

UNIVERZITA PALACKÉHO V OLOMOUCI

Přírodovědecká fakulta

Katedra ekologie a životního prostředí



**Vliv zvýšeného průtoku na biocenózu makrozoobentosu**

Jan Michalička

Diplomová práce

předložená

na Katedře ekologie

Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci

jako součást požadavků

na získání titulu Mgr. v oboru

Hydrobiologie

Vedoucí práce: Doc. RNDr. Martin Rulík, Ph.D.

Olomouc 2013



Michalička, J.: Vliv zvýšeného průtoku na biocenózu makrozoobentosu. Diplomová práce, Katedra ekologie PřF UP v Olomouci, 37 s., 1 příloha, česky.

## ABSTRAKT

Předkládaná práce hledá vztah mezi náhlým zvýšením vodních stavů, zde uměle navýšených pod vodní nádrží za rekreačním účelem, a odpovědí bentického společenstva v toku. Skupinou studovanou v této práci byl makrozoobentos, jehož hlavní složkou byly řády jepic (Ephemeroptera) a chrostíků (Trichoptera) a druh *Gammarus fossarum*.

Stěžejní částí práce je zjištění důsledků navýšení vodních stavů v řece s ohledem na makrozoobentos a zhodnocení možnosti ohrožení bentického společenstva prudkým zvýšením průtoku. Pomocí porovnání průměrů a Sørensenova indexu faunistické podobnosti bylo testováno, jak se studované společenstvo mění před první disturbancí, po první disturbanci a v průběhu roku, po několikanásobných disturbancích. Zmíněným testováním nebylo jednoznačně zjištěno, že by vyšší, i když náhlé, průtoky měly jednoznačně negativní vliv na makrozoobentické společenstvo.

V této práci se ukázalo, že větší vliv má samotná populační dynamika jednotlivých druhů během roku, než navýšení průtoku, protože makrozoobentické společenstvo je na toku typu Moravice evolučně a taxonomicky přizpůsobeno povodním, takže disturbancí typu navýšení průtoku nebývá příliš postiženo.

Klíčová slova: makrozoobentos, disturbance, povodně, *Gammarus fossarum*, Ephemeroptera, Trichoptera

Michalička, J.: Responses of macrozoobentos to high-flow disturbance. Thesis, Department of Ecology, Faculty of Science, Palacky University of Olomouc, 37 pp., 1 appendix, in Czech.

## **ABSTRACT**

This work searches the link between sudden increase in water levels, escalated under water reservoir for recreational purposes, and the response of benthic communities in the stream. The study group was macro invertebrate, whose main ingredient in this thesis were branches of mayflies (Ephemeroptera) and caddis flies (Trichoptera) and species *Gammarus fossarum*.

The main part of the work is to determine the consequences of an increase in water levels in the river on macro invertebrate and evaluate the hazards for benthic population by high increase in flowage.

By comparing the averages and Sorensen index of faunistic similarity we tested how the studied population changes before the first disturbance, after the first disturbance and in the course of the year and after several disturbances. The mentioned testing did not clearly proved that the higher, although sudden, flowage had a clearly negative effect on macro invertebrate population.

The thesis has shown that there is a greater effect of each species actual dynamics during the year than an increase in flowage because macro invertebrate population in a river-type Moravice is taxonomically and evolutionarily adapted to floods, and so is not affected by the disturbance of flowage increase.

Key words: Macrozoobenthos, disturbance, floods, *Gammarus fossarum*, Ephemeroptera, Trichoptera

## **Prohlášení**

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci vypracoval samostatně pod vedením  
Doc. RNDr. Martina Rulíka, Ph.D. a jen s použitím citovaných literárních pramenů.

V Olomouci 10. května 2013 .....podpis

# Obsah

Seznam tabulek.....	vii
Seznam obrázků.....	viii
Seznam příloh.....	ix
Poděkování .....	x
<b>1. ÚVOD .....</b>	<b>1</b>
<b>2. CÍLE.....</b>	<b>5</b>
<b>3. MATERIÁL A METODY .....</b>	<b>6</b>
3.1 Popis studovaných lokalit.....	6
3.2 Průtoky .....	7
3.3 Odběr vzorků .....	8
3.4 Statistické hodnocení vzorků.....	9
<b>4. VÝSLEDKY .....</b>	<b>10</b>
4.1 Obecné zhodnocení druhové diverzity a abundance makrozoobentosu.....	10
4.2 Densita makrozoobentosu .....	14
4.3 Porovnání vlivu zvýšených průtoků na makrozoobentos.....	15
<b>5. DISKUZE .....</b>	<b>20</b>
5.1 Jak významné jsou povodně při ovlivnění jim uzpůsobeného společenstva .....	20
5.2 Taxonomická bohatost lokalit a sezonní změny .....	21
<b>6. ZÁVĚR.....</b>	<b>22</b>
<b>Literatura .....</b>	<b>23</b>
<b>Přílohy .....</b>	<b>27</b>

## Seznam tabulek

<b>Tabulka 1:</b> Sørensenův index faunistické podobnosti pro zastoupení taxonů na lokalitě Kružberk, podobnost je vztažena k prvnímu vzorkování. ....	16
<b>Tabulka 2:</b> Sørensenův index faunistické podobnosti pro zastoupení taxonů na lokalitě Podhradí, podobnost je vztažena k prvnímu vzorkování. ....	16
<b>Tabulka 3:</b> Sørensenův index faunistické podobnosti pro zastoupení taxonů mezi jednotlivými lokalitami pro každý termín. ....	17
<b>Tabulka 4:</b> Počet jedinců zoobentosu na plochu 1 m <sup>2</sup> a jeho ovlivnění kolísáním průtoku. Kvantitativní analýza zoobentosu z jednotlivých termínů pro obě lokality s ± SD (směrodatnou odchylkou).....	17

## Seznam obrázků

<b>Obrázek 1:</b> Závislost diverzity bentických bezobratlých na disturbancích (Hersey A. E. a Lamberti G. A. 1998) .....	4
<b>Obrázek 2:</b> Mapa umístění lokalit s vyznačenou přehradní hrází .....	6
<b>Obrázek 3:</b> Průběh průtoků na studovaných lokalitách .....	8
<b>Obrázek 4:</b> Absolutní početnost dominantních taxonů makrozoobentosu. Osa <i>x</i> uvádí významné skupiny makrozoobentosu, osa <i>y</i> počet zachycených jedinců v těchto skupinách .....	11
<b>Obrázek 5:</b> Taxonomická diverzita dominantních řádů makrozoobentosu. Na ose <i>x</i> jsou uvedeny řády s největším počtem OTU, osa <i>y</i> uvádí jejich počet .....	11
<b>Obrázek 6:</b> Počet zachycených OTU na lokalitě Kružberk .....	12
<b>Obrázek 7:</b> Počet zachycených orientačních taxonů na lokalitě Podhradí .....	13
<b>Obrázek 8:</b> Průměr z nalezených OTU na lokalitách. Osa <i>x</i> uvádí jednotlivé lokality, osa <i>y</i> pak průměr ze 4 termínů odběru vzorků. ....	13
<b>Obrázek 9:</b> Denzita makrozoobentosu přepočtena z průměrů na 1 m <sup>2</sup> na lokalitě Kružberk .....	14
<b>Obrázek 10:</b> Denzita makrozoobentosu přepočtena z průměrů na 1 m <sup>2</sup> na lokalitě Podhradí .....	15
<b>Obrázek 11:</b> Srovnání průměrné početnosti zachycených jedinců na 1 m <sup>2</sup> podle lokalit. ....	15
<b>Obrázek 12:</b> Denzita druhu <i>Gammarus fossarum</i> pro jednotlivé lokality v jednotlivé termíny přepočítaná z průměru jednotlivých vzorků na 1 m <sup>2</sup> .....	18
<b>Obrázek 13:</b> Denzita druhu <i>Hydropsyche pellucidula</i> pro jednotlivé lokality v jednotlivé termíny přepočítaná z průměru jednotlivých vzorků na 1 m <sup>2</sup> .....	19
<b>Obrázek 14:</b> Denzita druhu <i>Baetis vernus</i> pro jednotlivé lokality v jednotlivé termíny přepočítaná z průměru jednotlivých vzorků na 1 m <sup>2</sup> .....	19



## **Seznam příloh**

<b>Příloha 1: Seznam zachycených taxonů.....</b>	<b>27</b>
--	-----------

## **Poděkování**

Za odbornou asistenci děkuji především vedoucímu mého projektu Doc. RNDr. Martinu Rulíkovi, Ph.D. Dále bych chtěl poděkovat Ing. Pagáčovi z Povodí Odry, státní podnik v Ostravě za poskytnutí dat o průtocích na studovaných lokalitách. A Bc. Pavle Hernandezové za korekturu.

V Olomouci dne 10. 5. 2013

## 1. ÚVOD

V této práci jsem si dal za úkol zjistit, jaký vliv mají náhlé povodně na makrozoobentos řek. Daný problém jsem zkoumal pod přehradou, jejíž nepravidelné vypouštění mělo simulovat přívalové deště, prudké tání sněhu, špičkové vodní elektrárny a jiné možnosti náhlého zvýšení průtoku v řekách.

Povodně jsou významnou disturbancí, jež velmi často určuje charakter toku a složení společenstva, které se v něm vyskytuje. Disturbancí rozumíme jakoukoliv událost, která má za důsledek nějakou změnu zdrojů, jež ve svém důsledku vede k náhlému úbytku organismů a může vést ke změně složení společenstva. Disturbance jsou rychlejším procesem než je akumulace biomasy (Hudson 1994, Biggs et al. 1999). Pickett a White (1985) říkají, že disturbancí se rozumí jakákoliv situace, která naruší ekosystém, společenstvo či strukturu populace a která nějakým způsobem mění dostupnost substrátu, fyzické prostředí nebo využitelné energetické zdroje. Dopad disturbancí na toky se obvykle měří na změnách v biomase, metabolismu společenstev nebo v taxonomickém složení (Biggs et al. 1999). Různé disturbance mají odlišné dopady v různých tocích (Biggs et al. 1999), nebo i ve stejném toku, ale v odlišných ročních dobách (Boulton et al. 1992, Biggs et al. 1999). Povodně, jakožto disturbance, jsou důležité jako příčina prostorové a časové variability u bentických společenstev řek (Allan 1995, Biggs et al. 1999).

Povodně jsou zcela normální součástí ročního cyklu průtoků většiny řek na Zemi (Sparks et al. 1998, Robinson et al. 2003). Lidé se snaží už po staletí řeky regulovat, aby získali kontrolu nad průběhem záplav (Dynesius a Nilson 1994, Robinson et al. 2003). Robinson s kolektivem (2003) zjistili, že největší vliv na říční ekosystémy mají povodňové vlny, které ovlivňují nejen fyzikálně-chemické vlastnosti těchto ekosystémů, ale i přírodní stanoviště pro pozemní, ale i vodní faunu a floru.

