

UNIVERZITA PALACKÉHO V OLOMOUCI

Přírodovědecká fakulta

Katedra ekologie a životního prostředí



Vliv zvýšeného průtoku na biocenózu makrozoobentosu

Labe pod Labskou přehradou

Jan Michalička

Bakalářská práce

předložená

na Katedře ekologie a životního prostředí

Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci

jako součást požadavků

na získání titulu Bc. v oboru

Ochrana a tvorba životního prostředí

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

Olomouc 2011

Michalička, J.: Vliv zvýšeného průtoku na biocenózu Labe pod Labskou přehradou
Bakalářská práce, Katedra ekologie a ŽP PřF UP v Olomouci, 34 pp., 3 přílohy, česky.

ABSTRAKT

Předkládaná práce hledá vztah mezi umělým zvýšením vodních stavů za účelem pořádání vodáckých závodů a odpovědí říčního ekosystému, kterou toto zvýšení vyvolává. Studovanou skupinou bylo makrozoobentické společenství, jehož hlavní složkou byly pošvatky (Plecoptera), jepice (Ephemeroptera) a chrostíci (Trichoptera).

Stěžejní částí práce je zjištění dopadu zvýšených vodních stavů na makrozoobentos, respektive možného ohrožení bentického společenstva náhlým zvýšením průtoku. Pomocí faunistické podobnosti a GLM bylo testováno, jak se společenstvo mění v období před a po závodech. Zmíněným porovnáním bylo zjištěno, že zvýšený vodní stav sám o sobě nemá jednoznačně pozitivní, nebo negativní vliv na makrozoobentos, ale že pro konečné zhodnocení je zapotřebí znát strukturu dna a složení sedimentu. Tyto podmínky mají výrazný vliv na to, jak se bentické společenstvo zachová. Touto prací bylo navíc zjištěno, že na zájmových lokalitách dochází k větší disturbanci makrozoobentosu díky rychlému ústupu hladiny vody po ukončení závodů, kdy se vyemigrované organismy nestihnou vrátit zpět do koryta řeky a následně uhynou.

Klíčová slova: Makrozoobentos, disturbance, povodně, Plecoptera, Ephemeroptera, Trichoptera

Michalička, J.: Responses of macrozoobentos in Labe River below Labská Dam to high-flow disturbance. Bachelor Thesis, Department of Ecology and Environmental Sciences, Faculty of Science, Palacky University of Olomouc, 34 pp., 3 appendices, in Czech.

ABSTRACT

This thesis is going to find a relation amongst artificial high flows, meant as a basis for white-water competitions, and the response of the rivers ecosystem. Macrozoobentic guild, in which the main components were stoneflies (Plecoptera), mayflies (Ephemeroptera) and sedge flies (Trichoptera), was our studied group.

The pivotal part of the thesis is to find out an impact of high flows on macrozoobenthos, let us say the endangering of benthic guild by sudden increase of flow. It was tested, using faunistic resemblance and GLM, how the guild is changing during periods before and after competitions. Using the mentioned comparison, it was found out that the high flows themselves do not have unambiguously positive or negative impact on macrozoobenthos. For the definite evaluation of this theory it is necessary to know a river bed structure and sediment composition. These conditions have outstanding influence on the way of benthic guild response. Moreover, this thesis has shown that bigger macrozoobenthos disturbancy has occurred at special-interest localities owing to abrupt decline of water level. Emigrated organisms do not manage to get back to river basin and perish.

Key words: macrozoobenthos, disturbancy, floods, Plecoptera, Ephemeroptera and 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 5. května 2011

podpis

Obsah

Seznam tabulek	vii
Seznam obrázků	viii
Seznam příloh.....	ix
Poděkování.....	x
1. Úvod.....	1
2. CÍLE.....	4
3. MATERIÁL A METODY	5
3.1 Popis studovaných lokalit	5
3.2 Průtoky	5
3.3 Odběr vzorků.....	8
3.4 Statistické hodnocení vzorků	9
4. VÝSLEDKY	10
4.1 Obecné zhodnocení druhové diverzity a abundance makrozoobentosu	10
4.2 Porovnání rozdílů mezi jarní a letní zoocenózou.....	13
4.2 Porovnání vlivu závodů na makrozoobentos	14
5. DISKUZE.....	17
5.1 Jak významné jsou povodně při ovlivnění jim uzpůsobeného společenstva	17
5.2 Taxonomická bohatost lokalit a sezonní změny	18
6. ZÁVĚR	19
Literatura	20
Příloha	23

