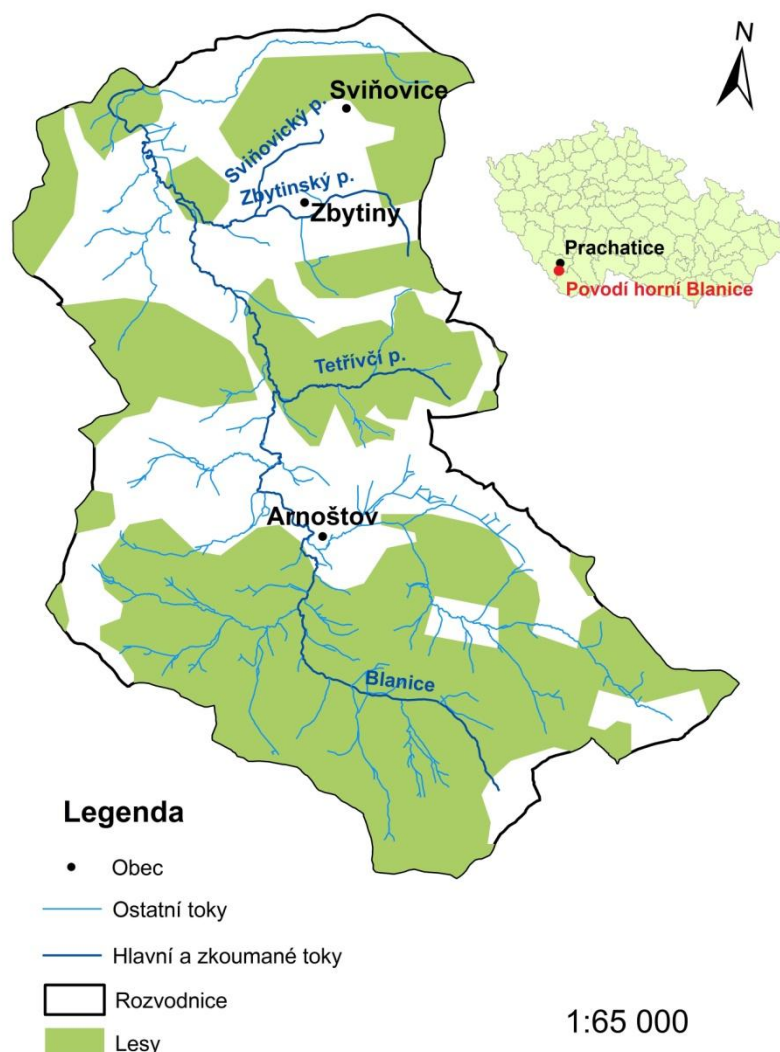
5. Charakteristika zájmové oblasti horní Blanice

Povodí horní Blanice se nachází v jihočeském kraji jihozápadně od města Prachatic v podhůří Šumavy. Jedná se o úsek řeky Blanice od jejího pramene vyvěrajícího jižně od obce Křišťanov, až po Blanický mlýn. Tato oblast je typická pro svoji vysokou zalesněnost, řídké osídlení pohybující se okolo 1,2 obyv./km² (Hryzáková, 2008) a velké množství přírodních či přírodě blízkých lokalit s řadou chráněných území. Ze zemědělských činností zde dominuje v důsledku nepříliš příznivého klimatu extenzivní chov dobytka a lesní hospodářství. Povodí náleží podle Quittovy klasifikace do chladné klimatické oblasti s průměrnou roční teplotou 4 – 6 °C (Atlas podnebí Česka, 2007). Blanice pramení ve výšce 960 m. n. m. a zájmové území opouští v nadmořské výšce 743 metrů. Sklon je 6,4 ‰. Rozloha povodí horní Blanice činí 85,21 km², délka hlavního toku je 18,58 km. Hlavními jejími přítoky jsou Černý, Puchěřský, Zbytinský a Tetřívčí potok (Malý, 2009). Právě poslední dva zmíněné přítoky jsou předmětem

experimentálního výzkumu. Zbytinský potok ústí na říčním kilometru 81,9 a Tetřívčí potok na ř. km. 84,5 (Kohoutek a kol., 1987).

Téměř 80% území náleží do CHKO Šumava a jeho součástí jsou 4 zvláště chráněná území : PR Pod farským vrchem (ochrana jalovcové pastviny a rašeliniště), PP Vyšný – Křišťanov (ochrana luk se šafránem bělokvětým) a PP Pod Sviňovicemi (ochrana rašelinných luk). Zvláštní pozornost si zaslouží NPP Blanice významná ochranou největší střeoevropské populace kriticky ohrožené perlorodky říční (*Margaritifera margaritifera*) (Hujšlová, 2010). V roce 2005 byla bezmála celá oblast Šumavy a vojenského újezdu Boletice začleněna mezi ptačí oblasti a evropsky významné lokality soustavy chráněných území Natura 2000 (Hryzáková, 2008).

Celé povodí náleží ke krystaliniku centrální oblasti Českého masívu a dále Jihočeské vysočiny, konkrétně geomorfologické oblasti Šumavské hornatiny. Vyskytují se zde masivy pararul a granulitů. Oblast má převážně kopcovitý reliéf s mělkými údolími vyplněnými aluviálními sedimenty. Nejčastějšími půdními typy jsou zde vlivem reliéfu, klimatických a geologických podmínek kryptopodzoly a kambizemě. Tedy obvyklé typy pro podhorské oblasti. V místech s vysokou hladinou podzemní vody lze též nalézt půdy glejové. Vodní toky kopírují nivní sedimenty. Jsou to nejčastěji jemně písčité až prachovité sedimenty, na které navazují písčito-hlinité či hlinito-písčité sedimenty. V pramenných oblastech převládá smíšený sediment. Z geologického a pedologického hlediska jsou dílčí povodí Zbytinského a Tetřívčího potoka téměř totožná (Hintnaus, 2011).



Obr. 1. Poloha povodí horní Blanice a lokalizace zájmových vodních toků (Zdroj vrstev: ZABAGED, katedra FGG)

5.1. Charakteristika dílčích povodí

Dílčí povodí Tetřívčího a Zbytínského potoka byla pro experimentální průzkum vybrána z důvodu velké vzájemné odlišnosti. Tetřívčí potok představuje přírodě velmi blízkou lokalitu s minimálními antropogenními zásahy, zatímco povodí Zbytínského potoka vykazuje na první pohled zřejmé známky zasažení lidskou činností. V obou těchto povodích probíhá od roku 2006 experimentální výzkum katedry fyzické geografie a geoekologie sledující srážkovo-odtokové a pedohydrologické poměry, dynamiku fluvialně-morfologických procesů, hydromorfologické a ekologické stavy toků a změny land-cover. V povodí Tetřívčího a Zbytínského potoka bylo k

výzkumu vybráno celkem pět příčných profilů. Dohromady čtyři profily pro odběr vody a měření průtoku se nachází na Zbytinském potoce a jeho dvou přítocích (Sviňovickém a levostranném bezejmeném). Na dvou z těchto čtyř profilů je navíc odebírán makrozoobentos. Na Tetřívčím potoce se nachází jeden profil pro odběr makrozoobentosu a vody a měření průtoku. Zde navíc proběhlo ekomorfologické hodnocení.

Tab.1. Přehled číselných označení profilů obou povodí

Název profilu	Číselné označení
Zbytinský potok nad Zbytinami	P6
Zbytinský potok pod Zbytinami	P7
Sviňovický potok	P8
Levostranný přítok Zbytinského p.	P11
Tetřívčí potok	P4

5.1.1. Povodí Zbytinského potoka a charakteristika profilů

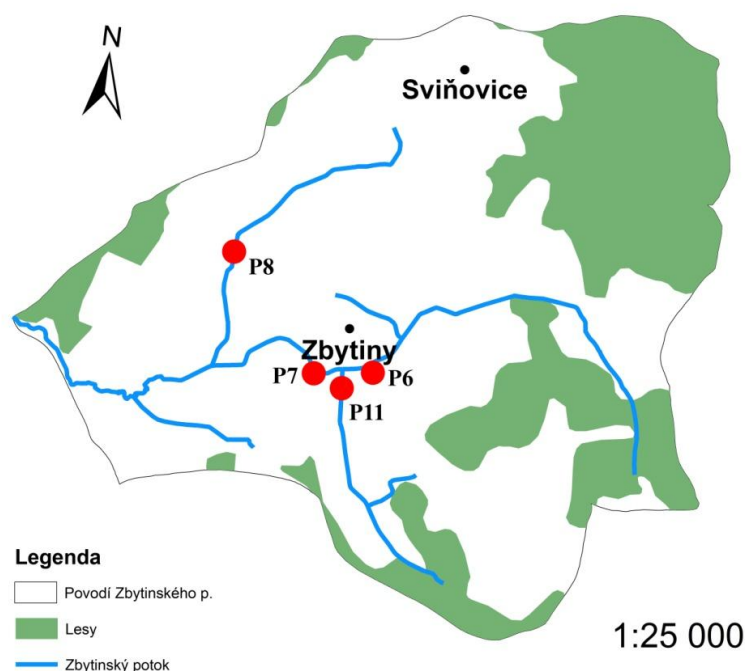
Zbytinský potok je pravostranný přítok řeky Blanice, do které ústí pod obcí Zbytiny. Plocha povodí potoka je 9,72 km², délka hlavního toku 4,9 km. Podle absolutní řádovostní klasifikace se jedná o tok IV. řádu. Hlavní tok pramení v zalesněné oblasti vrchu Skaliny (872m n.m.), poté již pokračuje nezalesněným územím skrz pastviny a louky, až do obce Zbytiny, kterou protéká, jak je patrné z *Obr. 2*. Pod obcí potok protéká mělkým údolím mezi vrcholy Suchého kopce (818 m n.m.) a Hovorkova vrchu (814 m n.m.), kde následně ústí do Blanice. Dominujícím typem pokryvu povodí jsou louky zabírající 55,6% plochy území. Obec Zbytiny (786 m. n. m.) je se svými 300 obyvateli největší sídelní jednotkou v oblasti horní Blanice. Od listopadu 2008 je v provozu ČOV pro 510 EO, na kterou navazuje retenční dočišťovací nádrž pod obcí. Voda z této nádrže je vypouštěna do Zbytinského potoka. Tato obec tak představuje v rámci povodí největší zdroj bodového znečištění (Hujslová, 2010; Hintnaus, 2011).

V povodí jsou neudržované systémy umělých odvodňovacích příkopů a drenáží ze 70. let, jako pozůstatek po předchozím způsobu hospodaření. Koryta toků v povodí Zbytinského potoka jsou do velké míry antropogenně upravena. Necelých 50% délky všech toků je zasaženo

meliorací. Koryta jsou napříměna, opevněna betonovými prefabrikáty nebo zatrubněna. Vydlážděná koryta tak mají typický lichoběžníkový tvar v příčném profilu. Vydlážděné úseky jsou dlouhé několik set metrů a místy přecházejí v přírodní koryta. Zásahy do koryt toků byly prováděny již v 19. století v souvislosti s protipovodňovou ochranou (Hintnaus, 2011).

Zbytinský potok má za levostranný přítok Sviňovický potok a dále několik bezejmenných přítoků (Malý, 2009). Jak je patrné z *Obr. 2*, v povodí tohoto potoka se nachází celkem 4 odběrové profily odlišné svojí morfologií a mírou ovlivnění lidskou činností.

První profil je na hlavním toku těsně nad obcí Zbytiny (P6), druhý se nachází pod obcí taktéž na hlavním toku nedaleko výpusti z ČOV (P7). Třetí profil je umístěn na levostranném bezejmenném přítoku přímo v intravilánu obce (P11) a čtvrtý na zrevitalizovaném Sviňovickém potoce (P8), který se vlévá z pravé strany do Zbytinského potoka zhruba 300 metrů pod obcí Zbytiny. Na všech profilech v povodí Zbytinského potoka je odebírána voda k chemické analýze a měřeny průtoky hydrometrováním. Na profilech Sviňovického potoka (P8) a levostranného přítoku Zbytinského potoka (P11) jsou navíc odebírány vzorky makrozoobentosu, jejichž determinace a vyhodnocení však nebyly do této práce zahrnuty.