Populace bezobratlých jsou více negativně ovlivňovány záplavami, zejména těmi bleskovými, než případnými nízkými stavy hladiny, vyjma úplného vyschnutí vodního toku. Počty taxonů, jež upozorňují na snížení hustoty bentosu, významně pozitivně koreluje s velikostí povodní (Suren a Jowett 2006).

Gjerlov s kolektivem (2003) a Suren a Jowett (2006) zjistili, že nejčastější reakcí společenstev na povodně je snížení hustoty taxonů, kdežto podle Wallace (1990) a Townsenda s kolektivem (2003) dochází po povodních ke změně ve složení

společenstva. Tato změna se projevuje jako posun od jednoho dominujícího taxonu k více oportunním taxonům. Tento stav je více tolerantní k nestabilním situacím v toku. Tato změna je popsána na obrázku 1.

Povodně, které vznikají náhlým vypouštěním vodních nádrží, ať už kvůli získání prostoru k zachycení přívalových dešťů, kvůli špičkovým vodním elektrárnám, nebo kvůli rekreačnímu využití řeky, jsou výjimečné prudkostí své vlny, rychlostí nástupu maximálního průtoku a také velmi rychlým poklesem průtoku zpět na minimum. Tyto povodně jsou pro společenstva nepřírozené i proto, že často probíhají nezávisle na srážkách a na přirozeném ročním průtokovém cyklu.

Mnoho taxonů bezobratlých je velmi odolných vůči povodním, a to i přes to, že povodně mají na společenstva bezobratlých velký vliv. Tento zdánlivý paradox je způsoben velmi krátkým trváním povodní (Wallace 1990, Mathaei et al. 2000, Suren a Jowett 2006). Podle Lakea (2003) je odolnost a přizpůsobivost vůči různým vlivům dána celým skupinám bezobratlých, ne jen jednotlivým druhům. Pro přežití v tocích s častými, výraznými povodněmi existuje několik strategií, jež jsou bezobratlými hojně využívány. Jde zejména o hydrodynamický, flexibilní tvar těla, rychlou migraci do a z refugií a o rychlý životní cyklus, jenž umožňuje dospívání několika generací během roku. Naopak v tocích, kde se povodně nevyskytují nebo jsou jen mírné, se obvykle vyskytují druhy bezobratlých s velkým tělem tupého tvaru, pomalou migrací a často jen jednou generací během roku (Scarsbrook a Townsend 1993, Holomuzki a Biggs 2000).

Výzkumy posledních let ukazují, že pro přežívání jednotlivých bentických společenstev je klíčové využívání různých druhů refugií. Průtokovými refugii jsou myšlena taková stanoviště, která díky nižšímu hydraulickému stresu v průběhu vysokých průtoků udržují substrát stabilní, která poskytují místo bezpečného úkrytu před vyšším prouděním vody a kde ztráty na kvantitě bentických organismů jsou relativně malé s ohledem na ztráty mimo tato refugia (Lancaster a Hildrew 1993, Rempel et al. 1999). Vyšší míra přežívání bentosu v refugiích během disturbancí, ve srovnání s jinými, ne tak vhodnými stanovišti, a popovodňové pohyby z refugií nazpět do disturbancemi více postihovaných stanovišť se v poslední době ukazují jako klíčové pro zachování struktury společenstva, která na lokalitě byla před disturbancí, a pro to, aby bylo zachováno rozložení populace (Lancaster a Belyea 1997, Holomuzki a Biggs 2000). V případě disturbance typu povodně se jako významný činitel pro setrvání bentických organismů na lokalitě, kromě přítomnosti vhodných refugií, jeví i složení substrátu dna, které, kromě toho, že ovlivňuje schopnost bentosu setrvat na místě,

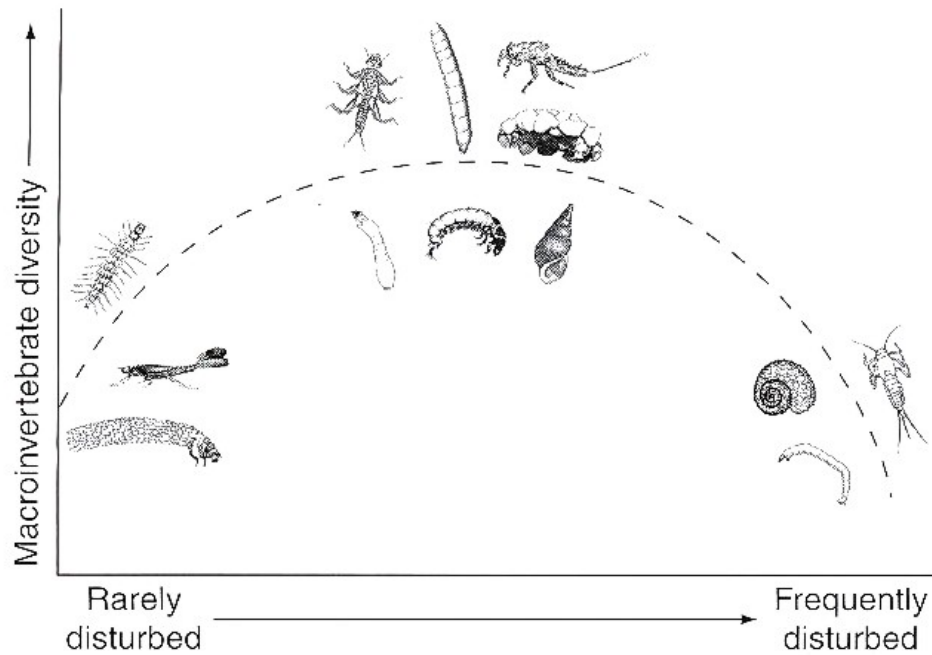
významnou měrou ovlivňuje i jeho mortalitu, a to při jakékoli disturbanci, nejen při bleskových povodních.

Bezobratlí živočichové jsou v tekoucích vodách distribuováni podle svých preferencí různých hydraulických podmínek (Palmer a Poff 1997, Méricoux a Dolédec 2004). Bentičtí bezobratlí vnímají hydraulické podmínky jako rovnováhu mezi energetickými náklady na udržení pozice ve velmi neklidném prostředí a přínosy energie ze získávání potravy a kyslíku (Georgian a Thorp 1992, Méricoux a Dolédec 2004). Dobrymi prediktory distribuce bentických organismů jsou dle Méricoux a Dolédeca (2004) hydraulické podmínky u dna toků, jež jsou buďto vypočitatelné, nebo jednoduše změřitelné přímo na zájmových lokalitách a jež mají rozhodující význam pro bentické bezobratlé. Proto je důležité vědět, jak kteří bezobratlí reagují na různé hydraulické podmínky u dna toku, neboť tato znalost má zásadní význam při popisu složení společenstev.

Cílem této práce bylo zhodnotit taxonomické složení a denzitu makrozoobentosu na profilech říčního dna řeky Moravice v průběhu roku a zjistit, jestli náhlé, neočekávané povodně, které jsou uměle vyvolány za účelem navýšení průtoku – zde kvůli již tradičnímu víkendovému sjíždění Moravice na lodích – a které znamenají velkou odchylku od normálního průtoku v tomto období, s velmi rychlým nástupem i poklesem hladiny vody, mají na složení makrozoobentosu vliv. Toto navýšení průtoků, které probíhá mimo období jarních povodní, by mělo mít výrazný vliv na makrozoobentická společenstva jak z hlediska početnosti taxonů, tak z hlediska jejich denzity.

Na zkoumaném úseku řeky dochází k tomuto navýšení průtoků v letním období každý měsíc alespoň jednou, na druhou stranu období mezi jednotlivými navýšeními jsou dostatečně dlouhá, aby mohlo dojít k opětovnému návratu a případné migraci bentických organismů z refugií do více postižené části toku. Nicméně opakování tohoto jevu může mít i tak za důsledek postupnou změnu ve společenstvu během roku. Díky tomu je zvolený úsek řeky výjimečný, protože doposud podobné studie probíhaly jen pod špičujícími vodními elektrárnami, kde dochází k navýšení průtoku i několikrát denně, a celý ekosystém toku je tudíž pod těmito elektrárnami silně pozměněn. Stává se, že pod elektrárnami je mimo špičku i nulový průtok, zatímco v době většího odběru elektrické energie, kdy je nutné spuštění elektrárny, dochází k navýšení průtoku až na maximální hltnost turbín, která např. u vodního díla Vranov dosahuje  $45 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Všechny velké vodní elektrárny u nás a většina po celém světě fungují na stejném principu (Adámek et al. 2010).

Nulovou hypotézou této práce bylo, že by k žádným změnám dojít nemělo, protože daný úsek řeky Moravice poskytuje dostatek refugií a také protože makrozoobentičtí živočichové jsou díky dlouholetému umělému kolísání vody tomuto jevu již přizpůsobeni.



**Obrázek 1:** Závislost diverzity bentických bezobratlých na disturbancích (Hersey A. E. a Lamberti G. A. 1998)

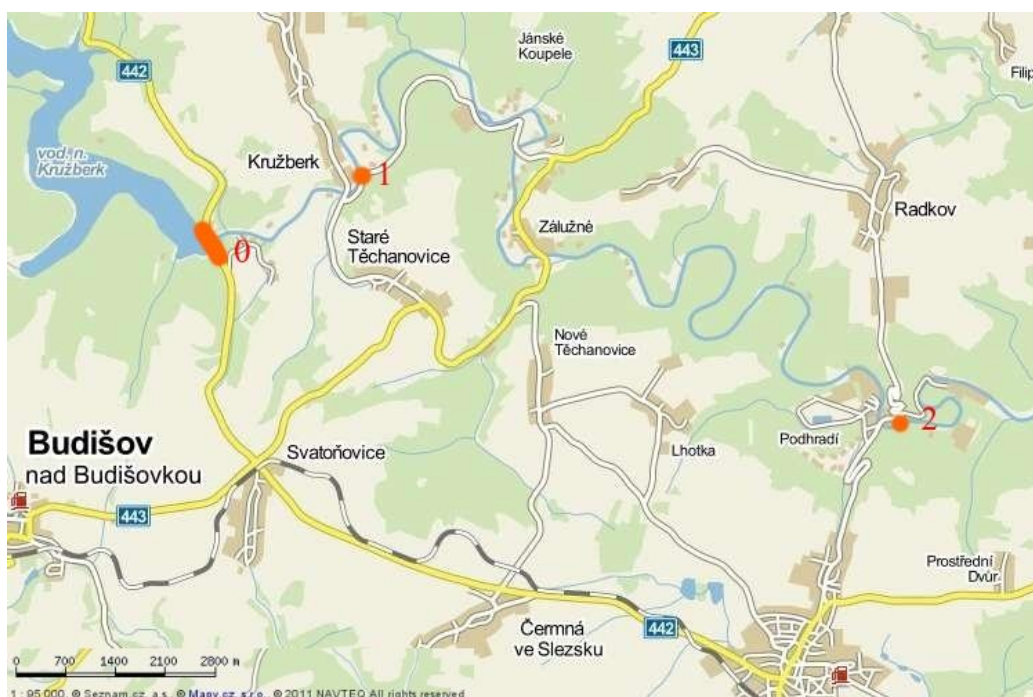
## 2. CÍLE

Tato práce si dává za cíl: (a) zjistit, do jaké míry uměle vyvolané, náhlé povodně ovlivňují složení makrozoobentosu na zkoumaných lokalitách, (b) zjistit, jak se mění makrozoobentické společenstvo na těchto lokalitách v průběhu zkoumaného období.