Seznam tabulek

Tabulka 1: Rozdíly v denzitě zoobentosu v jarním a letním období, přepočítaná na 1m ² plochy. ±SD (směrodatná odchylka), n = nebylo vzorkováno z důvodu vyschnutí koryta	13
Tabulka 2: Počet zachycených taxonů zoobentosu a ovlivnění kolísáním průtoku. Semikvantitativní analýza zoobentosu z 15. 5. (před závody) a 18. 5. 2008 (po závodech) a 15. 5. (před závody) a 19. 5. 2009 (po závodech); n = nebylo vzorkováno z důvodu vysokého stavu vody	14
Tabulka 3: Sørensenův index podobnosti pro zastoupení taxonů před a po závodech pro jednotlivé lokality, rok 2008	15
Tabulka 4: Sørensenův index podobnosti pro zastoupení taxonů před a po závodech pro jednotlivé lokality, rok 2009	15
Tabulka 5: Počet jedinců zoobentosu na plochu 1m ² a její ovlivnění kolísáním průtoku. Kvantitativní analýza zoobentosu z 15. 5. (před závody) a 18. 5. 2008 (po závodech) a 15. 5. (před závody) a 19. 5. 2009 (po závodech) s ± SD (směrodatnou odchylkou).....	16

Seznam obrázků

Obrázek 1: Závislost diverzity bentických bezobratlých na disturbancích (Hersey A. E. & Lamberti G. A. 1998).....	3
Obrázek 2: Mapa umístění lokalit	5
Obrázek 3: Průtoky v Labi pod přehradou Labská v období od 1. 3. – 21. 5. 2008 a 1. 3. – 21. 5. 2009.....	7
Obrázek 4: Průtoky v Labi pod přehradou Labská v období od 10. 5. – 21. 5. 2008 (a) a detail zvýšených průtoků během vodáckých závodů od 15. 5. do 19. 5. 2008 (b)	7
Obrázek 5: Průtoky v Labi pod přehradou Labská v období od 10. 5. – 21. 5. 2008 (a) a detail zvýšených průtoků během vodáckých závodů od 14. 5. do 18. 5. 2008 (b)	8
Obrázek 6: Absolutní početnost dominantních řádů makrozoobentosu.....	11
Obrázek 7: Taxonomická diverzita dominantních řádů makrozoobentosu	11
Obrázek 8: Absolutní početnost jedinců dle lokalit.....	12
Obrázek 9: Taxonomická diverzita jednotlivých lokalit	12

Seznam příloh

Příloha 1: Seznam zachycených taxonů.....	23
Příloha 2: Průměrná abundance pro jednotlivé roky před a po závodech.....	24
Příloha 3: Pohled na jednotlivé lokality.....	24

Poděkování

Moje poděkování za podporu při řešení problému patří především vedoucímu mého projektu Doc. RNDr. Martinu Rulíkovi, Ph.D. a za terénní spolupráci rovněž Jiřímu Pacovskému a Ing. Jaroslavu Anderlemu. Rovněž bych chtěl poděkovat RNDr. Janu Špačkovi za konzultaci ohledně taxonomického určování Plecopter a Ephemeropter.

V Olomouci dne 5. 5. 2011

1. Úvod

Tato práce je zaměřena na vliv náhlých povodní způsobených špičkovými elektrárnami, či vodními přehradami na makrozoobentos řek. Povodně, jako takové, jsou významnou disturbancí určující charakter toku a jeho společenstva. Disturbancí se rozumí jakákoliv odchylka od zdrojů společenstva, která vyústí v náhlý úbytek organismů. Jako proces je mnohem rychlejší než akumulace biomasy (Hudson 1994, Biggs et al. 1999). Podle Picketta a Whitea (1985) je disturbancí každá situace, kdy je narušen ekosystém, společenstvo nebo struktura populace a která mění energetické zdroje, dostupnost substrátu, nebo fyzické prostředí. Účinky disturbancí v tocích se obvykle měří na změnách v biomase, metabolismu společenství, či v taxonomickém složení (Biggs et al. 1999). Disturbance mají odlišné biologické dopady v různých tocích (Biggs et al. 1999), či ve stejném toku, ale v různých ročních dobách (Boulton et al. 1992, Biggs et al. 1999). Disturbance povodněmi jsou důležitou příčinou prostorové a časové variability v benthických společenstvech toků (Allan 1995, Biggs et al. 1999).