Obr. 2. Lokalizace profilů v povodí Zbytinského potoka pro odběr vody a měření průtoku (Zdroj vrstev: ZABAGED, CORINE)

Zbytinský potok nad Zbytinami (P6)

Tento profil se nachází u přemostění Zbytinského potoka nad obcí Zbytiny. Úsek od pramene k příčnému profilu teče v drtivé většině přes pastviny a louky, výjimkou je pouze jeho prameniště ve svahu zalesněném smrkovou monokulturou. Již od profilu proti proudu lze pozorovat skot na pastvinách, který se pohybuje bezprostředně podél potoka. Dá se zde tedy předpokládat jeho možný vliv na chemismus vody. Podél toku se od pramene až do obce Zbytiny nenachází žádné osídlení ani potenciální bodový zdroj znečištění.

Úsek nad profilem je jedním z příkladů proběhnuvších meliorací. V části protékající nezalesněným územím je rovný bez přirozené možnosti meandrování a vybřežení, příčný profil koryta je vlivem vydláždění lichoběžníkovitý.

Zbytinský potok pod Zbytinami (P7)

Profil pod obcí Zbytiny se nachází rovněž u přemostění potoka, zhruba 250 metrů proti proudu od dočišťovací nádrže, jež je součástí ČOV a ústí do potoka. Profil byl vybrán za účelem srovnání s profilem nad obcí a zhodnocení tak vlivu znečištění obce na kvalitu vody. V obci lze pozorovat pozůstatky po drobných příkopech od stavení k potoku, které v minulosti sloužily k odvádění splaškových vod.

Koryto je v intravilánu obce rovněž upravené. Úsek pod obcí k profilu byl po povodni v roce 1980 také upraven (Hujšlová, 2010), charakter úprav však již není patrný. V porovnání s úsekem nad obcí je koryto podstatně zahloubenější. Lze zde pozorovat tvorbu písčitých lavic a nátrží způsobených erozní činností.

Levostranný přítok Zbytinského potoka (P11)

Profil se nachází přímo v obci Zbytiny na největším levostranném přítoku 60 metrů od vyústění do Zbytinského potoka. Přítok je jako experimentální povodí o rozloze 1,56 km² předmětem mnoha výzkumů, nejčastěji z pohledu srážko-odtokového režimu (Kliment and Matoušková, 2006). Profil je vybaven automatickým hladinoměrem (ultrazvukovou sondou) v jehož blízkosti probíhá odběr vody. Pravidelným hydrometrováním byla pro tento profil zkonstruována konsumpční křivka.

Přítok pramení v jehličnatém lese a poté teče přes louky až k obci, kde je odběrový profil. Několik desítek metrů nad profilem je tok lemován náletovými dřevinami, zejména vrbou (viz *Obr.3*). Tok je kompletně meliorován a ve dně a březích opevněn betonovými deskami, jsou zde však již patrné náznaky narušení. Koryto je tradičně lichoběžníkovitého tvaru. Do toku je několik stovek metrů nad profilem vyústěn systém dnes již neudržovaných drenáží, který odvodňuje přilehlé svahy. Systém byl vybudován za účelem odvodnění nadměrně vodou zásobené orné půdy, která se změnou způsobu hospodaření po roce 1989 zatravnila. O neudržovanosti a špatném stavu drenáží dnes svědčí velmi zamokřené plochy podél toku. Dnešní louka je využívána pouze k senoseči. Poblíž toku se nad obcí nenachází žádná sídla. Z pohledu kvality vody lze uvažovat o možném ovlivnění systémem drenáží.



Obr. 3. Profil na levostranném přítoku Zbytinského potoka

Sviňovický potok (P8)

Profil se nachází na největším přítoku Zbytinského potoka, do kterého ústí z pravé strany asi 600 metrů pod obcí Zbytiny. Potok pramení poblíž osady Sviňovice SZ od Zbytin. Plocha jeho povodí činí 1,8 km² a délka toku je zhruba 1,83 km. V povodí se nachází PP pod Sviňovicemi a zasahuje do něj v jižní části také CHKO Šumava.

I v povodí tohoto potoka byly hydrologické podmínky ve druhé polovině 20. století výrazně ovlivněny lidskou činností. Z okolních pozemků byly za účelem vytvoření dobře obdělávatelné orné půdy odstraněny meze, byl vybudován drenážní systém, tok byl napřímen a vybetonován. Tento stav setrval ve střední a dolní části až to konce roku 2004, kdy zde a pod ústím do Zbytinského potoka proběhla revitalizace. Všechny pozemky dříve využívané

k pěstování plodin jsou v současnosti již zatravněné a místy zarostlé keřovým patrem. Drenážní systém je již velmi porušený, mimo jiné i zanášením rašelinou (Hujšlová, 2010).

Sviňovický potok protéká nad profilem převážně pastvinami a loukami, v horní části nedaleko prameniště je kopírován ne příliš rozsáhlými lesními porosty smrku, borovice a náletových dřevin spolu se zamokřenými plochami s výskytem rašelinišť, které byly také jedním z důvodů tvorby drenáže. Profil se nachází na revitalizovaném úseku středního toku, u přemostění silnicí Zbytiny – Volary. Na obou březích se nachází pastviny. Vlivem revitalizace má koryto a příbřežní zóna v tomto úseku přírodě blízký charakter (viz podkap. *Revitalizace Sviňovického potoka*). Většina okolních ploch je v současnosti využívána k pastvě skotu, který se místy volně pohybuje jen několik metrů od břehové linie. Spolu s rozsáhlým systémem drenáží to lze z pohledu kvality vody vnímat jako plošný zdroj znečištění. Přemýšlet lze i o možném bodovém znečištění osadou Sviňovice, která se nachází nad prameništěm.



Obr. 4. Profil na revitalizovaném úseku Sviňovického potoka

Revitalizace Sviňovického potoka

Revitalizace z počátku roku 2005 byla provedena na středním a dolním úseku dlouhém 1,1 km. Zahrnovala revitalizaci koryta toku, odstranění většiny drenáží z pozemků a vytvoření dvou mokřadů s bezpečnostními přelivy (Hujšlová, 2010). Projekt měl být původně součástí programu na zlepšení kvality habitatu a vody v rámci druhové ochrany perlorodky říční.

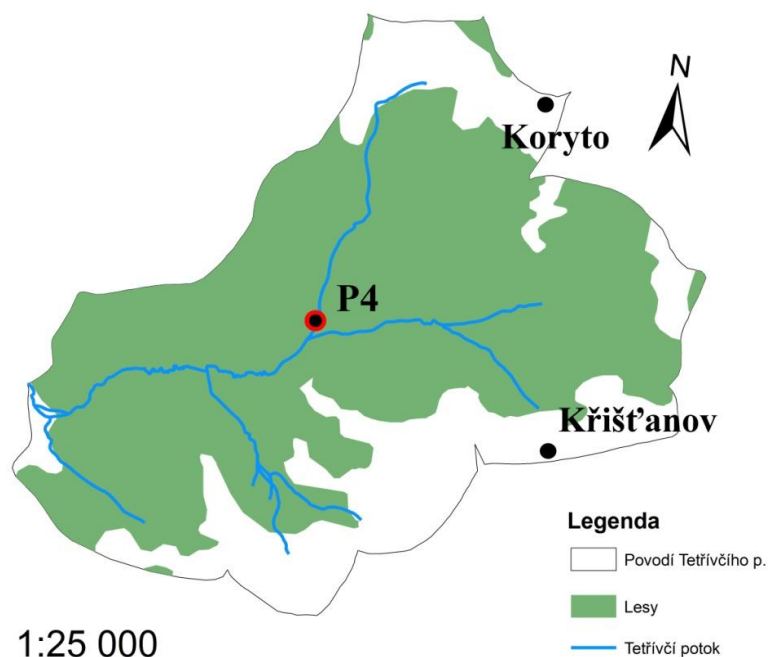
Cílem revitalizace bylo obnovení přirozeného biotopu potoka pro vodní organismy, zvýšení samočisticí schopnosti vody a zpomalení odtoku vody z krajiny. Bylo tedy za potřebí zvýšit hloubku stálé hladiny, snížit rychlost proudu vody a vytvořit proudové stíny pro akumulaci naplavenin. Z napřímeného koryta byly vytrhány betonové prefabrikáty a byly předmodelovány zákruty, v patách svahů zpevněné lomovým kamenem ve snaze předejít nadměrné erozi, jak je patrné z *Obr. 4*. Po úseku bylo rozmístěno 20 kamenných prahů, díky kterým lze pozorovat zvýšenou heterogenitu vodního prostředí vlivem střídání peřejí a tůní. Podél toku byla za účelem zrychlení stabilizace břehů a rovněž zvýšení heterogenity vysazena příbřežní vegetace (olše, jasan, vrba, bříza), která je nyní navíc obohacena nálety (Matoušková et al., 2008; Hujšlová, 2010).

5.1.2. Povodí Tetřívčího potoka a charakteristika profilu

Tetřívčí potok je pravostranným přítokem Blanice, pramení ve výšce 890 m n. m. mezi obcemi Koryto a Křišťanov. Tok protéká až na výjimky lesem, místy mýtinami. Podle absolutní řádové klasifikace je tokem V. řádu. Plocha jeho povodí je 6,1 km² a délka hlavního toku 4 km. Má 3 bezjmenné přítoky (Malý, 2009). Les pokrývá 72,2% povodí. Převažují zde jehličnaté lesy, zejména smrková monokultura. Z ekohydromorfologického pohledu jde o přírodě blízký tok.

Ve srovnání s povodím Zbytinského potoka byla tato oblast v minulosti méně ovlivněna lidskou činností, bylo zde podstatně méně orné půdy. Přesto lze v okolí Tetřívčího potoka a jeho přítoků nalézt v lese nenápadné pozůstatky odvodňovacích kanálů (Hintnaus, 2011). Meliorace se mu však vyhnula. V současnosti zde z hospodářských aktivit dominuje lesnictví.

Bodovému zdroji znečištění se nevyhnul ani Tetřívčí potok. Je do něj nedaleko prameniště vypouštěna voda ze samostatné balené čistírny pro 78 EO z areálu zemědělského družstva Ktiš nad obcí Křišťanov (Hryzáková, 2008).



Obr. 5. Lokalizace profilu v povodí Tetřívčího potoka pro odběr vody, makrozoobentosu a měření průtoku (Zdroj vrstev: ZABAGED, CORINE)

Profil Tetřívčí potok (P4)

Profil se nachází zhruba 800 metrů od pramene hlavního toku, na soutoku s druhým pravostranným přítokem. Profil je obklopen nepůvodním smrkovým lesem, který je na levém břehu na rozdíl od pravého méně obhospodařovaný. Přítok je součástí experimentálního povodí KFGG. Nad soutokem je proto nainstalovaný automatický hladinoměr sledující odtokový režim.

Jedná se o velmi přírodě blízký úsek, jedinou známku lidské činnosti zde představuje lesní cesta s přemostěním výše proti proudu nad profilem. Tok je zatížen jediným zdrojem bodového znečištění – ČOV u obce Křišťanov, o plošném zdroji znečištění se zde nedá uvažovat. Potok zde přirozeně meandruje, koryto postrádá jakékoli úpravy. Na tomto profilu byl proveden odběr makrozoobentosu a vyhodnocen fyzický habitat odběrové lokality metodou EcoRivHab. Z pohledu hydromorfologické charakteristiky se mu podrobněji věnuje samostatná kapitola 7.2 *Hydromorfologická charakteristika Tetřívčího potoka*.



Obr. 6. Profil na Tetřívčím potoce s měrným přelivem a hladinoměrem

6. Aplikované metody a zdroje dat

6.1. Odběr makrozoobentosu

Vzorky pro účely této práce byly odebírány na profilu Tetřívčího a Sviňovického potoka a levostranného přítoku Zbytinského potoka 15.6. 2012 takzvanou metodou kicking (Kokeš and Němejcová, 2006). Podstatou této metody je chůze pozadu proti proudu a snaha odvalovat a rozhrabávat substrát dna toku za zády, přičemž před sebou držel kolmo na dno přiloženou odběrovou síť o průměru ok 500 μm . Dále byly vzorky odebírány ručně entomologickou pinzetou přímo z povrchů větších kamenů a kusů dřeva, které byly ponořené ve vodě.