## 3. MATERIÁL A METODY

### 3.1 Popis studovaných lokalit

Odběry vzorků byly prováděny na řece Moravici pod vodní nádrží Kružberk na dvou lokalitách. Lokality byly vybrány s ohledem na vhodný substrát dna vzhledem k použité metodice sběru, příznivou rychlost proudění a tak, aby co nejlépe vystihovaly charakter řeky jak vzhledem k substrátu dna, tak k morfologickému členění řečiště. Lokality jsou od sebe značně vzdáleny, a to proto, aby se dal lépe vyhodnotit vliv přílivové vlny, která vzniká bezprostředně po otevření stavidel na přehradě. Lokalita 1 se nachází v obci Kružberk přibližně 2 km pod přehradou směrem po toku, je charakteristická širším řečištěm s pozvolnými břehy, jemným šterkovým substrátem a pomalejším prouděním. Jeden z kvantitativních odběrů při každém vzorkování byl odebrán v refugiu s takřka nulovým prouděním a písčítým substrátem. Lokalita 2 se nachází v obci Podhradí přibližně 17,5 km pod přehradou, je umístěna nad menším kamenným stupněm s vyšší hladinou vody, rychlejším prouděním a hrubším substrátem, horní hranicí byl přejetý úsek řeky. Umístění lokalit je na obrázku č. 2, kde vyznačená lokalita 0 značí umístění přehradní hráze.



**Obrázek 2:** Mapa umístění lokalit s vyznačenou přehradní hrází



## 3.2 Průtoky

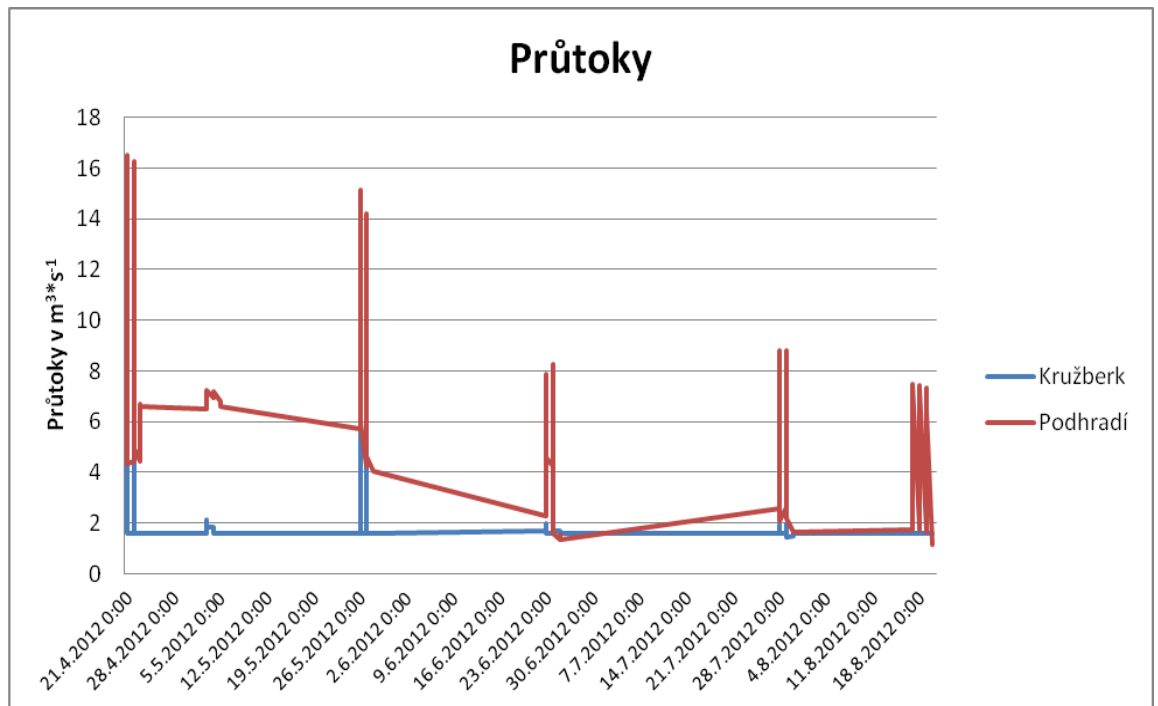
Přirozené zvýšené průtoky se na studovaných lokalitách na řece Moravici v recentní době nevyskytují. Ale lze předpokládat, že v minulosti, před výstavbou vodní nádrže Kružberk a vodní nádrže Slezská Harta, se zde vyskytovaly jarní povodně, které jak rozsahem, tak dobou, kdy přicházejí a jak dlouho trvají, závisejí na tání sněhu. První vyšší průtok na lokalitách, probíhající před 5. květnem 2012, tj. v době před odběrem prvních vzorků, by termínem i množstvím vody mohl odpovídat poslední fázi jarních povodní, které se zde v minulosti vyskytovaly. Proto byly vzorky odebírány až po tomto dubnovém navýšení, aby byl zachycen vliv nepřirozených záplav.

Průtoky se na obou studovaných lokalitách velmi liší (obr. 3), a to proto, že těsně nad studovanou lokalitou v Podhradí, níže po proudu, je část průtoků přiváděna potrubím přímo z přehrady, aniž by před tím prošla přes horní lokalitu v Kružberku.

Na lokalitě Kružberk se ve studovaném roce vyskytly jen dvě období vyšších průtoků, a to kolem 22. 4., tento průtok je brán jako poslední jarní povodeň, a pak 26. a 27. 5., kdy maximální průtok byl  $13,51 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ , ale v noci mezi těmito dny stejně jako prakticky celý měsíc předtím a také celý zbytek studovaného období se minimální průtoky pohybovaly od  $1,57$  do  $1,97 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Maximální průtoky na této lokalitě byly vždy od osmé do dvanácté hodiny, s prudkým nárůstem i poklesem vodní hladiny.

Na lokalitě Podhradí se kromě dubnové povodně, kdy maximální průtok byl  $16,25 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ , vyskytly čtyři termíny s uměle navýšeným průtokem. Navíc na této lokalitě je zřetelný rozdíl mezi jarními a letními průtoky. Jarní maximální průtok při umělém navýšení byl  $15,12 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  a minimální průtoky se zde pohybovaly mezi hodnotami  $4,03$  až  $7,16 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Kdežto v letním období dosahovaly maximální uměle zvýšené průtoky hodnoty  $8,81 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  a minimální průtoky měly hodnoty od  $1,33$  do  $2,61 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Maximální průtoky byly na této lokalitě v jarním období vždy od dvanácti do pěti hodin odpoledne a v letním období pak od deváté ráno do jedné hodiny po poledni. Stejně jako u předchozí lokality byly spojeny s prudkým nárůstem i poklesem vodní hladiny.

Z těchto důvodů bude také působení vyšších průtoků na obou lokalitách jiné. Zatímco na Kružberku proběhl jen jeden uměle vyvolaný průtok, na lokalitě Podhradí se vliv průtoků mohl kumulovat, ale i v Podhradí byla síla jednotlivých průtoků rozdílná, a tím pádem byl rozdílný i jejich vliv.



**Obrázek 3:** Průběh průtoků na studovaných lokalitách

### 3.3 Odběr vzorků

Odběr vzorků byl na lokalitách prováděn vždy v dopoledních hodinách v týdnu následujícím po zvýšených průtocích, tedy konkrétně 5. 5., 29. 5., 26. 6. a 29. 8. 2012. Bylo odebíráno vždy po jednom kvalitativním vzorku z lokality v daném termínu, a to pomocí bentických sítí o průměru ok 1 mm. Kvantitativní vzorky byly odebírány vždy tři pro danou lokalitu a termín, a to z různých míst tak, aby nejlépe pokryly charakter daného úseku řečiště. K jejich odběru byla použita Surberova síť, taktéž s velikostí ok 1 mm. Z větších kamenů byly organismy seškrabávány přímo do sítě. Kvantita se přepočítávala ze všech tří vzorků jako průměr a je uváděna jako počet jedinců na plochu dna o výměře 1 m<sup>2</sup>. V hlubších místech byl odběr jak kvalitativních, tak kvantitativních vzorků prováděn tzv. „kick sampling strategy“ (Feeley et al. 2012).

Vzorky jsem na hrubo rozebíral hned na místě a každý hned po odběru okamžitě zakonzervoval předem připraveným 4% formaldehydem. V laboratoři jsem bezobratlé identifikoval za pomoci dostupné literatury na co nejnižší taxonomickou úroveň (viz Méricoux a Dolédec 2004), tedy do tzv. operačních taxonomických jednotek (OTU, „operational taxonomic unit“). Výjimkou jsou ploštěnky, které byly identifikovány ještě v živém stavu přímo na lokalitě, a to z důvodu jejich vlastnosti deformovat své charakteristické znaky při kontaktu s konzervantem. Při odběru kvantitativních vzorků

jsem se záměrně vyhýbal peřejím, které jsem měl ve vzorkovaných úsecích, a to proto, že je v nich nevhodný substrát pro použití Surberovy sítě, a tak by tyto vzorky nic nevyovídaly o skutečné početnosti bentosu.

### **3.4 Statistické hodnocení vzorků**

Kvalitativní vzorky byly hodnoceny na základě vzájemného porovnání jejich průměrů. Pro popis kvalitativních změn se nehodí prosté zhodnocení rozdílu v počtu zachycených OTU mezi termíny a lokalitami, protože počet OTU může zůstat stejný, ačkoliv se OTU změnilo. K tomu dochází, když je jedna OTU nahrazena jinou. Proto byl pro kvalitativní zhodnocení jednotlivých termínů mezi sebou a mezi lokalitami navzájem vypočten Sørensenův index faunistické podobnosti (Losos et al. 1985, Martinovic-Vitanovic et al. 2003). Ten v procentech ukazuje, do jaké míry se společenstvo po disturbanci liší od společenstva před ní.