Záplavy jsou přirozenou součástí ročního cyklu průtoků většiny řek na Zemi (Sparks et al. 1998, Robinson et al. 2003). Řeky jsou po staletí lidmi regulovány kvůli kontrole nad průběhem povodní (Dynesius & Nilson 1994, Robinson 2003). Povodňové vlny ovlivňují všechny aspekty říčních ekosystémů, včetně fyzikálně-chemických vlastností přírodních stanovišť, a to jak pozemní, tak i vodní flory a fauny (Robinson et al. 2003). Povodně způsobené špičkovými elektrárnami jsou výjimečné svou prudkostí, rychlostí nástupu jejich maxima a následného poklesu zpět na minimum a tím, že probíhají relativně nezávisle na dešťových srážkách a v průběhu celého roku.

Povodně mají na populace bezobratlých větší negativní dopad než případné nízké stavy hladiny. Při povodních lze vyzorovat i významný pozitivní vztah mezi počtem taxonů ukazující snížení hustoty bentosu a velikostí povodní (Suren & Jowett 2006). Společenstva bezobratlých na povodně nejčastěji reagují snížením hustoty taxonů (Gjerlov et al. 2003, Suren & Jowett 2006) a změnou ve složení společenstva od jednoho dominujícího taxonu k více oportunním taxonům, která toleruje nestabilní stav (Wallace 1990, Townsend et al. 1997, Suren & Jowett 2006) – viz obr. 1.

Přes velký vliv povodní na společenstva bezobratlých, mají jejich účinky relativně krátkou životnost, což se odráží na vysoké odolnosti mnoha taxonů bezobratlých vůči záplavám (Wallace 1990, Mathaei et al. 2000, Scarsbrook 2002, Suren & Jowett 2006). Odolnost a přizpůsobivost druhů vůči disturbancím je specifická pro celé skupiny bezobratlých, ne pouze pro jednotlivé druhy (Lake 2003). Obecně lze říci, že v tocích s častými, intenzivními povodněmi lépe přežívají druhy s proudnicovým, flexibilním tvarem těla, s rychlou migrací a s multivoltinním životním cyklem, zatímco v tocích s řídkým výskytem povodní, které mají malý rozsah, žijí velké druhy s tupým tvarem těla, pomalou migrací a univoltinním životním cyklem (Scarsbrook & Townsend 1993, Townsend & Hildrew 1994, Townsend et al. 1997, Holomuzki & Biggs 2000).

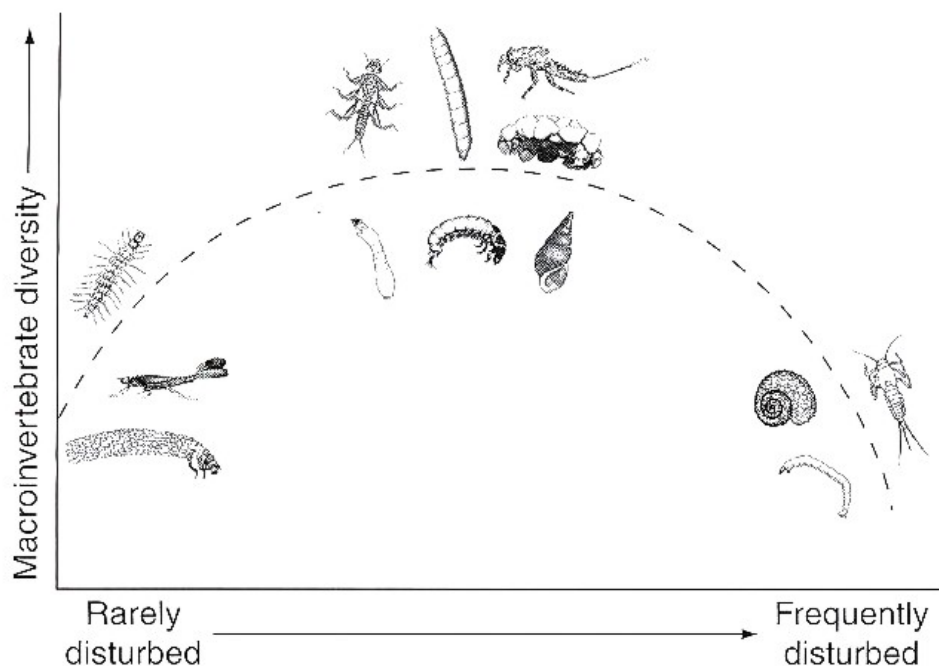
Poslední dobou se ukazuje, že pro druhové složení bentických společenstev je klíčové užívání refugií. Průtoková refugia jsou stanoviště, jež díky nižšímu hydraulickému stresu v průběhu vysokých průtoků udržují vyšší stabilitu substrátu a kde ztráty na kvantitě bentických organismů jsou relativně malé (Lancaster & Hildrew 1993, Lancaster & Belyea 1997, Rempel et al. 1999, Holomuzki & Biggs 2000). Vyšší míra přežití bentických organismů v refugiích, při srovnání s jinými stanovišti, a následné popovodňové pohyby z refugií do více postižených stanovišť se ukazují jako klíčové pro zachování rozložení populace a pro strukturu společenstva (Lancaster & Belyea 1997, Holomuzki & Biggs 2000).