Odběr byl prováděn po dobu 3 minut na zhruba 100 metrovém úseku tak, aby zahrnul všechny habitaty na odběrovém úseku toku. Tedy ideálně v proudnici, při vegetací zarostlých i nezarostlých březích, v tůních, na písčítých lavicích a v rychle tekoucích úsecích s častými peřejemi v takovém časovém poměru, v kterém se habitaty na úseku vyskytovaly. Vzorky byly po odběru zafixované 96% ethanolem.

Makrozoobentos byl po zmíněném odběru a zafixování in situ postupně kvantitativně vybírán z celého množství odebraných vzorků pod binokulární lupou v ekohydrologické laboratoři katedry fyzické geografie a geoekologie (KFGG).

Pro následnou determinaci byly v této práci z časových důvodů využity pouze přebrané vzorky z profilu Tetřívčího potoka, kde se při v předešlém hydrobiologickém průzkumu Hryzákové (2008) prokázala vysoká diverzita společenstva makrozoobentosu. Vzorky Tetřívčího potoka byly určovány do úrovně čeledí, bylo spočítáno množství jedinců dané čeledi a vše bylo opětovně zafixováno 96% ethanolem.

6.2. Odběr vody pro chemickou analýzu

Monitoring jakosti vody je v experimentálních povodích na horní Blanici prováděn Dr. Klimentem a Dr. Matouškovou od roku 2006. Pro účely analýzy byly vzorky vody z profilů 4, 6, 7, 8 a 11 odebírané do vypláchnutých PET lahví o objemu 1,5 l v proudnici toku a zvláště pro účely měření BSK₅ do skleněných lahviček se zábrusem zátky o přesném objemu. Přímo v místě odběru byly sondami měřeny fyzikální vlastnosti vody – teplota, množství rozpuštěného kyslíku, konduktivita a pH.

Analýzu vzorků provádějí pracovnice laboratoře ÚŽP pod vedením Ing. Benešové podle metod příslušných ČSN. Při analýze vzorků probíhalo stanovení: pH, vodivosti, KNK_{4,5}, ZNK_{8,3}, CHSK_{Min}, BSK₅, tvrdosti, koncentrace vápenatých iontů, amonných iontů, chloridů, dusitanů, dusičnanů, fosforečnanů, celkového fosforu, rozpuštěných a nerozpuštěných látek, železnatých iontů, humínových kyselin.

6.3. Fyzický habitat

Fyzický habitat odběrového úseku vzorků makrozoobentosu na Tetřívčím potoce byl hodnocen metodou EcoRivHab (Matoušková, 2003, 2004, 2008). Jedná se o metodu ekohydromorfologického hodnocení kvality vodních toků, při které je kladen důraz na hydromorfologické charakteristiky koryta, příbřežní zóny a údolní nivy.

Fyzický habitat byl hodnocen v rámci terénního průzkumu 5. 6. 2013. Při průzkumu habitatu byl průběžně vyplňován mapovací formulář (viz kap. *Přílohy*), kde jsou specifikovány jednotlivé hydromorfologické parametry. Většina parametrů je hodnocena pomocí bodové klasifikace v intervalu <1-5>. V případech, kdy jsou charakteristiky některých parametrů

obtížně numericky měřitelné (nelze kvantitativně stanovit jejich hodnotu, nebo jsou kvantitativní vlastnosti relevantní), jsou popsány slovně tak, aby vyjádřily příslušnou vlastnost. Dílčí hodnoty parametrů jsou pak vypočteny na základě maxima, převládající hodnoty nebo aritmetického průměru. Dále jsou součástí mapovacího formuláře parametry s dokumentačním charakterem, které nejsou bodově hodnocené (Matoušková, 2008).

Z hydromorfologického hodnocení zóny koryta nebyly v rámci metody hodnoceny pouze hydrochemické a hydrobiologické parametry, kterým se v této práci věnují samostatné kapitoly.

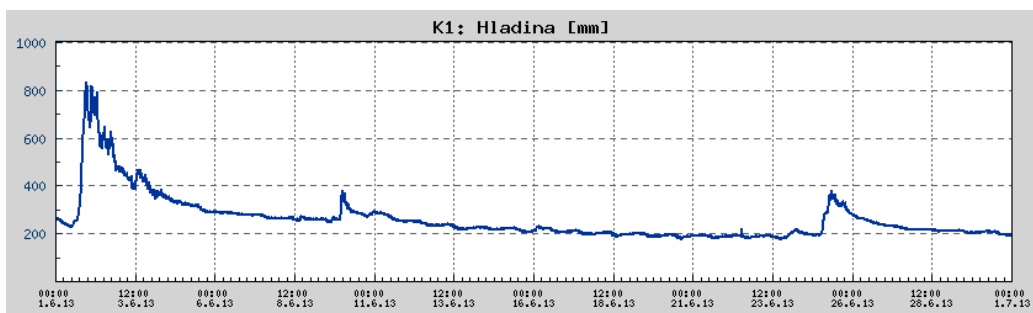
Hlavním cílem je vyhodnocení ekohydromorfologického stavu vodních toků v intra- a extravilánech, nalezení silně antropogenně ovlivněných úseků, či úseků s přírodním, či přírodě blízkým habitatem a těch, které splňují tzv. dobrý ekologický stav podle EU WFD. Metoda dokumentuje rozmanitost fyzického habitatu jednotlivých hodnocených úseků. Výsledky této metody se dají využít jak při návrhu revitalizačních opatřeních, tak při hodnocení úspěšnosti aplikovaných revitalizačních postupů.

Metoda byla verifikována a aplikována v rámci projektu GAČR „Hodnocení ekohydrologického stavu vodních toků v kontextu Rámcové směrnice ochrany vod 2000/60/EC“ na vodních tocích rozmanitých řádů a odlišných typech reliéfu povodí Labe (Matoušková, 2003, 2004, 2008).

6.4. Měření průtoků

Na profilech levostranného přítoku Zbytinského potoka, Sviňovického potoka a Tetřívčího potoka jsou nainstalované automatické hladinoměry s ultrazvukovou sondou a tlakovými čidly provozované KFGG (*Obr. 8*). Sondy měří výšku hladiny v intervalech 10 minut. Výsledky měření jsou zasílány technologií GPRS na internet (*Obr. 7*) (Hintnaus, 2011).

Díky těmto datům lze na profilech s empiricky vytvořenou konsumpční křivkou vypočítávat průtok.



Obr. 7. Ukázka dat z automatického hladinoměru: výška hladiny na profilu Tetřívčího potoka

Průtoky byly měřeny na profilech místně identických s místy odběrů pro hodnocení kvality vody a ve stejný čas jako odběry vody. Metodou zjišťování aktuálního průtoku bylo jednak měření hydrometrickou vrtulí OTT C-21. Ve dnech, při nichž nedošlo k fyzickému měření pomocí hydrometrické vrtule, byl průtok odvozen pomocí konsumpční křivky. Byla-li výška hladiny naměřená automatickými hydrologickými stanicemi z důvodu chybového měření nereálná, byly průtoky dopočítávány na základě dlouhodobějších vztahů mezi odtokovými poměry jednotlivých profilů a jejich hodnoty nemusí být přesné.

Pro měření průtoku hydrometrickou vrtulí byl na každém odběrovém místě stanoven vhodný příčný profil bez velkých balvanů, vegetace a jiných překážek v toku, aby proudění bylo co nejvíce laminární. Poté byla koryta toků rozdělena pomocí pásma na několik stejně dlouhých částí, jejichž počet závisel na aktuální šířce tekoucí vody. Následovalo měření počtu otáček vrtule ve svislici v jednotlivých částech a příslušné hloubce. Z počtu otáček vrtule ve svislici za čas je získána rychlost proudění, ze které byl následně dopočítán celkový průtok profilem (Mattas, 2001).



Obr. 8. Měření průtoku hydrometrickou vrtulí na Sviňovickém potoce

6.5. Metodické postupy při zpracování výsledků

Mapy pro tuto práci byly vytvořeny programem ArcGIS. Statistické vyhodnocení a grafy byly vypracovány v Microsoft Office 2007 a Statistica.

Vzorky makrozoobentosu z Tetřívčího potoka byly hodnoceny pomocí BMWP skóre (*Biological Monitoring Working Party Score*) a ASPT indexu (*Average Score Per Taxon*), které se využívají při kvalitativních odběrech a identifikaci do úrovně čeledí. BMWP skóre je založeno na sumě bodových ohodnocení stanovenými autory pro jednotlivé systematické jednotky, nejčastěji čeledi, podle jejich stupně tolerance k organickému znečištění. ASPT index byl navržen z důvodu značného ovlivnění skóre účinností odběru, zpracováním a determinací. Je dán podílem BMWP skóre a sumou skórujících jednotek (Kokeš a Vojtíšková, 1999; Adámek et al., 2010).

Ke zhodnocení jakosti povrchových vod byla použita ČSN 75 7221 Klasifikace jakosti povrchových vod z roku 1999, pomocí které byly jednotlivé profily zařazeny do příslušných tříd jakosti ve vybraných parametrech. Toto zařazení do tříd lze brát pouze orientačně z důvodu nízkého počtu odběrů, tj. 4 odběrů v průběhu jednoho roku. Vzorky by měly být podle ČSN 75 7221 odebírány ve sledovaných profilech obvykle s četností 1x měsíčně. Souhrnné hodnocení jakosti vody se provádí nejčastěji z 24 výsledků rozborů za sledované dvouletí. Mé vyhodnocení bylo provedeno z výsledků z let 2006-2013, u většiny parametrů se jednalo o 23 hodnot.

6.6. Zdroje dat

Vzorky vody pro analýzu chemismu jsou dlouhodobě odebírány Dr. Matouškovou a Dr. Klimentem z KFGG PŘF UK a jejich analýza probíhá v laboratoři ÚŽP pod vedením Ing. Benešové. Pro účely této práce byly rovněž poskytnuty výsledky analýz z let 2006-2010 vyhodnocené v rámci závěrečných prací Hryzákové (2008) a Bímové (2010). Aktivně jsem se účastnil odběrů vody a hydrometrování v termínech 15.6. 2012, 20.2.2013 a odběrů vzorků makrozoobentosu v termínu 15.6.2012.

Z pohledu odtokového režimu jsou významná data z automatických stanic KFGG. V experimentálních povodích horní Blanice je dále dlouhodobě prováděno hydrometrování. Konzumpční křivka a hodnoty vypočítaných průtoků pro jednotlivé termíny odběrů byly poskytnuty Dr. Klimentem.

7. Výsledky

7.1. Jakost povrchových vod

7.1.1. Vyhodnocení jakosti vody dle ČSN 75 7221 a srovnávací analýza sledovaných profilů

Zařazení do tříd jakosti podle ČSN 75 7221 Jakost vod – Klasifikace jakosti povrchových vod proběhlo dle metodiky normy pomocí 90% pravděpodobnosti nepřekročení (u rozpuštěného kyslíku překročení) hodnoty daného parametru - $C_p = 90\%$.