## 4. VÝSLEDKY

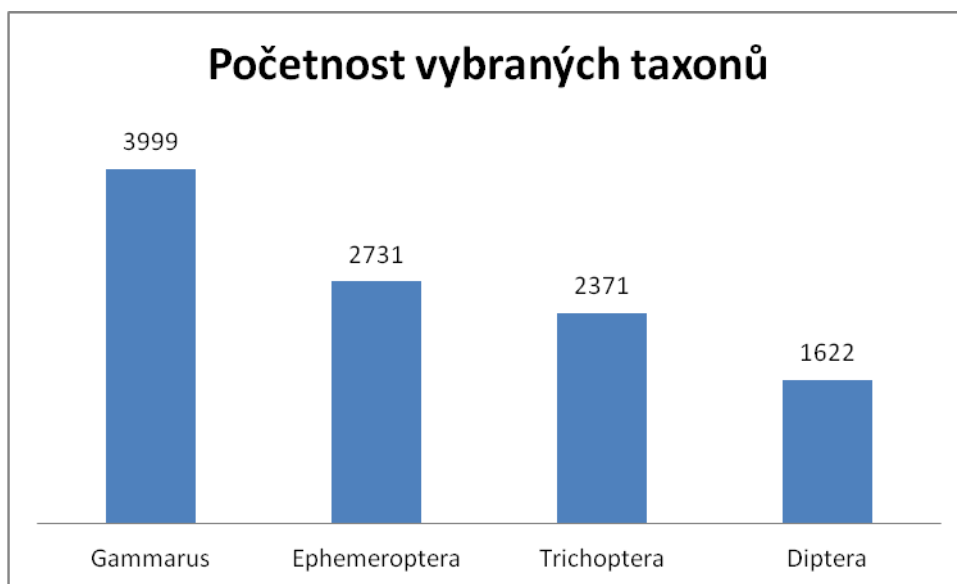
V taxonomickém složení dochází na obou lokalitách během roku k postupnému poklesu v nalezených taxonech. Změna v kvantitě zachycených organismů je nejvýraznější mezi prvním a druhým vzorkem, na lokalitě Kružberk to znamená pokles o 35 % původně zachycených jedinců makrozoobentosu a na lokalitě Podhradí pokles o 30 %, letní měsíce se mezi sebou v kvantitě makrozoobentosu na lokalitě Kružberk liší jen o 0,07 % a na lokalitě Podhradí o 15 %.

### 4.1 Obecné zhodnocení druhové diverzity a abundance makrozoobentosu

Během celého vzorkování bylo zachyceno 57 taxonů (viz příloha 1). Celkově bylo zachyceno a určeno 13 454 makrozoobentických organismů. Největší početnost ve výskytu měl druh *Gammarus fossarum*, který sám tvořil více jak čtvrtinu z celkového množství zachycených jedinců. Co se týče taxonomické diverzity jednotlivých řádů, tak nejpočetnějšími byly jepice (Ephemeroptera) s dvanácti zachycenými taxony a chrostíci (Trichoptera) s jedenácti.

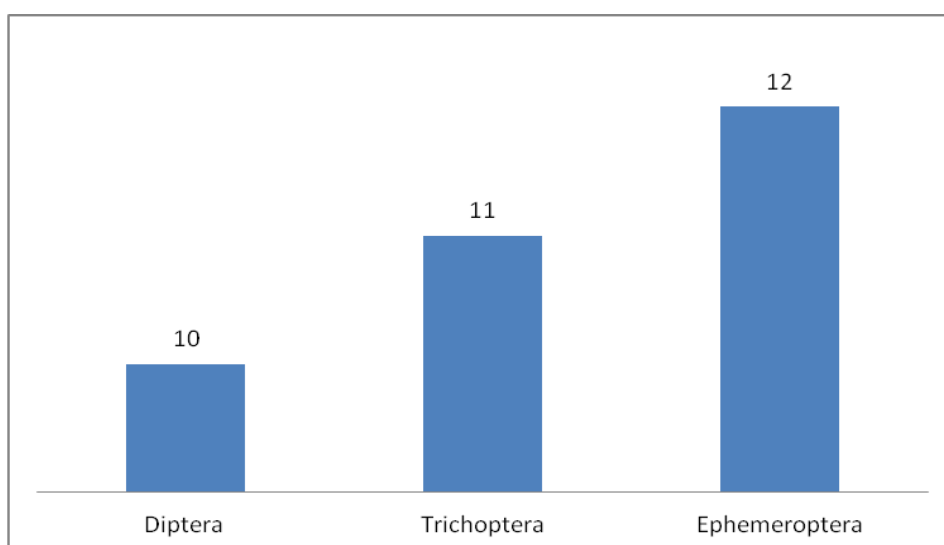
U jepic byl výrazně nejpočetnější druh *Baetis vernus*, s více jak dvoutřetinovým zastoupením mezi zachycenými jedinci tohoto řádu. Dalšími zjištěnými taxony jepic byly *Ephemerella ignita*, *Ephemerella danica*, *Ecdyonurus* sp., *Caenis* sp., *Paraleptophlebia cincta*, *Habrophlebia* sp., *Heptagenia affinis*, *Electrogena* sp. a *Rhithrogena* sp. U chrostíků byl nejčastěji zachycen druh *Hydropsyche pellucidula*, dále pak *Sericostoma* sp., *Polycentropus flavomaculatus*, *Philopotamus montanus*, *Rhyacophila* sp., *Micrasema* sp., *Limnephilus* sp., *Anabolia nervosa*, *Brachycentrus* sp., a *Beraea* sp.

Dalším významným řádem byli dvoukřídlí (Diptera). Tento řád byl sice co do denzity jen poloviční oproti jepicím, ale v diverzitě se jim, s deseti zachycenými taxony, skoro vyrovnal. U dvoukřídlých byly nejčastěji zachyceny čeledi Chironomidae a Simuliidae, zbylých 8 taxonů bylo zachyceno jen výjimečně a jejich seznam je v příloze 1. Čeleď Chironomidae byla z dvoukřídlých výrazně nejpočetnější, počtem jedinců tvořila 85 % z celkového množství zachycených dvoukřídlých. Zástupci těchto řádů byli zachyceni ve všech vzorcích. Početnost těchto dominantních taxonů ukazuje obrázek 4.



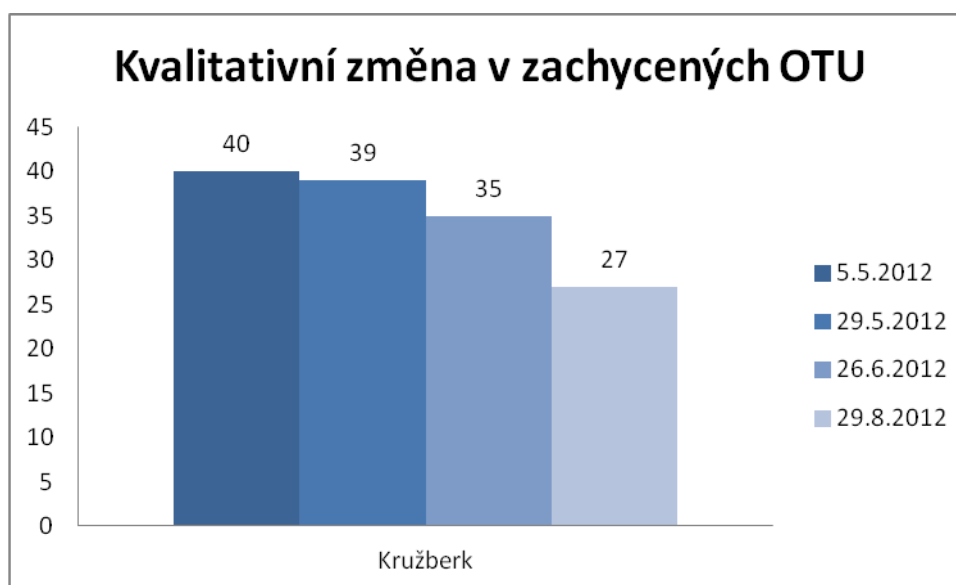
**Obrázek 4:** Absolutní početnost dominantních taxonů makrozoobentosu. Osa *x* uvádí významné skupiny makrozoobentosu, osa *y* počet zachycených jedinců v těchto skupinách.

Počet taxonů v jednotlivých dominantních řádech graficky znázorňuje obrázek 5, ve kterém není zahrnut druh *Gammarus fossarum*. U některých taxonů bylo v kvantitativních vzorcích zachyceno velmi málo jedinců, v řádu jednotek, nebo byli zachyceni jen ve vzorcích kvalitativních. Mezi takto minimálně zachycované taxony patřil z dvoukřídlých rod *Tipula*, se dvěma druhy *Tipula nigra* a *T. bimaculata*, a čeleď Ceratopogonidae a z řádu jepic pak *Ephemera danica*, *Ecdyonurus sp.* a *Electrogena sp.* U chrostíků se žádný takto minimálně zachycený taxon nevyskytl.



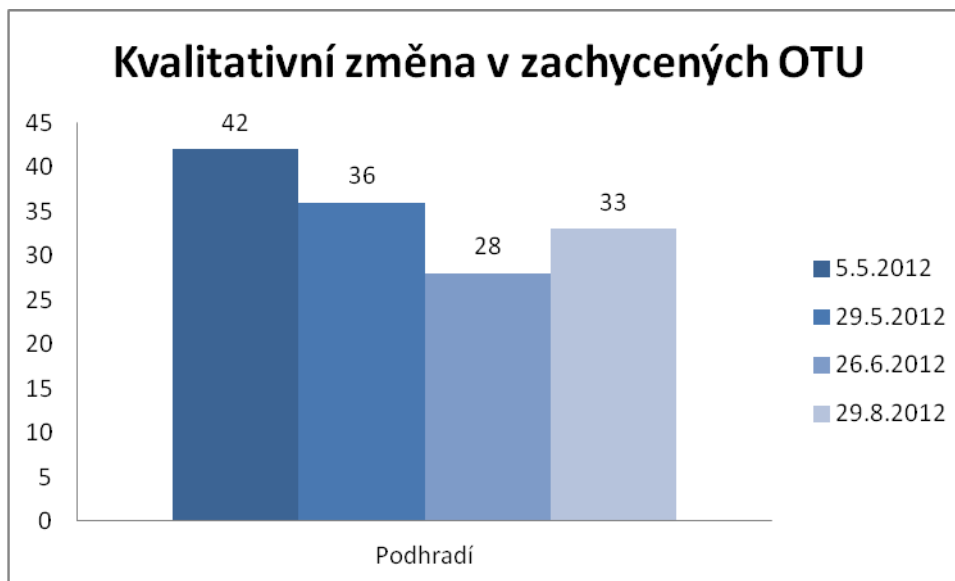
**Obrázek 5:** Taxonomická diverzita dominantních řádů makrozoobentosu. Na ose *x* jsou uvedeny řády s největším počtem OTU, osa *y* uvádí jejich počet.