Preferování různých hydraulických podmínek má v tekoucích vodách významný vliv na rozdělení bezobratlých (Palmer & Poff 1997, Mérigoux & Dolédec 2004). Z pohledu bentických bezobratlých jsou hydraulické podmínky vnímány jako rovnováha mezi energetickými náklady na udržení pozice v neklidném prostředí a přínosy energie ze získávání potravy a kyslíku (Georgian & Thorp 1992, Mérigoux & Dolédec 2004). Pro bentické bezobratlé mají rozhodující význam hydraulické podmínky u dna toků, které jsou buď vypočitatelné, nebo přímo změřitelné na zájmových lokalitách a které jsou dobrými prediktory distribuce bentických organismů (Mérigoux & Dolédec 2004). Proto pochopení, jak druhy bezobratlých reagují na hydraulické podmínky dna, má zásadní význam při vysvětlování složení společenstev (Mérigoux & Dolédec 2004).

Cílem této práce bylo zhodnotit kvalitativní a kvantitativní složení makrozoobentosu na profilech říčního dna Labe v průběhu roku a zjistit, jestli náhlé, nečekané povodně, jež jsou uměle vyvolány s cílem zvýšit průtok, kvůli zde již tradičně probíhajícím vodáckým závodům, s velkou odchylkou od normálního průtoku v tomto období a velmi rychlým nástupem i poklesem hladiny vody a jež probíhají mimo obvyklou dobu

povodní, mají výrazný vliv na společenstva bentických bezobratlých, jak do početnosti druhů, tak do jejich hustoty. Na zkoumaných lokalitách k tomuto jevu dochází jen jednou ročně, díky čemuž jsou tyto lokality výjimečné, protože organismy mohou po proběhnutí závodů a opětovném snížení průtoku imigrovat zpět na své původní lokality, na rozdíl od špičkových elektráren, kde k těmto výkyvům dochází zpravidla denně a celý ekosystém toků pod nimi je tímto výrazně ovlivněn. Tento jev byl prozatím zkoumán jen u pravidelně (zpravidla 2 krát denně) špičkových elektráren, kde z minimálního až nulového průtoku dojde ke zvýšení na průtok daný hltností turbín, který např. u vodního díla Vranov dosahuje až 45 m³/s. Tento jev je typický pro prakticky všechny velké vodní elektrárny u nás a pro mnohé po celém světě (Adámek et al. 2010).

Nulovou hypotézou této práce bylo, že k žádným změnám nedochází, pravděpodobně díky přizpůsobení organismů vůči vlivu povodní, ke kterým zde dochází pravidelně každý rok v jarních měsících v období tání sněhu.



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

2. CÍLE

Cílem práce je: (a) zjistit do jaké míry povodně vyvolané uměle z důvodu vodáckých závodů ovlivňují makrozoobentos pod Labskou přehradou, (b) zjistit jak výrazně se od sebe liší makrozoobentické společenstvo jarního a letního období.