Povrchové vody se podle jakosti zařazují do 5 tříd (Synáčková, 1996):

1. třída - velmi čistá voda
2. třída - čistá voda
3. třída - znečištěná voda
4. třída - silně znečištěná voda
5. třída - velmi silně znečištěná voda

Tab. 2. Zařazení analyzovaných ukazatelů do příslušných tříd na všech sledovaných profilech

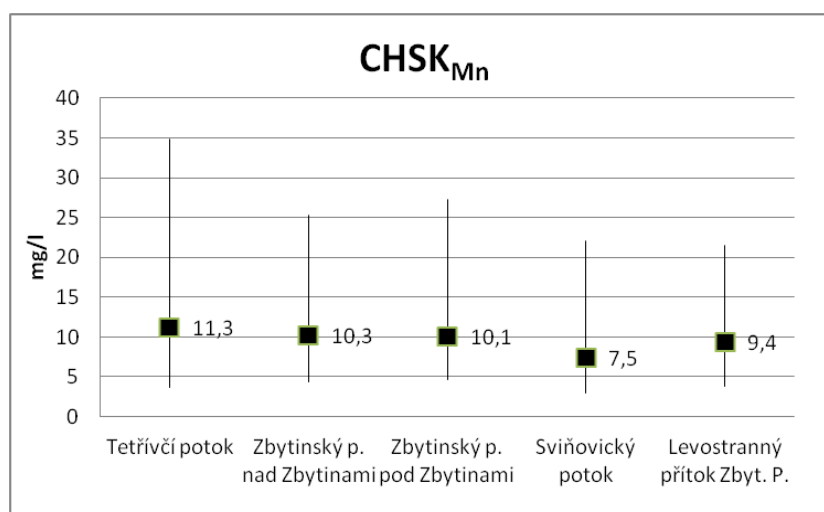
		Profil				
Parametr	Jednotky	P4	P6	P7	P8	P11
Vodivost	µS/cm	94,23	127,3	181,8	159,3	124,2
Třída		1	1	1	1	1
pH		7,65	7,82	7,85	7,65	7,64
Třída		1	1	1	1	1
CHSK_{Mn}	mg/l	21,28	18,4	16,48	13,76	15
Třída		4	4	4	3	3
BSK₅	mg/l	1,83	1,71	2,23	1,51	1,76
Třída		1	1	2	1	1
Rozp O₂	mg/l	11,9	12,2	11,6	11	11,56
Třída		1	1	1	1	1
N-NH₄⁺	mg/l	0,5	0,49	0,88	0,49	0,47
Třída		2	2	3	2	2
N-NO₂⁻	mg/l	0,02	0,013	0,024	0,009	0,011
Třída		3	3	4	3	3
N-NO₃⁻	mg/l	2,9	3,1	3,5	4,4	2,1
Třída		2	2	3	3	2
Celk.P	mg/l	0,09	0,09	0,2	0,15	0,12
Třída		2	2	3	2	2
Cl⁻	mg/l	2,81	2,1	5,62	4,3	2,8
Třída		1	1	1	1	1
Fe	mg/l	0,27	0,36	0,41	0,21	0,42
Třída		1	1	1	1	1
Ca²⁺	mg/l	10,02	12,08	18,48	16,2	12,32
Třída		1	1	1	1	1
Rozp.l.	mg/l	92	106	149	113	104
Třída		1	1	1	1	1
Nerozp.l.	mg/l	47	45	57	27	78
Třída		3	3	3	2	4

Organické zatížení běžných povrchových vod nejlépe reflektují parametry CHSK_{Mn} a BSK₅, jejichž vyšší hodnota může odhalit antropogenní zdroj (Synáčková, 1996; Pitter, 2009).

Hodnota CHSK je ukazatelem organického znečištění biologicky rozložitelnými i nerozložitelnými látkami, proto dokáže odrážet míru znečištění z komunální i průmyslové sféry (Langhammer, 2002; Pitter, 2009). Pro hodnocení CHSK v méně znečištěných povrchových vodách se používá ke stanovení jako oxidační činidlo manganistan draselný. Tato metoda je využívána pro svoji jednoduchost a malou spotřebu činidel (Synáčková, 1996).

V případě hodnocených profilů vyšlo CHSK_{Mn} ze všech stanovovaných parametrů nejhůře – 4. a 3. třída jakosti. Jak je patrné z *Grafu 1*, nejvyšších hodnot dosahuje Tetřivčí potok (P4) s prům. koncentrací 11,3 mg/l. Ačkoli je tento tok zatížen malou ČOV nad obcí Křišťanov, lze nejvyšší hodnotu přisuzovat spíše zvýšené koncentraci huminových látek,

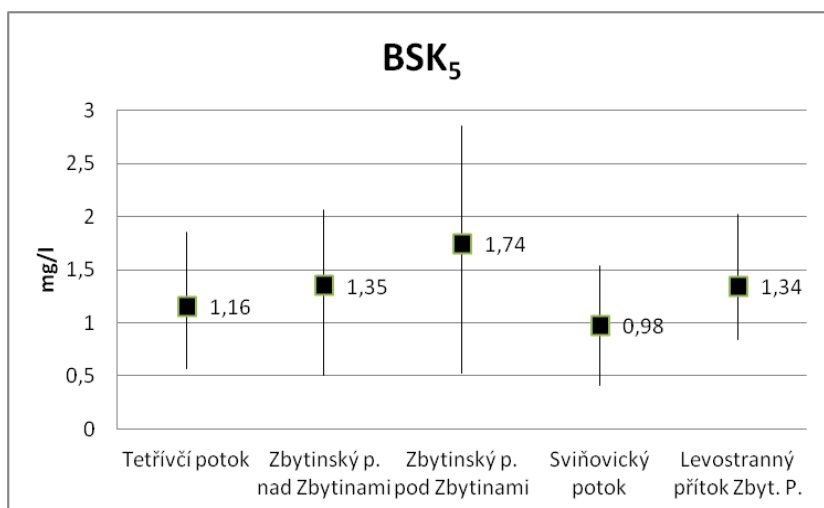
protože se potenciální vliv splaškových vod u dalších parametrů nepotvrdil (viz *Grafy 2, 5*). Humínové látky se do lesního toku dostávají již od pramene, který je v oblasti menších rašelinišť a z břehů potoka porostlých rašeliníkem. Z pohledu čištění odpadních vod stojí za pozornost vyrovnané hodnoty na profilech Zbytinského potoka (P6, P7), který rovněž pramení v lese s rašeliništi, kdy obec Zbytiny vybavená ČOV nezpůsobuje v porovnání s hodnotami nad obcí žádný nárůst hodnoty $CHSK_{Mn}$. Nejnížší hodnoty byly zaznamenány na revitalizovaném Sviňovickém potoce (P8).



Graf 1. Srovnání průměrných koncentrací $CHSK_{Mn}$ na sledovaných profilech

Ukazatel biochemické spotřeby kyslíku dobře odráží potenciální znečištění biologicky rozložitelnými organickými látkami. V praxi se jedná o znečištění komunálními odpadními vodami, některým typem průmyslu (zejména potravinářským, chemickým, papírenským) nebo živočišnou výrobou (Langhammer, 2002).

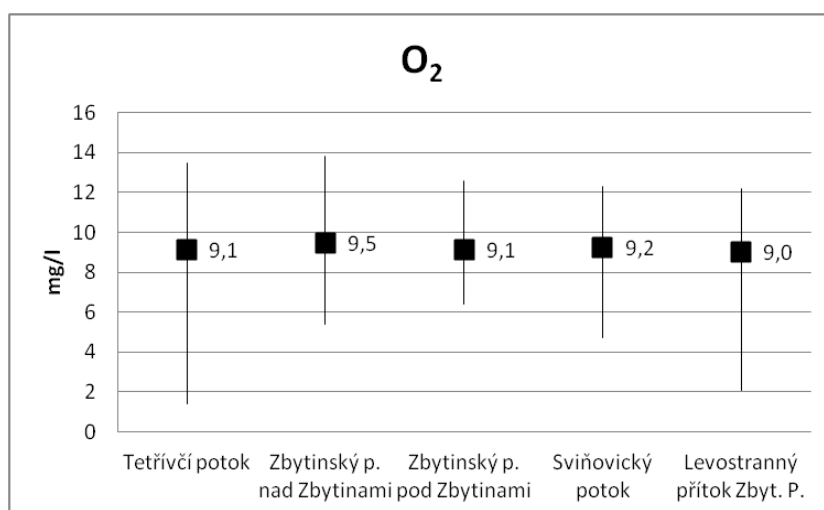
Hodnoty BSK_5 spadají na většině profilů do 1. jakostní třídy, což nasvědčuje dobré samočistící schopnosti vody a absenci zdroje znečištění. Výjimku tvoří pouze profil na Zbytinském potoce pod obcí Zbytiny (P7), který byl zařazen do 2. třídy s průměrem 1,74 mg/l. Z pohledu organického znečištění je zde tedy podle očekávání patrný vliv bodového zdroje splaškových odpadních vod, který představuje ČOV obce. Druhé dvě nejvyšší hodnoty (průměry 1,34 a 1,35 mg/l) BSK_5 se nacházejí na Zbytinském potoce nad obcí a jeho levostranném přítoku.



Graf 2. Srovnání průměrných koncentrací BSK₅ na sledovaných profilech

Koncentrace rozpuštěného kyslíku je dobrým indikátorem celkové čistoty vody. Její nízké hodnoty mohou indikovat biochemický rozklad organických znečišťujících látek (Langhammer, 2002).

Co se týče průměrných koncentrací zpracovaných v *Grafu 3*, jsou na tom všechny profily velmi podobně. Všechny profily mají shodně 1. jakostní třídu. Není zde patrný žádný pozitivní vliv odlišné morfologie a heterogenity koryta, který by se dal čekat u Tetřivčího (P4) a Sviňovického potoka (P8), ani zvýšené spotřeby kyslíku na odbourání organického znečištění.



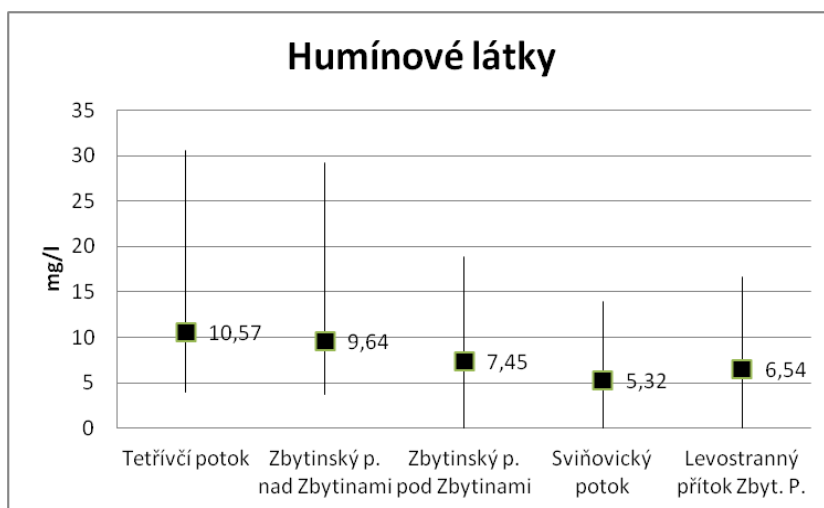
Graf 3. Srovnání průměrných koncentrací rozpuštěného kyslíku na sledovaných profilech

Humínové látky (HL) vznikají v přírodě při rozkladných a syntetických pochodech z odumřelé rostlinné hmoty, tzv. humifikaci. Do povrchových vod se dostávají

z nahromaděného humusu v půdě, rašeliništích i dnových sedimentech. Nejvíce humusu obsahuje rašelina – okolo 50%. Ve vodách jsou produkty humifikace poměrně chemicky i biochemicky stabilní (Pitter, 2009). Jejich vyšší obsah doprovází nahnědlé zbarvení, vyšší CHSK, nízké pH a větší koncentrace Fe, Mn, Al a dalších iontů kovů, vázaných do organických komplexů. Dalším doprovodným znakem je pak pění tekoucí vody. Humínové látky tvoří hlavní podíl organických látek v přírodních vodách jižních Čech (Synáčková, 1996).

Rozdíl v koncentraci humínových látek na jednotlivých profilech je dobře patrný z *Grafu 4*. Do značné míry odpovídá hodnotám $CHSK_{Mn}$ (*Graf 1*). Jak je patrné, nejvyšší průměrná koncentrace byla naměřena na Tetřívčím potoce (P4) protékajícím lesem s rašeliništi (10,57 mg/l), nejmenších koncentrací dosahuje Sviňovický potok (P8) s průměrem 5,32 mg/l. I v jeho případě se však dají v podélném profilu toku nalézt podmáčená místa s probíhajícím rašeliněním. Protože je však okolí toku nejméně zalesněno v porovnání s ostatními studovanými toky, nejnižší koncentrace je podle mého názoru nejspíše způsobena sníženým zdrojem organických zbytků vegetace, které podléhají humifikaci a její produkty jsou vymývány do toku (Pitter, 2009). Zařazení do třídy jakosti u humínových látek neproběhlo, protože norma jejich hodnoty neobsahuje.