Počet zachycených taxonů na lokalitě s pracovním názvem Kružberk, tj. cca 2 km pod hrází stejnojmenné vodní nádrže, s postupující sezónou a s narůstajícím počtem zvýšených průtoků klesal. Od jarního vzorkování s 40 taxony po letní s pouhými 27. Například u jepic došlo k poklesu ze 7 zachycených taxonů v první květnový odběr na pouhé 3 zachycené taxony v srpnový termín. Stejně tak došlo k výraznému poklesu u pošvatek, ze 4 taxonů na 1.



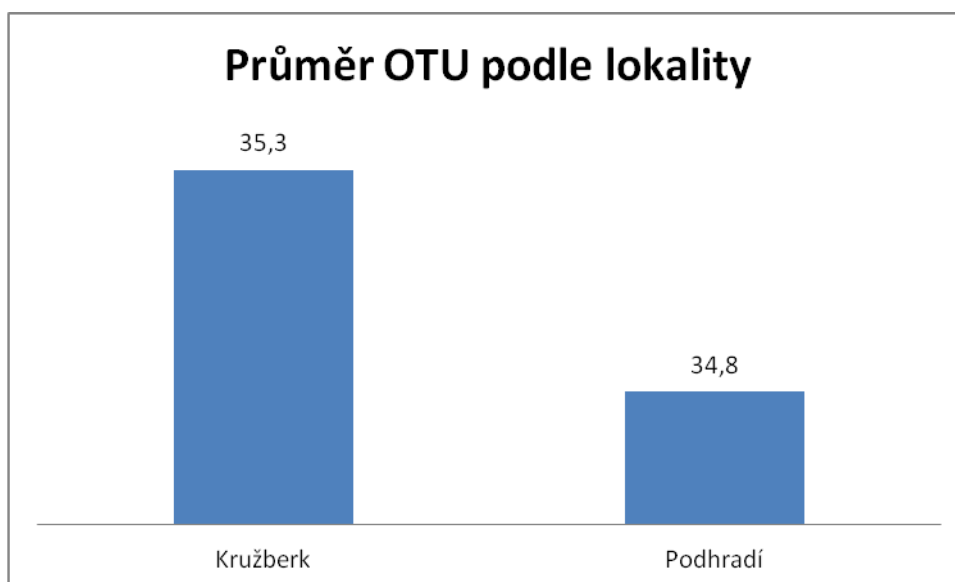
**Obrázek 6:** Počet zachycených OTU na lokalitě Kružberk

Na lokalitě s názvem Podhradí, tj. cca 17,5 km od přehrady, došlo také k poklesu v zachycených taxonech a tento pokles byl dokonce větší než u výše zmíněné lokality. Jen v posledním termínu zde bylo zachyceno více taxonů než v termínu předcházejícím. K největší změně v rámci řádů došlo opět u jepic, kde z původních 10 taxonů na začátku května byly nalezeny pouhé 3 taxony na konci srpna, které byly shodné s taxony jepic z lokality Kružberk ve stejném termínu. K dalšímu výraznějšímu poklesu došlo u dvoukřídlých v nejméně taxonomicky bohatý termín, tj. 26. 6., a to z původních 7 na 3 zachycené taxony. Vyšší počet zachycených taxonů v posledním termínu oproti předposlednímu je způsoben hlavně větší diverzitou brouků – v červnovém termínu byl zachycen jen jeden druh brouka, *Elmis aenea*, kdežto v srpnový termín to byly druhy čtyři, *Elmis aenea*, *Esolus sp.*, *Limnius sp.* a *Orectochilus villosus*.



**Obrázek 7:** Počet zachycených orientačních taxonů na lokalitě Podhradí

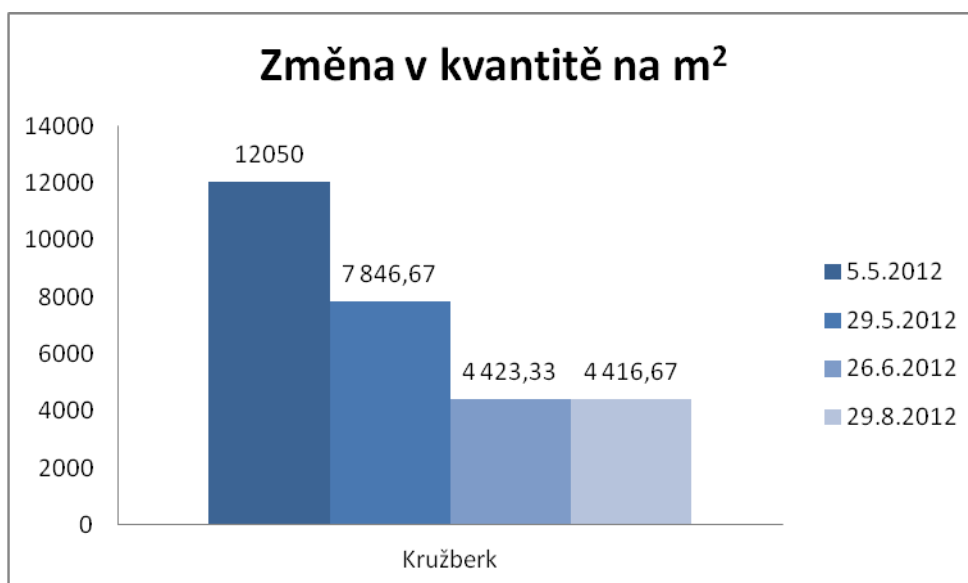
Pro srovnání uvádím na obrázku 8 průměr OTU za celou sezónu podle lokality. Je zde vidět, že co do počtu nalezených taxonů se lokalita Podhradí od lokality Kružberk liší jen o 0,5 taxonu. Tyto lokality jsou tudíž co do počtu taxonů prakticky stejně bohaté, i když se liší v počtu taxonů v jednotlivých termínech, jak je vidět na obrázcích výše.



**Obrázek 8:** Průměr z nalezených OTU na lokalitách. Osa x uvádí jednotlivé lokality, osa y pak průměr ze 4 termínů odběru vzorků.

## 4.2 Denzita makrozoobentosu

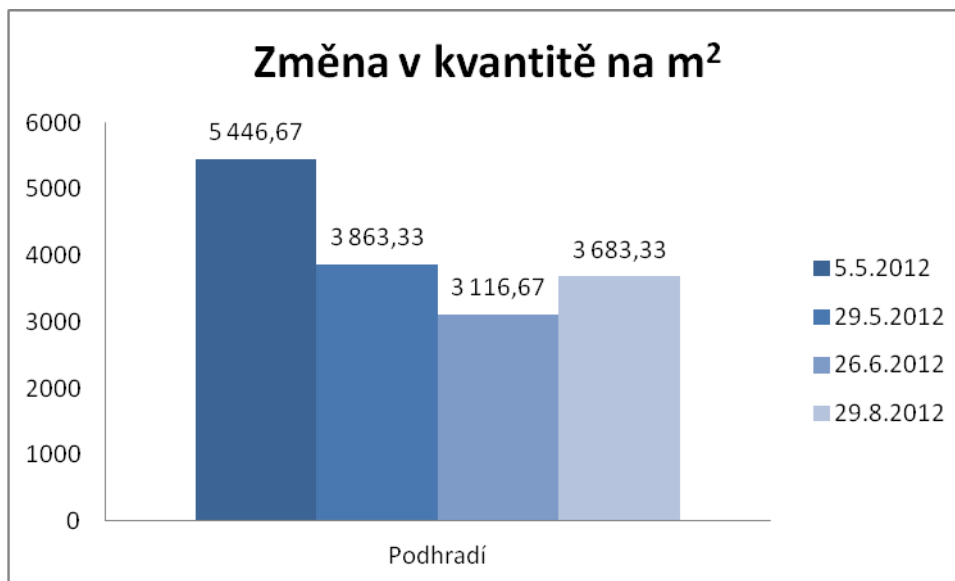
V denzitě makrozoobentických organismů lze částečně vypořádat podobný trend jako u jejich diverzity a to shodně pro obě lokality. U první lokality dochází k relativně prudkému poklesu od prvního termínu, kdy bylo po přepočtu na metr čtvereční zachyceno přes 12 tisíc jedinců, po třetí termín, kdy jich bylo zachyceno jen něco přes 4 400, což je pouhá třetina. Mezi červnovým a srpnovým termínem není žádná výraznější změna v počtu zachycených jedinců na metr čtvereční.



**Obrázek 9:** Denzita makrozoobentosu přepočtena z průměrů na 1 m<sup>2</sup> na lokalitě Kružberk

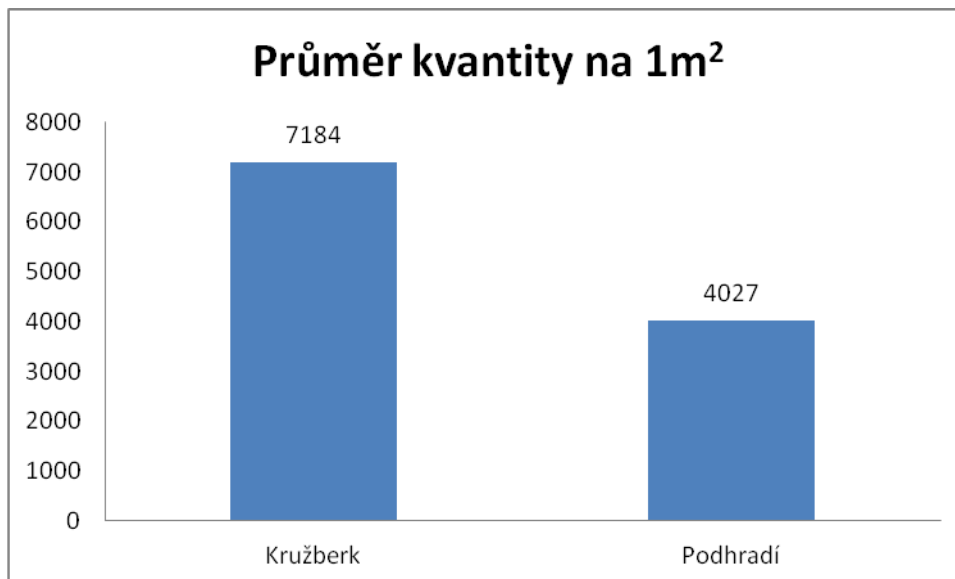
Na druhé lokalitě můžeme vypořádat podobnou tendenci, jako má na této lokalitě početnost zachycených OTU. Tedy pokles mezi prvním až třetím vzorkováním a nárůst u posledního termínu odběru vzorků. Ale rozdíly mezi všemi termíny, kromě prvního, nejsou tak velké, aby se této tendenci dal přisuzovat větší význam.