3. MATERIÁL A METODY

3.1 Popis studovaných lokalit

Studie byla prováděna v Krkonošském národním parku na řece Labi. Lokality se nacházejí pod Labskou přehradou ve Špindlerově mlýně až po Labskou soutěsku. Lokality byly vybírány tak, aby byly navzájem odlišné s ohledem na složení sedimentu dna a rychlost průtoku a aby co nejdříve popisovaly skutečné dnové podmínky úseku řeky Labe nejvíce postiženého vodáckými závody, včetně úseku, kde závody probíhají (viz příloha 5). Lokalita I byla umístěna cca 200m pod hrází přehrady Labská, lokalita II byla pracovně nazvána Parkoviště, lokalita III se nachází pod mostem k hotelu Velvet a lokalita IV se jmenuje podle místního názvu Kukačka (obr. 2).



Obrázek 2: Mapa umístění lokalit

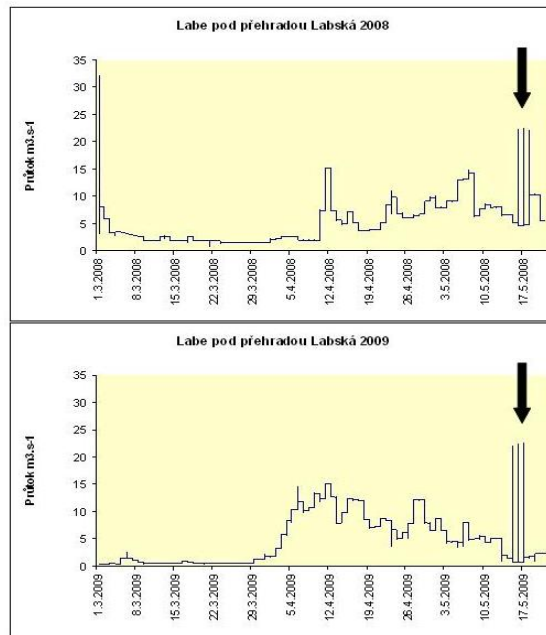
3.2 Průtoky

Zvýšené průtoky na studovaném úseku řeky Labe se kromě zájmového období, tj. během vodáckých závodů, vyskytují tradičně vždy v jarním období, kdy taje sníh.

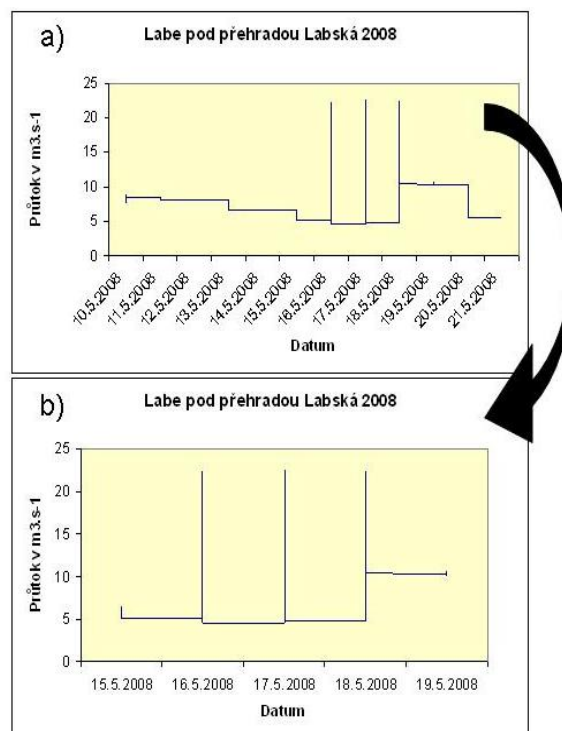
Tyto průtoky dosahují obvykle hodnot cca $15\text{m}^3/\text{s}$ a jejich četnost závisí na množství sněhu a na četnosti srážek v daném roce. V průběhu tréninků a po dobu vlastních vodáckých závodů je z Labské přehrady během dne vypouštěno za účelem jednorázového navýšení průtoku velké množství vody; bezprostředně po skončení vodáckých aktivit je pak vypouštění sníženo na obvyklý průtok pro dané období. To vedlo k velkým rozdílům v množství vody protékající korytem řeky Labe během dne, kdy vodácké závody probíhaly, a během noci, kdy byl průtok snížen.