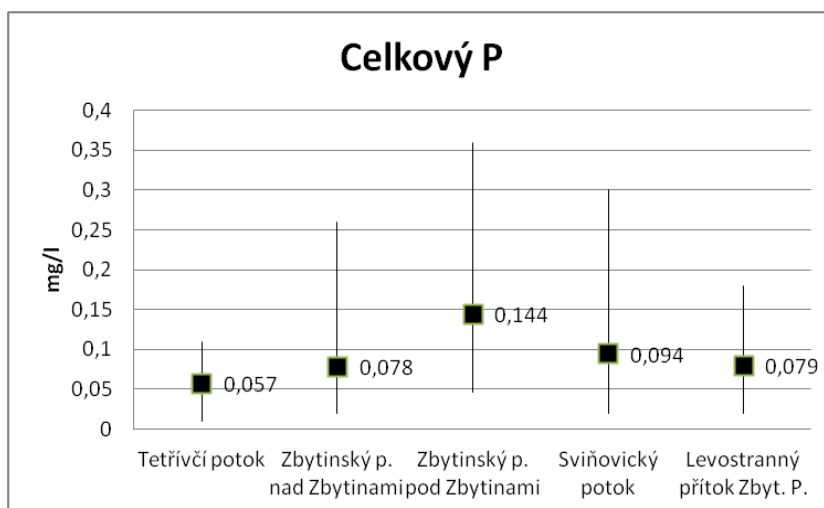
Z chemických analýz není patrný vliv zvýšených koncentrací humínových látek na další parametry. Koncentrace Fe spadají na všech profilech do 1. jakostní třídy a jejich průměrné hodnoty neodpovídají zvýšeným koncentracím humínových látek, koncentrace Mn byly při chemických analýzách pod mírou detekce, pH je ve všech sledovaných profilech velmi podobné, spadá také do 1. třídy jakosti – jeho průměrné hodnoty se pohybují od 7,0 do 7,3 a nelze tedy v zájmovém povodí mluvit ani o acidifikaci vlivem atmosférické depozice.



Graf 4. Srovnání průměrných koncentrací humínových látek na sledovaných profilech

Přírodním zdrojem anorganického fosforu v tocích může být rozpouštění a vyluhování některých minerálů a hornin. Antropogenním zdrojem anorganického i organického fosforu jsou pak splaškové odpadní vody, kde se fosfor vyskytuje zejména z fekálií a pracích a čistících prostředků. Dalším zdrojem fosforu ve vodách jsou zemědělská hnojiva a živočišné odpady z chovu dobytka (Pitter, 2009).

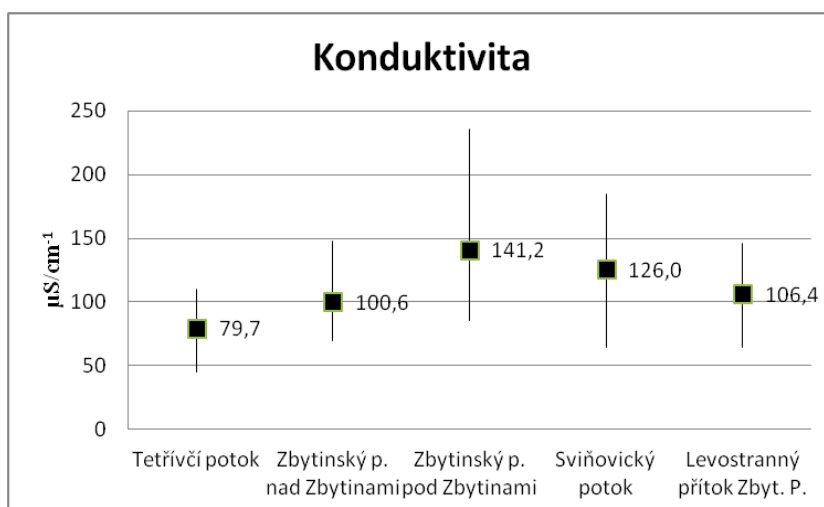
Téměř všechny odběrové profily byly v případě celkového P jakostně zařazeny do 2. třídy, výjimku tvoří profil pod obcí Zbytiny (P7), který náleží do 3. třídy. Rozdílné hodnoty v *Grafu 5* napovídají spíše antropogenním zdrojům znečištění. Nejvyšší průměrná koncentrace (0,144 mg/l) se nachází pod obcí Zbytiny, což dokazuje vliv bodového zdroje znečištění splaškovými odpadními vodami. Druhá nejvyšší průměrná hodnota (0,094 mg/l) byla naměřena na Sviňovickém potoce (P8), zde se dá uvažovat o plošném zdroji znečištění z pastvy skotu bezprostředně podél toku nad odběrovým profilem, či možných vlivem osady Sviňovice, která se nachází nedaleko prameniště. Shodných hodnot pak opět dosahují meliorované toky. Velmi podobný je průběh grafu pouze pro $P-PO_4^{3-}$, který byl také vytvořen.



Graf 5. Srovnání průměrných koncentrací celkového fosforu na sledovaných profilech

Konduktivita je míra koncentrace ionizovatelných anorganických a organických součástí vody. V přírodních a užitkových vodách, s velmi nízkou koncentrací organických látek, je mírou obsahu aniontů a kationtů (Pitter, 2009). Konduktivita silně závisí na teplotě, pro je vždy nutná kalibrace na příslušnou teplotu. Hodnoty konduktivity se mění v závislosti na antropogenním zatížení, nicméně neumožňují hodnotit nebo odlišit charakter znečištění (Langhammer, 2002).

Z pohledu měrné vodivosti spadají všechny profily s velkou rezervou do 1. třídy jakosti. Z Grafu 6 je patrný velký rozdíl mezi toky. Nejvyšší průměrné hodnoty dosahuje profil pod obcí (141,2 $\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$), druhé nejvyšší pak Sviňovický potok (126 $\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$). Nejnížší hodnoty dosáhl podle předpokladů Tetřívčí potok (79,7 $\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$).



Graf 6. Srovnání průměrných hodnot konduktivity na sledovaných profilech

Sloučeniny dusíku mohou být ve vodách organické i anorganického původu. V prostředí neovlivněném člověkem jsou převážně biogenního původu, vznikají rozkladem organických dusíkatých látek. Antropogenním zdrojem organického i anorganického dusíku jsou pak splaškové odpadní vody, odpady ze zemědělství a živočišné výroby, zemědělská hnojiva a odpadní vody z některého průmyslu (např. potravinářský, energetický). Sloučeniny anorganického dusíku patří k významným sumárním ukazatelům znečištění povrchových vod. Hlavními formami anorganického dusíku patří amoniakální, dusičnanový a dusitanový dusík (Pitter, 2009).

Koncentrace amoniakálního a dusičnanového dusíku naměřené na profilech spadají do 2. třídy, jedinou výjimkou v případě N-NH_4^- je profil pod obcí, který spadá do 3. třídy. Průměrné koncentrace jsou však na všech profilech poměrně vyrovnané (0,3-0,4 mg/l). V případě NO_3^- spadá kromě profilu pod obcí do 3. třídy ještě profil na Sviňovickém potoce. Jak profil zatížený bodovým zdrojem znečištění obce Zbytiny, tak Sviňovický potok dosáhly překvapivě stejné průměrné koncentrace (2,6 mg/l). V případě Sviňovického potoka se s největší pravděpodobností na koncentracích projevila přítomnost pastvin s chovem skotu bezprostředně podél jeho břehů. Nejnižší průměrná koncentrace N-NO_3^- byla naměřena na levostranném přítoku Zbytinského potoka.

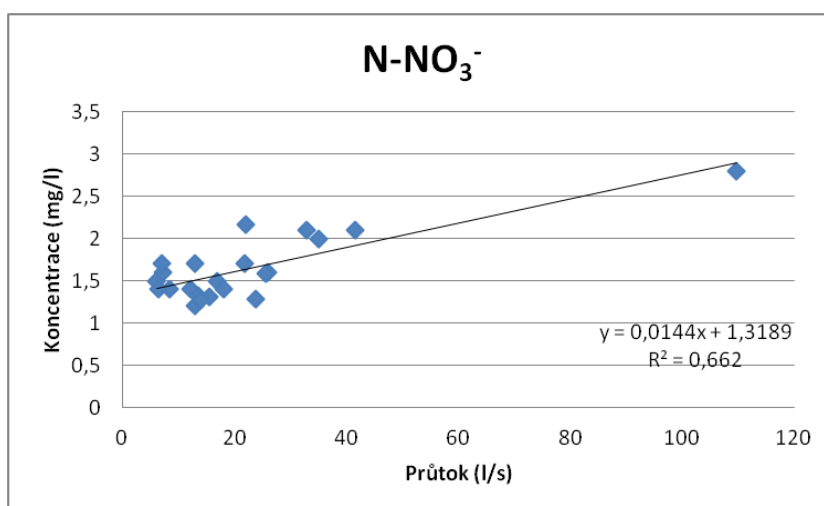
Druhého nejhoršího výsledku v klasifikaci tříd jakosti po CHSK dosáhly sledované profily v ukazateli N-NO_2^- . Čtyři profily spadají v rámci klasifikace jakosti do 3. třídy, výjimku tvoří 4. třída pro profil pod obcí Zbytiny, který se svojí průměrnou koncentrací 0,015 mg/l představuje zhruba dvojnásobek průměrných koncentrací na ostatních profilech.

Na průměrných koncentracích a zařazeních do tříd jakosti všech stanovovaných sloučenin dusíku se tedy potvrdil vliv obce Zbytiny, jejíž ČOV představuje bodový zdroj znečištění splaškovými odpadními vodami.

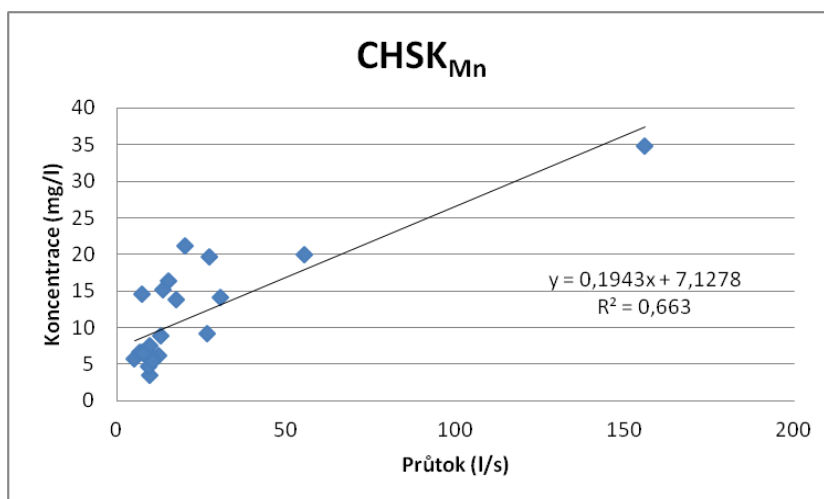
7.1.2. Závislost koncentrací chemických ukazatelů na průtoku a ročním období

Koncentrace vybraných ukazatelů kvality vody byly dány do poměru s průtoky v době odběru. Ve většině případů se závislost koncentrace na průtoku nepotvrdila. Nepříliš silná závislost je patrná pouze v případě N-NO_3^- a CHSK_{Mn} .

Na profilu levostranného přítoku Zbytinského potoka a Tetřívčího potoka je z *Grafu 7 a 8* patrné zvyšování koncentrací s vodností. Dusičnany jsou dobrým ukazatelem odražejícím plošný zdroj znečištění. Ten vykazuje opačný závislostní režim než bodové zdroje. Transport dusičnanů do toku je v tomto případě závislý na plošném splachu z okolí, který je vyšší v době větších srážkových úhrnů a tím pádem i průtoků. Rovněž z grafu CHSK_{Mn} je patrné, že se na profilu Tetřívčího potoka nenachází bodový zdroj organického znečištění a zvýšené hodnoty napovídají plošnému zatížení humínovými látkami z lesa. Silný bodový zdroj by pravděpodobně vykazoval inverzní závislost (Langhammer, 2002).