**Obrázek 10:** Densita makrozoobentosu přepočtena z průměrů na 1 m<sup>2</sup> na lokalitě Podhradí

Při srovnání průměrných abundancí u jednotlivých lokalit (obr. 11) vynikne, o kolik je společenstvo na lokalitě bezprostředně pod přehradou početnější než na lokalitě dále po proudu. Rozdíl je tak velký, že ani nejpočetnější vzorek z druhé lokality nedosahuje hodnot průměru z lokality blíže přehradě.



**Obrázek 11:** Srovnání průměrné početnosti zachycených jedinců na 1 m<sup>2</sup> podle lokalit

### 4.3 Porovnání vlivu zvýšených průtoků na makrozoobentos

Porovnáním zastoupení jednotlivých taxonů po každém odběru, kdy první odběr je brán jako počáteční stav, jsem zjistil, že během sezóny došlo k poklesu počtu taxonů,

kromě už zmíněného nárůstu u posledního termínu na lokalitě Podhradí, která je vzdálenější od zdroje disturbance.

V tabulce 1 je vypočítán Sørensenův index podobnosti na lokalitě Kružberk pro každý termín vzorkování. Jako počáteční stav je zde brán první odběrový den, tj. 5. 5. 2012. Jak je v této tabulce vidět, podobnost s každou další disturbancí klesá, ale ne nijak výrazně. A celkově je podobnost dosti vysoká a rozdíl mezi nejpodobnějším a nejméně podobným termínem oproti počátečnímu stavu není nijak velký, pouhých 7 %.

**Tabulka 1:** Sørensenův index faunistické podobnosti pro zastoupení taxonů na lokalitě Kružberk, podobnost je vztažena k prvnímu vzorkování.

Termín	Podobnost
29.5.	76 %
26.6.	72 %
29.8.	69 %

Tabulka 2 ukazuje Sørensenův index podobnosti pro lokalitu v Podhradí pro jednotlivé termíny odběrů. Stejně jako u předchozí tabulky dochází k poklesu podobnosti mezi danými termíny a počátečním stavem. Tento pokles je větší, a to i díky tomu, že první následující termín má velkou míru podobnosti, celých 85 % a postupně dochází k poklesu až na 69 %.

**Tabulka 2:** Sørensenův index faunistické podobnosti pro zastoupení taxonů na lokalitě Podhradí, podobnost je vztažena k prvnímu vzorkování.

Termín	Podobnost
29.5.	85 %
26.6.	74 %
29.8.	69 %

Při výpočtu Sørensenova indexu faunistické podobnosti mezi lokalitami pro jednotlivé termíny se ukázalo, že lokality jsou si vzájemně dosti podobné a výsledky se mezi jednotlivými termíny příliš neliší. A opět se také ukázalo, že letní termíny jsou si podobné více než termíny jarní, které byly k sobě časově blíže. Letní termíny mají

takřka stejnou faunistickou podobnost mezi lokalitami. Kdežto při srovnání podobnosti u jarních termínů je výrazný rozdíl. V prvním termínu vykazují obě lokality nejmenší odlišnost, naopak v druhém jarním termínu odlišnost největší, jak je vidět v tabulce 3.

**Tabulka 3:** Sørensenův index faunistické podobnosti pro zastoupení taxonů mezi jednotlivými lokalitami pro každý termín.

Termín	Podobnost
5.5.	78,05 %
29.5.	72,00 %
26.6.	76,19 %
29.8.	76,67 %

Změna v diverzitě společenstva ukazuje na různé nároky různých organismů na rychlost proudění vody a na jejich nestejnou schopnost se v proudu udržet. Naopak denzita, při přepočítání na 1 m<sup>2</sup>, přímo souvisí s tím, jak jednotlivé organismy reagují na zvýšený průtok. Je vidět, že denzita s rostoucím počtem opakování vyšších průtoků klesá. Větší pokles je na lokalitě Kružberk, která je blíže přehradní hrázi. Zde denzita klesla z původních 12 050 jedinců na 1 m<sup>2</sup> na pouhých 4 417, což znamená pokles skoro o dvě třetiny původně zachycených jedinců. U druhé lokality, v Podhradí, tento pokles není tak velký a ani k němu nedošlo mezi prvním a posledním termínem, jak by se dalo čekat, ale mezi prvním a třetím termínem odběru. Denzita u třetího termínu klesla na 60 % oproti vzorku prvnímu (tab. 4).

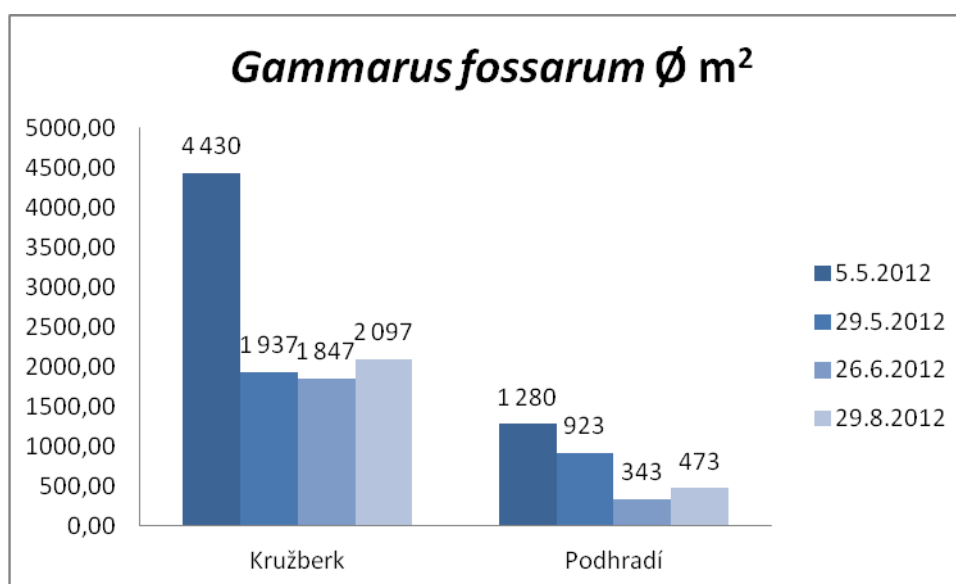
**Tabulka 4:** Počet jedinců zoobentosu na plochu 1 m<sup>2</sup> a jeho ovlivnění kolísáním průtoku. Kvantitativní analýza zoobentosu z jednotlivých termínů pro obě lokality s ± SD (směrodatnou odchylkou).

Průměr na m <sup>2</sup> ± SD				
	5. 5. 2012	29. 5. 2012	26. 6. 2012	29. 8. 2012
Kružberk	12050±5018	7847±2771	4423±1141	4417±2478
Podhradí	5447±1412	3863±1209	3117±1208	3683±2572

Rozdíly mezi jednotlivými lokalitami a jednotlivými termíny mohou dokreslit i denzity, přepočítané na 1 m<sup>2</sup>, u vybraných dominantních taxonů: *Gammarus fossarum*, *Hydropsyche pellucidula* a *Baetis vernus*. Grafy těchto tří dominantních druhů i částečně vysvětlují celkovou denzitu a její změny. Je na nich vidět, že celková početnost jedinců

je na lokalitě Kružberk vyšší než v Podhradí. Tyto grafy rovněž vysvětlují celkový pokles denzity mezi jednotlivými termíny. Dynamika druhu *Hydropsyche pellucidula* na lokalitě Podhradí koresponduje s nárůstem celkově zachycených jedinců na této lokalitě, zvláště v posledním termínu odběrů.

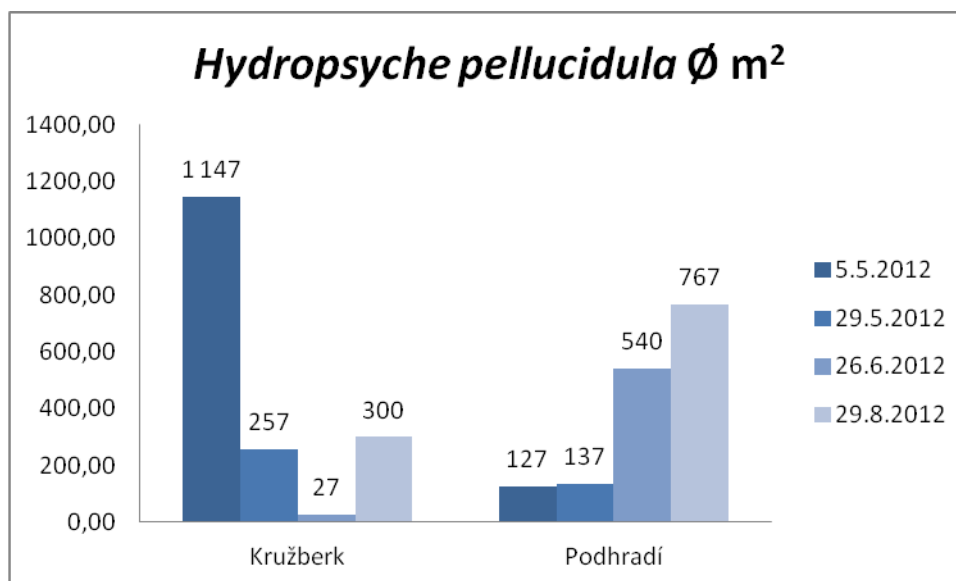
Na obrázku 12, který ukazuje abundanci druhu *Gammarus fossarum* přepočtenou z jednotlivých vzorků na  $m^2$ , je vidět, jak se početnost tohoto druhu během roku snižuje. Nejvýraznější pokles je z prvního termínu na druhý na lokalitě Kružberk, následně na této lokalitě už nedochází k výraznějším změnám. Na druhé lokalitě, v Podhradí, je během celého roku také pozorován pokles, až na mírný nárůst v posledním termínu, který je zaznamenán i u první lokality. Ale ani u jedné z lokalit není vzhledem k absolutním hodnotám tento nárůst příliš markantní.