Hodnoty průtoků v Labi byly získány z limnigrafu Labská pod přehradou. Tento limnigraf není ovlivněn žádným dalším přítokem, a je to proto směrodatný profil pro řízení odtoku z přehrady. Pro vyhodnocení průtoků byly použity souvislé řady měření s 15 minutovým intervalem od 1. března do 20. března v letech 2008 a 2009. Hodnota průměrného průtoku v tomto říčním profilu je podle sdělení pracovníků Povodí Labe v Hradci Králové $2,14\text{ m}^3/\text{s}$.

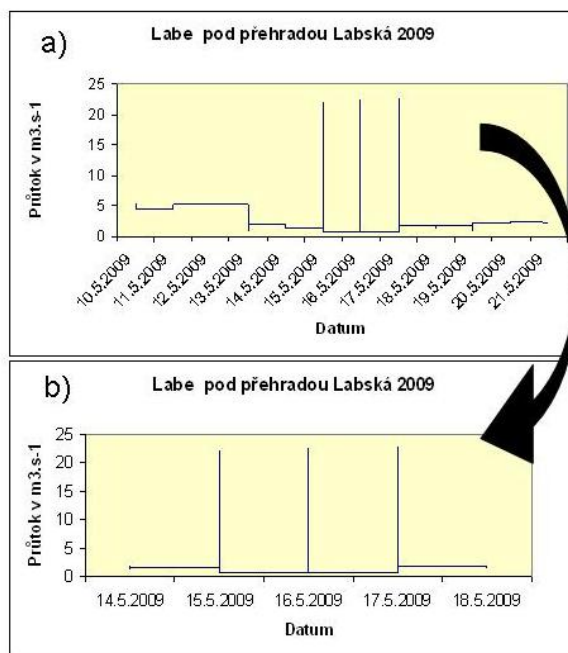
Charakter průtoků v letech 2008 a 2009 je znázorněn na obrázku 3, kde je vidět, že v obou letech předcházelo vodáckým závodům období zvýšených průtoků, kdy regulované průtoky pod přehradou dosahovaly max. hodnot kolem $15\text{m}^3/\text{s}$. Průtokové množství během závodů pak ještě stoupl až na hodnoty cca $22\text{ m}^3/\text{s}$. Detailnější pohled na chování průtoků je zachycen na obr. 4 a 5. Z obrázků je zřejmé, že nárůst průtočného množství je velmi strmý, v jednom případě jde o zvýšení průtoku z hodnot $1,45\text{ m}^3/\text{s}$ na $21\text{ m}^3/\text{s}$. Doba zvyšování a klesání průtokového množství vody je velmi krátká. Na začátku závodů v roce 2009 trvalo zvyšování cca 3 hodiny a pokles z tohoto maxima zpátky na hodnotu kolem $1\text{ m}^3/\text{s}$ byl ještě rychlejší, přibližně během jedné hodiny. Odpouštění vody z přehrady se obvykle realizuje v ranních hodinách, zatímco pokles průtoků nastává během termínu závodů odpoledne, kolem 15. až 16. hodiny.



Obrázek 3: Průtoky v Labi pod přehradou Labská v období od 1. 3. – 21. 5. 2008 a 1. 3. – 21. 5. 2009



Obrázek 4: Průtoky v Labi pod přehradou Labská v období od 10. 5. – 21. 5. 2008 (a) a detail zvýšených průtoků během vodáckých závodů od 15. 5. do 19. 5. 2008 (b)



Obrázek 5: Průtoky v Labi pod přehradou Labská v období od 10. 5. – 21. 5. 2008 (a) a detail zvýšených průtoků během vodáckých závodů od 14. 5. do 18. 5. 2008 (b)

3.3 Odběr vzorků

Na lokalitách byly odebírány semikvantitativní a kvantitativní vzorky. Semikvantitativní vzorky byly odebírány z jednotlivých lokalit bentickou sítí o průměru ok 1 mm. Pro sběr kvantitativních vzorků byla použita Surberova síť. Z největších kamenů byl sběr přisedlých bezobratlých organismů prováděn ručně seškrabáváním do Surberovy sítě. Kvantita se přepočítávala jako průměr ze čtyř subvzorků a je uváděna jako počet jedinců na plochu dna o výměře 1m². Vzorky byly konzervovány na místě ve 4% formaldehydu. V laboratoři byli bezobratlí identifikováni na nejnižší možnou taxonomickou úroveň (Mérigoux & Dolédec 2004). Při odběrech kvantitativních vzorků se vyskytly problémy s relativně vyšší hladinou vody na lokalitách a dále s méně vhodnou skladbou substrátu dna, kde v soutěsce převažovaly velké balvany a skalní monolity, které prakticky vyloučily použití bentometru.