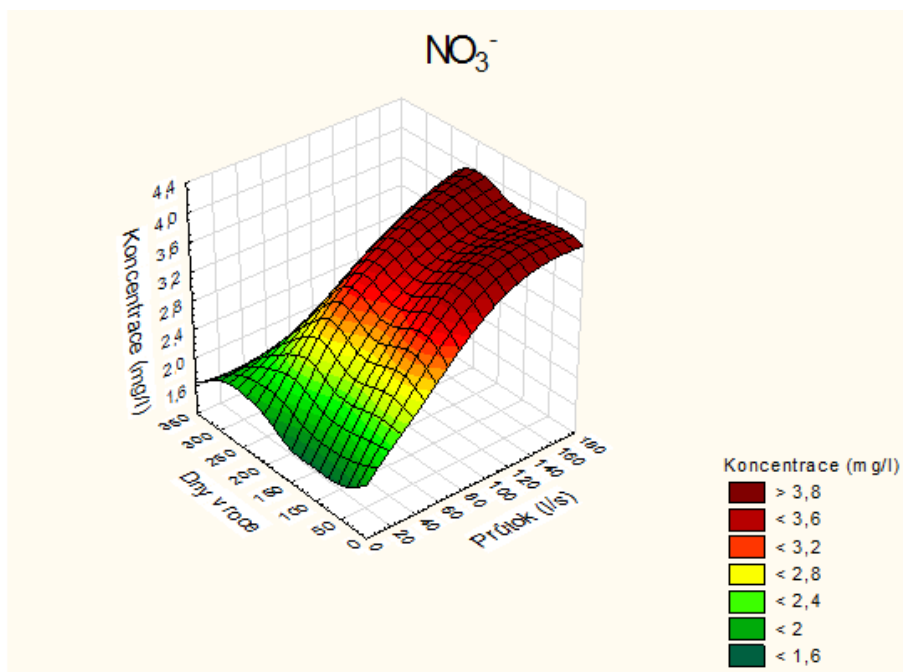
Graf 7. Závislost koncentrací N-NO_3^- na průtoku na profilu levostranného přítoku Zb. potoka



Graf 8. Závislost koncentrací CHSK_{Mn} na průtoku na profilu Tetřívčického potoka

Ukazatelé u nichž lze předpokládat změnu koncentrace v průběh roku byly dány do poměru s průtoky a pořadím dne v roce. Z testovaných parametrů vyšla nejlépe závislost u dusičnanů.

Jak je patrné z *Grafu 9*, koncentrace dusičnanového dusíku na Tetřívčím potoce byly nejvyšší na jaře a na podzim, kdy byly zároveň naměřeny nejvyšší průtoky. To odpovídá plošnému zdroji z lesa biogenního charakteru, dekompozici organického materiálu. Vliv splaškových odpadních vod z balené ČOV nad obcí Křišťanov na koncentrace dusičnanů tedy není zřejmý a tento bodový zdroj pravděpodobně nepředstavuje pro Tetřívčí potok žádné zatížení.



Graf 9. Závislost koncentrací N-NO_3^- na průtoku a roční době na profilu Tetřívčího potoka

7.2. Hydromorfologická charakteristika Tetřívčího potoka

Podle vyhodnocené metody EcoRivHab spadá fyzický habitat odběrového úseku pro makrozoobentos Tetřívčího potoka do 2. nejvyššího morfologického stupně z pěti, definovaného jako „mírně antropogenně pozměněný úsek s převládajícími přírodě blízkými strukturami“ (Matoušková, 2008). Velkou měrou se na zařazení do 2. stupně podepsalo hodnocení doprovodných vegetačních pásů v příbřežní zóně a údolní nivě. Odběrový úsek se nachází v jehličnatém lese s obhospodařovanou smrkovou monokulturou. Tok je tedy obklopen pro tuto nadmořskou výšku nepřírozenou druhovou skladbou vegetace, na jeho pravém břehu jsou patrné průřezy, levý je lesnickou činností méně zasažen. Z pohledu morfologie a hydromorfologie koryta, který je pro distribuci makrozoobentosu v těchto podmínkách nejzásadnější, je však úsek vyhodnocen jednoznačně jako 1. stupeň, tedy jako přírodní, či přírodě blízký úsek bez vlivu člověka.

Hydromorfologie koryta

Koryto je málo zahloubené, nepravidelného tvaru a volně meandrující, což plně odpovídá danému úseku toku. Je zde vysoký stupeň výskytu erozních a akumulčních tvarů. Lze pozorovat drobné stabilizované nátrže v patách zákrutů a písčité akumulace na výsepních místech, včetně písčitých lavic vytvořených během mimořádnějších průtoků v širších pomaleji tekoucích úsecích. Je zde vysoká variabilita hloubek způsobená střídáním peřejnatých úseků a tůní. Celkem bylo napočítáno 7 tůní a 6 peřejnatých úseků, které se střídají. Součástí hodnoceného úseku jsou 2 přirozené vodní stupně vysoké zhruba 15 cm, vytvořené příčně spadlým kusem mrtvého dřeva. Střední hloubka profilu se pohybuje mezi 40-70 cm, příznačná je zde vysoká variabilita šířek (min 0,4 metru; max 3,5 metru). Z hydraulického hlediska se jedná o vysoce diversifikovaný úsek. Na první pohled je zřejmý turbulentní typ proudění.

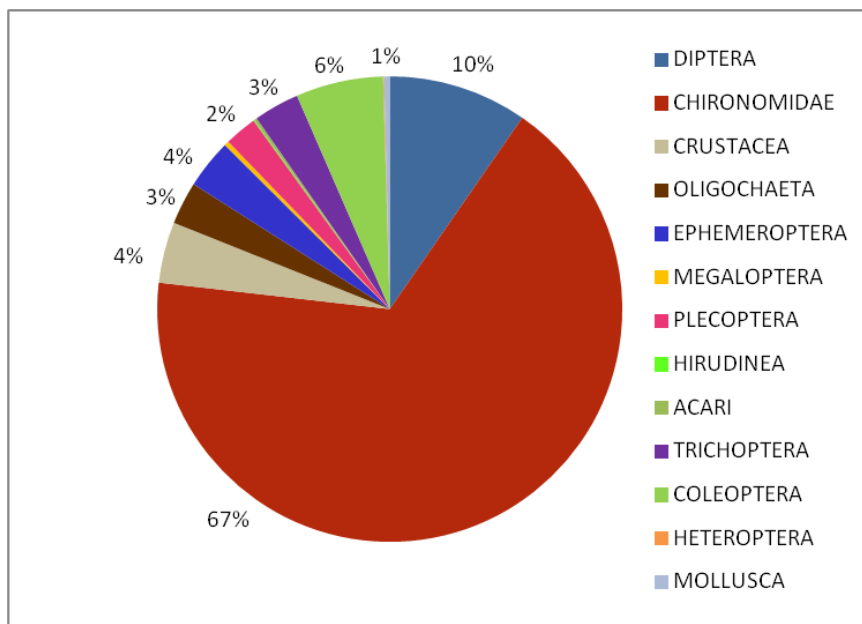
V podélném profilu je dominantním typem substrátu hrubý písek a hrubý štěrk s vysokou diverzitou mikrohabitátů. Tůně jsou vyplněny jemnějším pískem, v peřejnatých úsecích převládají malé a středně velké kameny, nepřesahující velikost 15 cm. Ve stojatých a okrajových částech lze pozorovat akumulace detritu a jehličnatého opadu. V korytě se rovněž nachází velké množství mrtvého dřeva a roztroušeně větší kameny (velikost zrna odhadem 15-30 cm).

Dno ani kameny nejsou pokryty viditelnou vegetací, z pohledu vstupu organických látek se zde jedná evidentně o alochtonní úsek. Voda je bez zápachu, čirá a mírně hnědá, což spolu s porosty rašeliníku (*Sphagnum sp.*) na březích napovídá obsahu humínových látek. Tok má v lese přirozenou možnost vybřežení, důkazem toho jsou zřetelné nánosy písčitého sedimentu mimo koryto v příbřežní zóně. Zastínění toku smrkem bylo odhadnuto 80%.

7.3. Společenstvo makrozoobentosu Tetřívčího potoka

V lokalitě Tetřívčího potoka byla naprosto dominantním taxonem *Diptera*, která tvořila 78%. Z tohoto taxonu byla nejpočetnější (87%) čeleď pakomárů (*Chironomidae*). Vedle zmíněné čeledi pakomárů bylo nalezeno dalších 5 čeledí tohoto řádu, konkrétně (seřazeno podle početnosti): *Simuliidae*, *Ceratopogonidae*, *Limoniidae*, *Psychodidae* a

Pediciidae. Dalšími hojnými taxony byly jepice (*Ephemera*) zastoupeny převážně čeledí *Baetidae*, dále *Heptageniidae*, *Ephemeridae* a *Siphonuridae*, brouci (*Coleoptera*) s většinovým zastoupením čeledi *Elmidae* (86%), dále *Hydrophilidae*, *Hydraenidae* a *Scirtidae*. Korýši (*Crustacea*) byly zastoupeni jedinou čeledí *Gammaridae*. Dalším řádem byly chrostíci (*Trichoptera*), z něhož byly nalezeny 4 čeledi. Nejpočetnější byl výskyt široké čeledi *Limnephilidae*, zastoupené rodem *Anabolia*, dále *Sericostomatidae*, *Glossosomatidae* a dravých *Rhyacophilidae*. Z pošvatek (*Plecoptera*) byly nalezeny pouze čeledi *Leuctridae* a *Nemouridae*. Podtřída máloštětinatců (*Oligochaeta*), která taktéž patřila s početnějším taxonům, nebyla pro velkou náročnost blíže determinována. Třidu mlžů (*Bivalvia*) zatupuje čeleď *Sphaeriidae*, třídu plžů (*Gastropoda*) čeleď *Lymnaeidae*. Mezi méně početné patřily čeledi *Sialidae* z řádu střechatek (*Megaloptera*), *Hydracarina* z řádu vodních roztočů (*Acari*) a po jednom zástupci čeleď *Glossiphoniidae* řádu pijavic (*Hirudinea*) a podřádu ploštic (*Heteroptera*).



Graf 10. Zastoupení jednotlivých taxonů ve vzorku. Čeleď *Chironomidae* byla pro přehlednost zařazena mimo řád *Diptera*

Fyzický habitat Tetřívčího potoka lze dobře definovat na základě výskytu vybraných čeledí s charakteristickou ekologií.

Z řádu jepic nejlépe habitatu Tetřívčího potoka odpovídají 3 čeledi. Mezi typické obyvatele písčitých a štěrkovitých substrátů pod turbulentním prouděním v horních a

středních úsecích toků patří nalezená čeleď jepic *Ephemeridae*. V tomto substrátu si staví nory, ve kterých filtrují vody. Čeleď *Heptageniidae*, typická pro rychle proudící toky, obývá spíše kameny a organický materiál, jako jsou kořeny stromů, dřevo, či detritus, tedy také hojné typy substrátu v odběrovém úseku. V tůních Tetřívčího potoka bychom našli nalezenou čeleď *Siphonuridae*, která preferuje břehy a tůně lesních toků, kde se živý nejčastěji jako herbivor-detritovor (Hershey et al., 2010).

Čeleď pošvatek *Leuctridae* preferuje čisté vody, kde přežívá ve štěrku a akumulacích listového opadu. Druhá nalezená čeleď tohoto řádu, *Nemouridae*, obývá nejčastěji listový opad. Obě čeledi se řadí mezi detritovory živící se hrubým organickým materiálem (Hershey et al., 2010).

Z řádu chrostíků byla nejpočetnější čeleď *Limnephilidae*, která je typická svou velikostí, rozmanitostí a výskytem v téměř všech lotických ekosystémech. Z materiálu nalezených schránek ve vzorku lze usuzovat, že v habitatu Tetřívčího potoka nejčastěji osidlují písčité substrát a akumulace opadu. Jsou významnými detritovory, ovšem existují i dravé druhy. Rovněž čeleď *Glossosomatidae* se živí detritem nebo povlaky řas a rozsivek na větších kamenech. Obývá nejčastěji čisté a studené toky a prameny se štěrkovitým až kamenitým substrátem, ze kterého si staví „želvovité“ schránky. Druhou nejpočetnější čeledí byla *Sericostomatidae* typicky osidlující písčité substráty, ze kterých si staví rohovitě schránky. Stejně jako předchozí dvě skupiny se živí detritem. Jedinou výjimku ve způsobu získávání potravy z nalezených čeledí představují *Rhyacophilidae*. Tato skupina chrostíků bez schránek se řadí mezi aktivní predátory, několik málo druhů se živý též rostlinným materiálem. Preferují studené a rychle tekoucí potoky se štěrkovitým až kamenitým dnem v podhorských a horských oblastech nad 800 m n.m. (Hershey et al., 2010).