**Obrázek 12:** Denzita druhu *Gammarus fossarum* pro jednotlivé lokality v jednotlivé termíny přepočítaná z průměru jednotlivých vzorků na  $1 m^2$

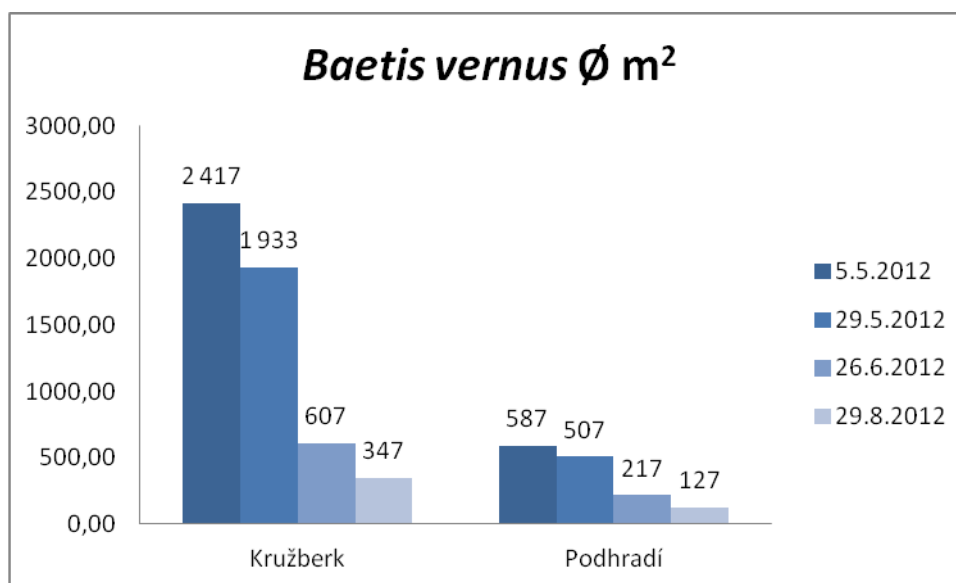
U druhu *Hydropsyche pellucidula* (obr. 13) lze mezi lokalitami pozorovat zajímavou odlišnost, co se zachycených jedinců týče. Na lokalitě Kružberk je s 1 147 jedinci nejpočetnější první termín a pak dochází k prudkému poklesu až na pouhých 27 jedinců u třetího termínu, po němž následuje naopak znovu mírný nárůst v posledním termínu odběru. Naproti tomu na lokalitě Podhradí u tohoto druhu dochází k postupnému navyšování abundance až na 767 jedinců na  $m^2$  zachycených v poslední letní termín. Na této lokalitě se opět ukazuje odlišnost mezi jarními a letními vzorky, kdy jarní vzorky jsou co do početnosti zachycených jedinců tohoto druhu takřka totožné a počet jedinců

není nijak vysoký, zatímco v letních vzorcích je zřetelný velký nárůst, který se s pokračujícím létem ještě zvyšuje.



**Obrázek 13:** Densita druhu *Hydropsyche pellucidula* pro jednotlivé lokality v jednotlivé termíny přepočítaná z průměru jednotlivých vzorků na 1 m<sup>2</sup>

Druh *Baetis vernus* (obr. 14) vykazuje na obou lokalitách stejnou tendenci k poklesu abundance během roku. Přitom mezi jarními vzorky je tento pokles mírný, největší pokles je mezi jarem a létem a pak dochází opět ke zmírnění poklesu v abundanci zachycených jedinců tohoto druhu.



**Obrázek 14:** Densita druhu *Baetis vernus* pro jednotlivé lokality v jednotlivé termíny přepočítaná z průměru jednotlivých vzorků na 1 m<sup>2</sup>

## 5. DISKUZE

Vypočtením Sørensenova indexu faunistické podobnosti a porovnáním denzity a diverzity makrozoobentosu bylo v této práci zjišťováno, jestli má náhlé zvýšení průtoku vody v řečišti vliv na bentické společenstvo a zda lze výsledný vztah mezi vyšším průtokem a odpovědí společenstva nějak popsat. Dále bylo zjišťováno, jestli se dopad vyšších průtoků kumuluje i v případě delší časové prodlevy mezi nimi, nebo jestli se společenstvo makrozoobentosu dokáže opakovaně navracet do původního stavu.

### 5.1 Jak významné jsou povodně při ovlivnění jim uzpůsobeného společenstva

Z výsledků této práce vyplývá, že disturbance typu povodně bentické společenstvo ovlivňují. Dopad povodní na bentické společenstvo horního toku řeky ale není příliš významný. Hlavně proto, že bentické organismy žijící na horních tocích jsou svým tvarem těla a chováním přizpůsobeny povodním čelit (Scarsbrook a Townsend 1993, Holomuzki a Biggs 2000), a proto jsou změny v diverzitě či denzitě společenstva většinou jen malé. Po povodních dochází na lokalitách ke ztrátě taxonomické bohatosti a i ke snížení denzity živočichů. Toto se shoduje i s výsledky v jiných pracích (Robinson 2003), kde je uvedeno, že po povodni jsou významně redukovány počty ploštěnek (Turbellaria) a pakomárů (Chironomidae). K tomuto jevu dochází hlavně u ploštěnek (Turbellaria), protože ty ke svému životu vyžadují stabilní substrát nenarušovaný disturbancemi. U mnou odebíraných vzorků počty ploštěnek (Turbellaria) s postupujícím rokem, a tudíž i s rostoucím počtem nadměrných průtoků, klesají. Ale u mobilních živočichů dochází k rychlému oživení uvolněných nik, takže povodně mají na makrozoobentos jen krátkodobý vliv (Lancaster a Belyea 1997, Rempel et al. 1999, Holomuzki a Biggs 2000)

Velký vliv na to, jak bude společenstvo říčního dna postiženo povodní, má také to, jaké je složení substrátu. U nestabilního substrátu dochází k větším ztrátám u chrostíků (Trichoptera) a jepic (Ephemeroptera) než u vodních plžů, u stabilních substrátů jsou ztráty v početnosti u vodních plžů a jepic podobné, kdežto u chrostíků jsou nižší (Holomuzki a Biggs 2000). Tyto rozdíly vyplývají z různého způsobu života a využívání různých typů refugií, které jsou povodněmi i v různé míře destruovány.

Naopak typ substrátu nemá příliš velký vliv na samotnou mortalitu makrozoobentosu. Oba dva základní typy, tj. stabilní i nestabilní substrát, mají prakticky stejný vliv na to, jak velké budou ztráty v denzitě makrozoobentického společenstva vlivem mortality. Samotná úmrtnost se liší taxon od taxonu. Například u jepic (Ephemeroptera) je za povodní přibližně 3krát vyšší než u chrostíků.

## 5.2 Taxonomická bohatost lokalit a sezonní změny

Výsledky této práce ukazují, že letní měsíce jsou jak do počtu taxonů, tak i do množství zachycených jednotlivých živočichů chudší. Nejlépe je to vidět na vzorcích z Kružberku, kde mezi prvním, jarním, vzorkem a posledním, letním, dochází k poklesu o třináct taxonů. Největší pokles je u jepic (Ephemeroptera), kde dochází k úbytku z osmi jarních na pouhé tři letní OTU, u pošvatek (Plecoptera) došlo k poklesu ze čtyř na jednu OTU. Naopak u brouků (Coleoptera) není pozorován žádný vliv termínu, zato je tu rozdíl mezi lokalitami. Na Kružberku byly v první i poslední termín zachyceny pouze dvě OTU (*Elmis aenea* a *Limnius sp.*), na lokalitě Podhradí byly v oba termíny zachyceny čtyři OTU.

Menší počet zachycených taxonů v létě souvisí s populační dynamikou jednotlivých taxonů, kdy během léta dochází k výletu imág a přirozenému snížení diverzity společenstva, tato populační dynamika má vliv i na samotnou denzitu zachycovaných živočichů a vysvětluje tak i průběžný pokles v početnostech jednotlivých vzorků během roku. Menší denzitu letních vzorků pozoroval i Rashik (1983). Naopak Tuša (1987) pozoroval výrazně nižší početnost makrozoobentosu v období od poloviny května do poloviny června než v srpnové termíny. Pokles v polovině května je pozorovatelný i ve výsledcích v této práci, ale rozdíl mezi červnem a srpnem už není tak výrazný.

Dynamika jepic (Ephemeroptera), v této práci reprezentovaných hlavně druhem *Baetis vernus*, odpovídá zjištění Zelinky s kolektivem (1984), který uvádí, že jepice mají jeden z vrcholů v denzitě v květnu a následně jejich početnost klesá až do října. Stejně tak v této práci je početnost druhu *Baetis vernus* největší v prvním jarním, květnovém, vzorku s postupným poklesem ke konci odběrové sezóny na konci srpna.

## 6. ZÁVĚR

Tato práce si dala za cíl zjistit, jak moc náhlé povodně, ať už způsobené za rekreačním účelem, jako na studovaných lokalitách, nebo za účelem průmyslovým (špičkové elektrárny), ovlivňují makrozoobentické společenstvo v horním toku řek.

Vliv zvýšených průtoků, a to i kumulovaných, není natolik výrazný, aby se stal pro společenstvo formujícím procesem. Díky zvýšeným průtokům sice dochází ke změnám ve složení bentosu, ale po disturbancech dochází, pomocí migrace z refugií nebo z nepostížených částí toku, k rychlému návratu společenstva do původního stavu. V této práci se prokázal větší vliv sezónnosti a přirozené populační dynamiky jednotlivých druhů. Průtoky by byly důležitým formujícím procesem jen za předpokladu, že by došlo k výrazné disturbancech na úrovni substrátu. Dokud není průtok tak silný, aby výrazně postihl substrát a tím i většinu refugií, budou převládat jiné formující procesy, např. dostupnost kyslíku, teplota vody, přísun živin, průhlednost.

Pro velikost dopadu průtoků na makrozoobentos je důležité, kdy k vyšším průtokům dochází. V jarním období, kdy dochází k tání sněhu, nemají uměle navýšené průtoky vliv prakticky žádný, protože na těchto lokalitách by i přirozeně docházelo k disturbancech vyšším průtokem, a tak je společenstvo těchto lokalit této disturbancech uzpůsobeno a ke ztrátě na denzitu či diverzitu dochází díky přirozeným procesům v toku. Později v roce jsou naopak instary živočichů v toku už natolik velké, že si dokáží s průtokem poradit, většinou díky rychlejšímu pohybu do refugií. Jako nejkritičtější se tak jeví krátké období mezi brzkým jarem a dobou, než makrozoobentos dostatečně vyrostl a stane se mobilnějším.



## LITERATURA

ADÁMEK Z., HELEŠIC J., MARŠÁLEK B. a RULÍK M. (2010): *Aplikovaná hydrobiologie*. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod.