V roce 2008 probíhaly závody v termínu 16. až 18. května. Vzorky byly odebírány den před prvními tréninky, tj. 15. května, z lokalit, které byly pro odběr vzorků vytipovány už v roce 2007. Kvůli zvýšené hladině vody nebylo možné odebrat vzorky z lokality č. V, tj. na konci Labské soutěsky, a tato lokalita byla proto vyloučena

z celkového vzorkování. Na zbývajících lokalitách byl pomocí bentické sítě odebrán semikvantitativní vzorek zoobentosu, na lokalitě I a II pak ještě pomocí Surberovy sítě vzorek kvantitativní. Další vzorky byly následně odebrány stejným způsobem po ukončení závodů a snížení průtoku, tj. 18. května.

Následující rok (2009) probíhaly závody v termínu od 15. do 19. 5. Kvantitativní i semikvantitativní vzorky byly odebrány J. Pacovským a J. Anderlem z KRNAPu těsně před závody a hned po ukončení závodů a následném snížení průtoku na normální stav. V srpnu tohoto roku pak byly odebrány vzorky M. Rulíkem. Složení srpnových vzorků bylo ovlivněno právě probíhající opravou na turbíně v tělese hráze přehrady, kdy voda vykazovala zvýšenou turbiditu a ve vzorcích se díky tomu po celé délce studovaného úseku řeky Labe vyskytovaly zástupci zooplanktonu, kteří sem byli splaveni z přehrady.

3.4 Statistické hodnocení vzorků

Pro zjištění rozdílů v bentickém společenstvu před a po závodech a mezi jarní a letní sezónou byl vypočítán Sørensenův index faunistické podobnosti. Testování rozdílů před a po závodech bylo dále prováděno ve statistickém softwaru R verze 2.6.0. GLM ANOVA. U abundance byl použit tzv. binominální negativní model.

4. VÝSLEDKY

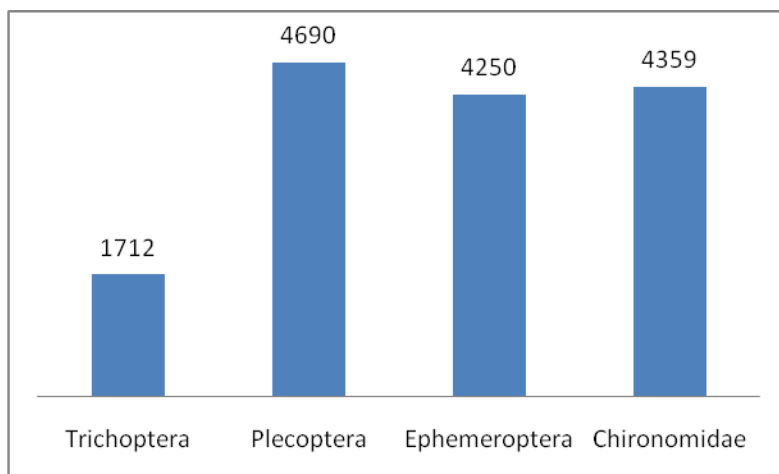
Hlavním cílem této práce je (a) vyhodnotit vliv náhlých, prudkých povodní uměle vyvolaných kvůli pořádání vodáckých závodů na makrozoobentos a (b) srovnat složení makrozoobentosu toku Labe pod Labskou přehradou mezi jarním a letním obdobím.

Jinými slovy, snažím se zhodnotit, nakolik mají vodácké závody, kvůli nimž je zvyšován průtok v Labské soutěsce, dopad na bentické organismy a jak významným činitelem je samotný zvýšený průtok. Popřípadě co dalšího má na druhovou skladbu makrozoobentosu významný vliv.

V případě povodní se jako velmi významný jeví vliv složení substrátu dna, který ovlivňuje jak schopnost bentických organismů setrvat na místě, tak i jejich mortalitu při zvýšeném průtoku. Rozdíl mezi jarním a letním společenstvem byl hlavně v taxonomickém složení, které bylo v létě chudší. Denzita bentických organismů byla v letním období nižší než na jaře.