Jediným nalezeným zástupcem korýšů byl rod *Gammarus* čeledi *Gammaridae* (*Amphipoda*). Jde o významného drtiče hrubé organické hmoty, obvykle se vyskytujícího v horních úsecích čistších toků na písčitých substrátech s dobrými kyslíkovými podmínkami. Kromě toho se může jednat i o herbivora či dokonce predátora ostatního makrozoobentosu. Je velmi častou potravou ryb, a proto jsou jeho populace silně ovlivněny predací. Druhy tohoto rodu se pro svoji citlivost často využívají při biomonitoringu kvality vody (Macneil et al., 1997).

Mezi brouky převládala čeleď *Elmidae*, nejčastěji osidlující dobře prokysličené peřejnaté úseky toků se stabilně nízkou teplotou. Obývají štěrkovité substráty, makrofyta a kusy dřevní hmoty. O zdroji potravy se zatím příliš neví, nejpravděpodobněji se dospělci i larvy živí jako sběrači-seškrabávači řas a detritu (Elliot, 2008). Z čeledi *Scirtidae* byly nalezeny pouze larvy, dospělci jsou terestričtí. Obývají spíše stojaté vody v bažinách a močálech. V prostředí Tetřívčího potoka jim tak pravděpodobně vyhovují pouze okrajové vody ve vymletých březích se zanedbatelným prouděním. Jedná se o drtiče listového opadu a sběrače detritu. U čeledi *Hydraenidae* byli nalezeni pouze dospělci, larvy se vyvíjí v březích na souši. Dospělci obývají mělké vody při březích (Hershey et al., 2010).

7.3.1. BMWP skóre, ASPT index

Ke zhodnocení vzorků bylo použito bioindikačních systémů BMWP skóre a ASPT indexu (viz kap. Metodika a zdroje dat), které jsou nejpoužívanějšími systémy hodnocení kvality vody a ekologického stavu pomocí čeledí a větších taxonů makrozoobentosu ve Velké Británii (Adámek et al., 2010). Britská tabulka byla použita pro zařazení do třídy čistoty. V těchto systémech nehraje roli počet individuí daných čeledí (biomasa), ale pouze rozmanitost.

Diverzita společenstva Tetřívčího potoka byla BMXP skórem (143,5) a ASPT indexem (6,5) vyhodnocena shodně jako 2. třída z pěti z pohledu čistoty vody. Uvedený výsledek je shodný s předchozími výstupy Hryzákové (2008), která rovněž prováděla odběr vzorku na tomto profilu v květnu 2006.

Při srovnání těchto dvou odběrů lze pozorovat několik výrazných rozdílů. Oproti výsledkům Hryzákové (2008) nebyl při mém odběru potvrzen výskyt čeledí pošvatek *Perlodidae*, *Taeniopterygidae* a *Chloroperlidae*. Chyběla také čeleď jepic *Leptophlebiidae* a čeleď chrostíků *Odontoceridae*. Z *Diptera* chyběla čeleď *Athericidae* a *Tabanidae*. Rovněž nebyly nalezeny ploštěnky čeledi *Plannariidae*. V mém odběru naopak přibyl nález vodních roztočů *Hydracarina*, čeledi jepic *Siplonuridae*, čeledi *Ceratopogonidae* a *Psychodidae* z *Diptera* a brouků z čeledi *Hydrophilidae*. Pozornost si zaslouží velký nárůst početnosti čeledi *Chironomidae*, která byla v mém vzorku šestinásobná ve srovnání se vzorkem z roku 2006.

8. Shrnutí výsledků a diskuze

Na základě dostupných dat bylo provedeno vyhodnocení jakosti vody na 5 profilech Zbytinského a Tetřívčího potoka v povodí horní Blanice. Ačkoli je ze zařazení ukazatelů do tříd jakosti podle ČSN na první pohled patrná pouze zhoršená kvalita vody na profilu Zbytinského potoka pod obcí Zbytiny, lze pozorovat mnohé rozdíly mezi průměrnými koncentracemi hydrochemických ukazatelů na všech profilech. Z většiny průměrných koncentrací stanovovaných ukazatelů vychází nejlépe kvalita vody na profilu Tetřívčího potoka protékajícího od pramene výlučně lesem, který je ze všech profilů nejméně antropogenně zasažen a představuje přírodě blízkou lokalitu. Na druhém místě v průměrných koncentracích se zařadil profil pod revitalizovaným úsekem Sviňovického potoka, některé parametry zde vyšly dokonce lépe než na Tetřívčím potoce. Nejhůře dopadl profil Zbytinského potoka pod obcí Zbytiny. Z hydrochemických ukazatelů indikujících zatížení splaškovými odpadními vodami je tedy evidentní vliv obce, jejíž odpadní vody z ČOV jsou vypouštěny do potoka. Zajímavé jsou poměrně vyrovnané hydrochemické výsledky v řadě parametrů na meliorovaných potocích – levostranném přítoku Zbytinského potoka a Zbytinském potoce nad obcí Zbytiny. Oba úseky jsou hydromorfologicky totožné a protékají mezi pastvinami nebo loukami. Z pohledu kvality vody jim náleží shodně 3. pořadí.

Z výsledků chemických analýz se tedy kromě vlivu bodových a plošných zdrojů znečištění dá pozorovat určitá závislost i mezi kvalitou vody, hydromorfologickým stavem toku a využitím okolních ploch. Pro zkoumání závislosti koncentrací vybraných ukazatelů na průtocích se nepodařilo na žádném profilu prokázat bodový zdroj znečištění. Na všech profilech, kromě profilu pod obcí Zbytiny, je patrný nárůst koncentrace CHSK_{Mn} a N-NO_3^- s rostoucím průtokem, což nasvědčuje plošnému zdroji. Podobně dopadlo i testování závislosti koncentrace na průtoku a pořadí dne v roce. Při testování závislostí by bylo optimální větší množství vstupních dat.

V profilu pro odběr makrozoobentosu na Tetřívčím potoce byl proveden ekohydromorfologický průzkum pomocí metody EcoRivHab. Výsledkem je zařazení do 2. ekohydromorfologického stupně, což je především způsobeno charakterem příbřežní zóny a údolní nivy, kde dominuje uměle vysazená smrková monokultura. Výsledek podle mého názoru příliš neodpovídá skutečnosti díky přírodě blízkému charakteru a absenci

antropogenního vlivu a dále s ohledem na skutečnost, že se v dnešní době lesy s přirozenou druhovou skladbou až na výjimky nevyskytují. V případě, že by se v okolí nacházela vegetace s přirozenou druhovou skladbou, spadal by úsek do 1. stupně. Přínosem by v dané lokalitě lokalitě byl podrobnější hydromorfologický průzkum, který by obnášel analýzu zrnitosti substrátu dna.

Důležitou složkou hodnocení kvality ekosystému je hydrobiologický průzkum. Na profilech Tetřívčího a Sviňovického potoka a levostranného přítoku Zbytinského potoka byly odebrány vzorky makrozoobentosu. Determinace proběhla do úrovně čeledí včetně zaznamenání jejich relativní abundance v profilu na Tetřívčím potoce. Pro následné hodnocení bylo použito BMWP skóre a ASPT index – oba výsledky spadaly shodně do 2. třídy. Výsledek byl totožný s hodnocením z jara 2006 (Hryzáková, 2008), v mém odběru však nebyly nalezeny některé významné čeledi a některé čeledi naopak přibyly. Výhodami těchto rychlých metod hodnocení kvality vody je snadná determinace, avšak jsou zde stírány individuality druhů (Kokeš a Vojtíšková, 1999).

Z determinace do úrovně čeledí se příliš nedají charakterizovat specifické podmínky prostředí, na které reagují jednotlivé druhy rozdílně. Pro hledání bližších vztahů mezi fyzickým habitatem a společenstvem makrozoobentosu by tak byla zapotřebí determinace do nižších taxonů. Z výsledků je však patrné, že struktura společenstva makrozoobentosu Tetřívčího potoka odpovídá podmínkám horních toků s alochtonním přísunem organických látek a nízkou primární produkcí, které jsou popsány v Teorii říčního kontinua (Vannote, 1980). Bližší determinace by pravděpodobně odhalila jako převládající potravinové skupiny drtiče hrubé organické hmoty a sběrače (Vannote, 1980; Lellák, 1991). Na diverzitu společenstva má pozitivní vliv hrubozrný až kamenitý substrát dna a bezesporu také vysoká heterogenita koryta, zejména střídání hydromorfologických jednotek – peřejí, tůní a akumulacních útvarů a přítomnost velkého množství mrtvého dřeva a opadu (Allan and Castillo, 2007; Wilzbach and Cummins, 2008; Thorp and Covich, 2010). Vliv fyzikálně – chemických a chemických vlastností vody na makrozoobentos je pravděpodobně také kladný. Díky vysokému zastínění, kontaktu s podzemní vodou a absenci tepelného znečištění (Allan and Castillo, 2007) je teplota vody nízká a poměrně stálá, což může vyhovovat studenomilným stenotermním druhům (Lampert and Sommer, 2007). Nízká teplota spolu s převažujícím turbulentním prouděním zajišťuje velmi dobré prokysličení (Thorp and Covich,

2010). Ačkoli je ve vodě zvýšený obsah humínových látek, není zde kyselé pH. Proto nelze uvažovat o vlivu přirozené ani antropogenní acidifikace na společenstvo, která je na některých našich horských tocích pozorována (Horecký, 2003). Nízká salinita, doprovázená nízkou konduktivitou, souvisí pravděpodobně s kyselou mateční horninou v oblasti (Thorp and Covich, 2010) a absencí zdroje znečištění (Pitter, 2009). Ve vodě je nízká koncentrace vápenatých kationtů (průměr 7,8 mg/l), která může souviset s komplexací humínovými látkami (Pitter, 2009). Z pohledu bentické fauny je však koncentrace Ca^{2+} dostatečně vysoká (Thorp and Covich, 2010). Kvůli sezonnosti výskytu vývojových stádií bentických organismů by bylo vhodné provést podzimní odběr a doplnit průzkum o jeho výsledky.

9. Závěr

V posledních desetiletích, kdy neúprosně roste tlak ze strany člověka na přírodu, jsme svědky degradace všech ekosystémů světa. Jedny z nejvíce zasažených jsou ekosystémy tekoucích vod. Pro ochranu, zachování či obnovu jejich funkcí je nezbytné studium jak abiotických, tak i biotických složek, jež jsou vzájemně úzce provázané.

Abiotická složka konkrétního fyzického habitatu v rámci říčního ekosystému, která zahrnuje všechny fyzické a chemické charakteristiky, významně ovlivňuje distribuci a diverzitu společenstva makrozoobentosu, které ho obývá. Jednotlivé studie se nicméně částečně liší v definici nejvýznamnějších faktorů ovlivňujících podmínky pro život bentických organismů v prostředích tekoucích vod. Nejčastěji se však shodují na tom, že z morfohydrologických vlastností je to substrát a hydrologie toku doprovázená hydraulickými podmínkami. Z vlastností neznečištěné vody je pak za nejvíce limitující faktor pokládán rozpuštěný kyslík a teplota. Souhrn abiotických podmínek ovlivňuje adaptace organismů a limituje jejich výskyt. Je však velmi těžké hodnotit vliv jednotlivých abiotických faktorů, protože mezi nimi existují silné závislosti a součinnosti. Bentické organismy jsou navíc významně ovlivněny interakcemi se zmíněnou biotickou složkou prostředí, proto je k úspěšnému studiu ekosystému tekoucích vod potřeba velmi komplexní přístup napříč mnoha přírodovědnými obory.