ALLAN J. D. (1995): *Stream ecology: structure and function of running waters*. London: Chapman and Hall.

BAUERNFEIND E. a HUMPEŠCH U. H. (2001): *Die Eintangsfiegen Zentraleuropas (Insecta: Ephemeroptera): Bestimmung und Ökologie*. Naturhistorischen Museums.

BIGGS B. J. F., SMITH R. A. a DUNCAN M. J. (1999): Velocity and sediment disturbance of periphyton in headwater stress: biomass and metabolism. *Journal of the North American Benthological Society*, 18(2): 222–241.

BREWSTER P. A., BUCKTON S.T. a ORMEROD S. J. (2000): The seasonal dynamics and persistence of stream macroinvertebrates in Nepal: do monsoon floods represent disturbance? *Freshwater Biology*, 44: 581–594.

BOULTON A. J., PETERSON C. G., GRIMM N. B. a FISHER S. G. (1992): Stability of an aquatic macroinvertebrate community in a multiyear hydrologic disturbance regime. *Ecology*, 73: 2192–2207.

CALIANNI M., RUINI I. a GOURLEY J. J. (2013): Supplementing flash flood reports with impact classifications. *Journal of Hydrology*, 477: 1–16.

DOERING M., UEHLINGER U. a TOCKNERI K. (2013): Vertical hydrological exchange, and ecosystem properties and processes at two spatial scales along a floodplain river (Tagliamento, Italy). *Freshwater Science*, 32(1): 12–25.

DYNESIUS M. a NILSON N. (1994): Fragmentation and flow regulation of river system in the northern third of the world. *Science*, 266: 753–762.

FEELEY H., WOODS M., BAARS J.-R. a KELLY-QUINN M. (2012): Refining a kick sampling strategy for the bioassessment of benthic macroinvertebrates in headwater streams. *Hydrobiologia*, 683: 53–68.

GEORGIAN T. a THORP J. H. (1992): Effects of microhabitat selection on feeding rates of net-spinning caddisfly larvae. *Ecology*, 73: 229–240.

GJERLOV C., HILDREW A. G. a JONES J. I. (2003): Mobility of stream invertebrates in relation to disturbance and refugia: a test of habitat templet theory. *Journal of the North American Benthological Society*, 22: 207–223.

HARDIMAN N. a BURGIN S. (2011): Effects of tramping on in-stream macroinvertebrate communities from canyoning activity in the Greater Blue Mountains World Heritage Area. *Wetlands Ecol Manage*, 19: 61-71

HERSEY A. E. a LAMBERTI G. A. (1998): Stream macroinvertebrate communities. In: NAIMAN R. J. a BILBY R. E. (eds.): *River ecology and management: Lesson from the Pacific Coastal Ecoregion*. New York: Springer, pp. 169–199.

HOLOMUZKI J. R. a BIGGS B. J. F. (2000): Taxon-specific responses to high-flow disturbance in streams: implication for population persistence. *Journal of the North American Benthological Society*, 19(4): 670–679.

HUSTON M. A. (1994): *Biological diversity: the koexistence of species on changing landscapes*. Cambridge: Cambridge University press.

LAKE P. S. (2003): Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. *Freshwater Biology*, 48: 1161–1172.

LANCASTER J. a BELYEA L. R. (1997): Nested hierarchies and scale-dependence of mechanism of flow refugium use. *Journal of the North American Benthological Society*, 16: 221–238.

LANCASTER J. a HILDREW A. G. (1993): Flow refugia and the microdistribution of lotic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 12: 385–393.

LESSARD J., HICKS D. M., SNELDER T. H., ARSCOTT D. B., LAMED S. T., BOOKER D. a SUREN A. M. (2013): Dam Design can Impede Adaptive Management of Environmental Flows: A Case Study from the Opuha Dam, New Zealand. *Environmental Management*, 51: 459–473.

LOSOS B., GULIČKA J., LELLÁK J. a PELIKÁN J. (1985): *Ekologie živočichů*. Státní pedagogické nakladatelství.

MARTINOVIC-VITANOVIC V. M., RAJKOVIC M. J., POPOVIC N. Z. a KALAFATIC V. I. (2013): Qualitative study of Mollusca communities in the Serbian Danubestretch (river km 1260–863.4). *Biologia*, 68(1): 112–130.

MATHAEI C. D., ARBUCLKE C. J. a TOWNSEND C. R. (2000): Stable surface stones as refugia for invertebrates during disturbance in a New Zealand stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 19: 82–93.

MÉRIGOUX S. a DOLÉDEC S. (2004): Hydraulic requirements of stream communities: a case study on invertebrates. *Freshwater Biology*, 49: 600–613.

MICHALIČKA J. a RULÍK M. (2010): Vliv fluktuace průtoku během vodáckých závodů na zoobentos Labe v úseku pod přehradou Labská (Špindlerův mlýn). In: ZAHŘÁDKOVÁ S. a ŘEZNÍČKOVÁ P.: *Symposium Říční dno VII: sborník abstraktů a příspěvků*, 2. – 4. 11. 2010. Šlapanice u Brna, s. 28.

MICHALIČKA J. (2011): Vliv zvýšeného průtoku na biocenózu makrozoobentosu Labe pod Labskou přehradou. Univerzita Palackého v Olomouci, Katedra ekologie a životního prostředí.

PALMER M. A. a POFF N. L. (1997): Heterogeneity in streams. The influence of environmental heterogeneity on patterns and processes in stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 16: 169–173.

PICKETT S. T. A. a WHITE P. S. (1985): The ecology of natural disturbance and patch dynamics. San Diego: Academic Press, pp. 371–384.

PRICOPE N. G. (2013): Variable-source flood pulsing in a semi-arid transboundary watershed: the Chobe River, Botswana and Namibia. *Environ Monit Assess*, 185: 1883–1906.

RASHIK R. (1983): *Příspěvek k poznání makrozoobentosu v Labi na úseku Špindlerův mlýn (Dívčí lávky) – Vrchlabí (Herlíkovice)*. Gymnázium v Jilemnici.

REMPEL L. L., RICHARDSON J. S. a HEALEY M. C. (1999): Flow refugia for benthic macroinvertebrates during flooding of a large river. *Journal of the North American Benthological Society*, 18: 34–48.

ROBINSON CH. T., TOCKNER K. a BURGHER P. (2004): Drift benthos relationships in the seasonal colonization dynamics of alpine streams. *Arch. Hydrobiol.*, 4: 447–470.

ROBINSON CH. T., UEHLINGER U. a MONAGHAN M. T. (2003): Effects of a multi-year experimental flood regime on macroinvertebrates downstream of a reservoir. *Aquatic Science*, 65: 210–222.

SCARSBROOK M. (2002): Persistence and stability of lotic invertebrates communities in New Zealand. *Freshwater Biology*, 47: 417–431.

SCARSBROOK M. a TOWNSEND C. R. (1993): Stream community structure in relation to spatial and temporal variation: a habitat template study of two contrasting New Zealand streams. *Freshwater Biology*, 29: 395–410.

SPARKS R. E., NELSON J. C. a YIN Y. (1998): Naturalization of the flood regime in regulated rivers. *BioScience*, 48: 706–720.

STEVENSON J. R. (1990): Benthic algal community dynamics in a stream during and after a spate. *Journal of the North American Benthological Society*, 9(3): 277–288.

SUREN A. M. a JOWETT I. G. (2006): Effects of floods versus low flows on invertebrates in a New Zealand gravel-bed river. *Freshwater Biology*, 51: 2207–2227.

TOWNSEND C. R. a HILDREW A. G. (1994): Species trans in relation to a habitat templet for river systems. *Freshwater Biology*, 31: 265–275.

TOWNSEND C. R., SCARSBROOK M. R. a DOLÉDEC S. (1997): Quantifying disturbance in streams: alternative measures of disturbance in relation to macroinvertebrate species trans and species richness. *Journal of the North American Benthological Society*, 16: 531–544.

TUŠA I. (1987): Struktura, dynamika a produkce zoobentosu pstruhového toku (Hučivá Desná, Hrubý Jeseník). *Čas. Slez. Muz. Opava (A)*, 36: 193–218.

WALLACE J. B. (1990): Recovery of lotic macroinvertebrate communities from disturbance. *Environmental Management*, 14: 605–620.

# PŘÍLOHY

## Příloha 1: Seznam zachycených taxonů

### Coleoptera

*Elmis aenea* (Muller)  
*Esolus* sp.  
*Limnius* sp.  
*Orectochilus villosus* (O.F.Müller)  
*Stenelmis consobrina* (Dufour)

### Diptera

*Antocha* sp.  
 Ceratopogonidae  
 Chironomidae  
*Dicranota bimaculata* (Schummel)  
 Limoniidae  
*Megaloptera* sp.  
*Pedicia* sp.  
 Simuliidae  
*Tipula nigra* (Linnaeus)  
*Tipula benestigmata*

### Ephemeroptera

*Baetis vernus* (Curtis)  
*Caenis* sp.  
*Ecdyonurus torrentis* (Kimmings)  
*Electrogena* sp.  
*Epeorus assimilis* (Eaton)  
*Ephemera danica* (Muller)  
*Ephemerella ignita* (Poda)  
*Habrophlebia fusca* (Curtis)  
*Heptagenia affinis* (Eaton)  
*Paraleptophlebia cincta* (Retzius)  
*Paraleptophlebia submarginata* (Stephens)  
*Rhithrogena alpestris* (Eaton)

### Plecoptera

*Amphinemura* sp.  
*Chloroperla tripunctata* (Scopoli)  
*Leuctra hippopus* (Kempny)  
*Nemurella picteti* (Klapalek)  
*Protonemura intricata* (Ris)

### Trichoptera

*Anabolia nervosa* (Curtis)  
*Beraea* sp.  
*Brachycentrus* sp.  
*Drusus biguttatus* (Pictet)  
*Hydropsyche pellucidula* (Curtis)  
*Limnephilus* sp.  
*Micrasema* sp.  
*Philopotamus montanus* (Donovan)  
*Polycentropus flavomaculatus* (Pictet)  
*Rhiacophyla nubila* (Zetterstedt)  
*Sericostoma* sp.

*Ancylus fluviatilis* (O.F.Müller)  
*Asellus aquaticus* (O.F.Müller)  
*Dugesia gonocephala* (Duges)  
*Eiseniella tetraedra* (Savigny)  
*Erpobdella* sp.  
*Gammarus fossarum* (Koch)  
*Gordius* sp.  
*Helobdella* sp.  
 Hydrachna  
 Nematoda  
*Pisidium* sp.  
*Planobarbuis* sp.  
*Podura aquatica* (Linnaeus)  
*Radix* sp.