Většina hydrochemických parametrů na sledovaných profilech byla zařazena do 1. a 2. jakostní třídy, což svědčí obecně o dobré kvalitě vody v experimentálních povodích. Výraznou výjimkou byla 4. třída pro $CHSK_{MN}$, což lze do určité míry přisuzovat zvýšeným koncentracím humínových látek. Fyzický habitat profilu Tetřívčího potoka dosáhl v ekohydromorfologickém hodnocení velmi dobrého výsledku a lze jej charakterizovat jako přírodě blízkou lokalitu. Dobrého výsledku dosáhlo na tomto profilu také hodnocení společenstva makrozoobentosu. Z výsledků lze proto usuzovat, že je společenstvo Tetřívčího potoka kladně ovlivněno příznivými abiotickými poměry lokality.

10. Literatura

ADÁMEK, Z., HELEŠIC, J., MARŠÁLEK, B., RULÍK, M.(2010): Aplikovaná hydrobiologie. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, Vodňany, ISBN: 978-80-87437-09-4

ALLAN, J. D., CASTILLO, M. M.(2007): Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters, Second Edition. Springer: Dordrecht, The Netherlands

ATLAS PODNEBÍ ČESKA (2007): Český hydrometeorologický ústav – Univerzita Palackého v Olomouci, Praha – Olomouc. ISBN: 978-80-86690-26-1

BLASIUS, B. J., MERRITT, R. W.(2002): Field and laboratory investigation of the effects of road salt (NaCl) on stream macroinvertebrate communities. Environmental Pollution, 120, 219-231

BROOKS, A. J., HAEUSLER, T., REINFELDS, I., WILLIAMS, S.(2005): Hydraulic microhabitats and the distribution of macroinvertebrate assemblages in riffles. Freshwater Biology. 50 (2), 331–344

BROOKS, S. S., PALMER, M. A., CARDINALE, B. J., SWAN, C. M., RIBBLETT, S.(2002): Assessing Stream Ecosystem Rehabilitation: Limitations of Community Structure Data. Restoration Ecology, 10 (1), 156–168

DANGLES, O., MALMQVIST, B., LAUDON, H.(2004): Naturally acid freshwater ecosystems are diverse and functional: evidence from boreal stress. Oikos, 104, 149-155

ELLIOT, J. M.(2008): The ecology of riffle beetles (Coleoptera: Elmidae). Freshwater Reviews, 1

GAYRAUD, S., PHILIPPE, M.(2001): Does subsurface interstitial space influence general features and morphological traits of the benthic macroinvertebrate community in streams? *Archiv für Hydrobiologie*, 151, 667-686

GREŠKOVÁ, A., LEHOTSKÝ, M., PASTUCHOVÁ, Z.(2007): Morfohydraulická struktura dna koryta malého vodného toku a společenství makrozoobentosu. *Geografický časopis*. 59 (1), 25-45

HERING, D., BORJA, A., CARSTENSEN, J., CARVALHO, L., ELLIOT, M., FELD, C. K., HEISKANEN, A. S., JOHNSON, R. K., MOE, J., PONT, D., SOLHEIM, A. L., VAN DE BUND, W.(2010): The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future. *Science of The Total Environment*, 408 (19), 4007-4019

HERING, D., JÄHNIG, S., LORENZ, A. W.(2009): Restoration effort, habitat mosaics, and macroinvertebrates — does channel form determine community composition? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 19 (2), 157–169

HERSHEY, A. E., LAMBERTI, G. A., CHALONER, D. T., NORTHINGTON R. M.(2010): Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates, Third Edition: *Aquatic Insect Ecology*. Elsevier, London, UK. ISBN: 978-0-12-374855-3

HINTNAUS, I.(2011): Vliv sněhové pokrývky na odtok vody z povodí v zalesněném a nezalesněném prostředí. Diplomová práce. Přírodovědecká fakulta UK v Praze, Praha

HOLOMUZKI, J. R., BIGGS, B. J. F.(1999): Distributional Responses to Flow Disturbance by a Stream-Dwelling Snail. *Oikos*, 87, 36-47

HORECKÝ, J.(2003): Zhodnocení vlivu kyselé atmosférické depozice na chemizmus a oživení horských potoků v ČR. Dizertační práce. Přírodovědecká fakulta UK, Praha

HRYZÁKOVÁ, K. (2008): Srovnávací analýza jakosti povrchových vod v povodích horní Blanice, Liběchovky a Rolavy. Diplomová práce. Přírodovědecká fakulta UK v Praze, Praha

HUJSLOVÁ, J. (2010): Dynamika revitalizovaného koryta Sviňovického potoka. Diplomová práce. Přírodovědecká fakulta UK v Praze, Praha

HYNES, H. B. N. (1970): *The Ecology of Running Waters*. University of Toronto Press . Toronto, Canada

JÄHNIG, S., BRUNZEL, S., GACEK, S., LORENZ, A. W., HERING, D.(2009): Effects of re-braiding measures on hydromorphology, floodplain vegetation, ground beetles and benthic invertebrates in mountain rivers. *Journal of Applied Ecology*, 46 (2), 406–416

KALFF, J.(2002): *Limnology: inland Water Ecosystems*. Upper Saddle River, New Jersey: Prentice Hall. ISBN: 0-13-033775-7

- KERN, K.(1994):** Grundlagen naturnaher Gewässergestaltung. Geomorphologische Entwicklung von Fließgewässern. Springer – Verlag, Berlin, Heidelberg
- KLIMENT, Z., MATOUŠKOVÁ, M., ŠOBR, M., POTŮČKOVÁ, M., HUJSLOVÁ, J.(2008):** Fluvial dynamics and selected methods of ecohydrological monitoring of restored Sviňovický brook channel. AUC Geographica, Praha, 1-2, 125-144
- KOHOUTEK, F., HOUSER, M., DAVÍDEK, B.(1987):** Československé řeky. Kilometráž. Olympia, Praha, 343 s.
- KOKEŠ, J., NĚMEJCOVÁ, D.(2006):** Metodika odběru a zpracování vzorků makrozoobentosu tekoucích vod metodou Perla. VÚV TGM v Praze
- KOKEŠ, J., VOJTÍŠKOVÁ, D.(1999):** Nové metody hodnocení makrozoobentosu tekoucích vod. Výzkum pro praxi – sešit 39. Praha, VÚV TGM v Praze
- LAMPERT, W., SOMMER, U.(2007):** Limnoecology: The Ecology of Lakes and Streams. Second Edition. Oxford University Press, Oxford. ISBN-13: 9780199213931
- LANGHAMMER, J.(2002):** Kvalita povrchových vod a jejich ochrana. Přírodovědecká fakulta UK v Praze, Praha
- LELLÁK, J., KUBÍČEK, F. (1991):** Hydrobiologie. Univerzita Karlova, Praha. ISBN: 80-7066-530-0
- LEPORI, F., PALM, D., BRÄNNÄS, E.(2005):** Does restoration of structural heterogeneity in stress enhance fish and macroinvertebrate diversity? Ecological Applications, 15 (6), 2060–2071
- LESSARD, J. L., HAYES, D. B.(2003):** Effects of elevated water temperature on fish and macroinvertebrates communities below small dams. River Res. Applic.
- LONDAGIN, C.(2007):** Water temperature impact on freshwater macroinvertebrates: A comparison of aquatic life in Flint Creek above and below Siloam Springs City Lake. Grove High School, Oklahoma
- LORENZ, A., FELD, CH. K., HERING, D. (2004):** Typology of streams in Germany based on benthic invertebrates: Ecoregions, zonation, geology and substrate. Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters. 34 (4), 379–389
- MACNEIL, C., DICK, J. T. A., ELWOOD, R. W.(2007):** The trophic ecology of freshwater Gammarus spp. (Crustacea: Amphipoda): problems and perspectives concerning the functional feeding group concept. Biological Reviews, 72 (3), 349–364

- MALÝ, A.(2009):** Vliv rozdílného využití krajiny na srážko-odtokový proces v experimentálních povodích Zbytiny. Diplomová práce. Přírodovědecká fakulta UK v Praze, Praha
- MATOUŠKOVÁ, M.(2003):** Ekohydrologický monitoring jako podklad pro revitalizaci vodních toků: Modelová studie povodí Rakovnického potoka. Disertační práce. Přírodovědecká fakulta UK, Praha
- MATOUŠKOVÁ, M.(2004):** Ecohydrological monitoring of the river habitat quality. Sborník Geografie, 109 (2), ČGS, Praha, 105-116
- MATOUŠKOVÁ, M.(2008):** Ekohydrologický monitoring vodních toků v kontextu evropské Rámcové směrnice o vodní politice 2000/60/ES. PŘF UK, KFGG v Praze
- MATTAS, D.(2001):** Praktické cvičení z hydrometrie [online]. [cit. 2013-06-21], ČVUT.<http://hydraulika.fsv.cvut.cz/Hydrology/vyuka/VYZ1/files/prakticke_cviceni.pdf>
- MELO, A. S., FROELICH, C. G.(2004):** Substrate stability in streams: effects of stream size, particle size, and rainfall on frequency of movement and burial of particles. Acta Limnologica Brasiliensia, 16 (4), 381-390
- MÉRIGOUX, S., LAMOUREUX, N., OLIVIER, J. M., DOLÉDEC, S.(2009):** Invertebrate hydraulic preferences and predicted impacts of ganges in discharge in a large river. Freshwater Biology, 54, 1343-1356
- MURDOCK, J. N.(2008):** Encyclopedia of Ecology - Stream Restoration. Academic Press, 3390–3397
- PARDO, I., ARMITAGE, P. D.(1997):** Species assemblages as descriptors of mesohabitats. Hydrobiologia, 344 (1-3), 111–128
- PITTER, P.(2009):** Hydrochemie. 4. aktualizované vydání. VŠCHT Praha, Praha. ISBN: 978-80-7080-701-9
- REYNOLDSON, T. B.(1983):** The population biology of Turbellaria with special reference to the triclads of the British Isles. Adv. Ecol. Res., 13, 235-326
- SUNDERMANN, A., ANTONS, C., CRON, N., LORENZ, A. W., HERING, D., HAASE, P.(2011):** Hydromorphological restoration of running waters: effects on benthic invertebrate assemblages. Freshwater Biology, 56 (8), 1689–1702
- SYNÁČKOVÁ, M.(1996):** Čistota vody. ČVUT v Praze, Praha. ISBN: 80-01-01083-X
- TANIGUCHI, H., NAKANO, S., TOKESHI, M.(2003):** Influences of habitat complexity on the diversity and abundance of epiphytic invertebrates on plants. Freshwater Biology, 48 (4), 718–728

THOMSON, J. R., TAYLOR, M. P., FRYIRS, K. A., BRIERLY, G. J.(2001): A geomorphological framework for river characterization and habitat assessment. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 11, 373–389

THORP, J. H., COVICH, A. P.(2010): *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates, Third Edition: An Overview of Inland Aquatic Habitats*. Elsevier, London, UK. ISBN: 978-0-12-374855-3

THORP, J. H., THOMS, M. C., DELONG M. D.(2008): *Riverine Ecosystem Synthesis*. Boston, MA: Academic Press

TICKNER, D., ARMITAGE, P. D., BICKERTON, M. A., HALL, K. A.(2000): Assessing stream quality using information on mesohabitat distribution and charakter. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 10 (3), 179–196

TIMM, H., MARDI, K., MÖLS, T.(2008): Macroinvertebrates in Estonian streams: the effects of habitat, season, and sampling effort on some common metrics of biological quality. *Estonian Journal of Ecology*, 57 (1), 37-57

VANNOTE, R. L., MINSHALL, G. W., CUMMINS, K. W., SEDELL, J. R., CUSHING C. E.(1980): The River Continuum Concept, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37, 130-137

WILZBACH, M. A., CUMMINS, K. W.(2008): *Encyclopedia of Ecology - Rivers and Streams: Physical Setting and Adapted Biota*. Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences. Academic Press, 3095–3106

11. Přílohy

- Příloha 1-5: datové řady chemismu vody pro všechny profily
- Příloha 6: výsledky determinace makrozoobentosu Tetřívčího potoka z 13.6. 2012
- Příloha 7: hodnoty průtoků na všech profilech v době odběrů vody
- Příloha 8: ukázka mapového formuláře metody EcoRivHab