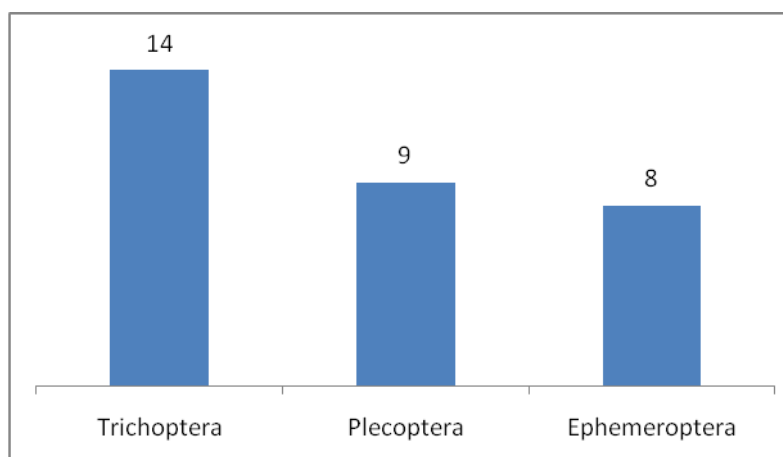
4.1 Obecné zhodnocení druhové diverzity a abundance makrozoobentosu

V průběhu celého vzorkování bylo zachyceno celkem 55 taxonů (viz příloha 1). Celkem bylo zachyceno a určeno 16 710 jedinců makrozoobentosu. Největší početnost výskytu a zároveň abundanci vykazuje řád pošvatek (Plecoptera), ve kterém byly zachyceny rody *Amphinemura*, *Protonemura*, *Nemurella*, *Nemoura*, *Leuctra*, *Isoperla*, *Dinocras* a čeledi Perlodidea a Chloroperlidea. Dalším významným řádem byly jepice (Ephemeroptera) s rody *Rhithrogena*, *Epeorus*, *Ecdyonurus*, *Baetis*, *Paraleptophlebia*, *Habrophlebia*, *Heptagenia* a *Ephemerella* (*Serratella*), pakomáři (Chironomidae), jež jsem dále neurčoval, a chrostíci (Trichoptera) s rody *Micrasema*, *Rhyacophila*, *Hydropsyche*, *Philopotamus*, *Sericostoma*, *Silo*, *Agapetus*, *Odontocerum*, *Leptocerus* a čeleděmi Beraeidae, Limnephilidae, Psychomidae, Polycentropidae a další blíže neurčení chrostíci. Zástupci těchto čtyř skupin byli bez výjimky zachyceni v každém vzorku. Početnost těchto dominantních řádů ukazuje obrázek 6.



Obrázek 6: Absolutní početnost dominantních řádů makrozoobentosu

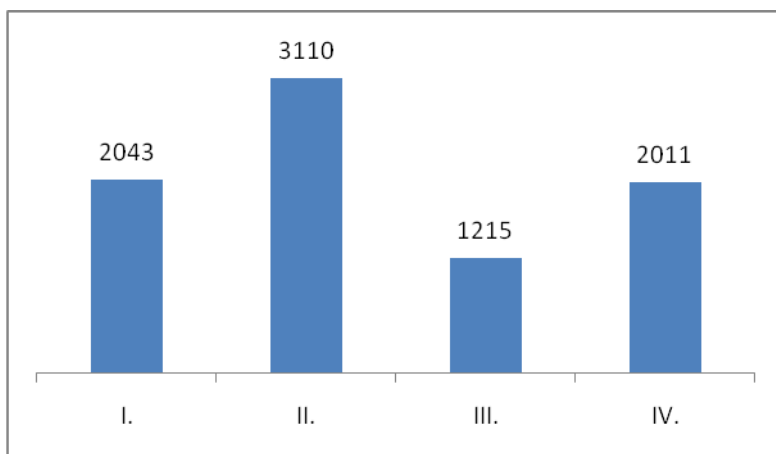
Taxonomickou bohatost jednotlivých dominantních řádů ukazuje obrázek 7, ze kterého je vyjmuta čeleď Chironomidae, protože ta nebyla určována dále než do úrovně čeledi a na obrázku by měl tudíž početnost pouze jedna. Nižší celková abundance zachycených chrostíků z předešlého obrázku byla vynahrazena jejich výraznou taxonomickou diverzitou, která ale byla často způsobena malým množstvím zástupců pro jednotlivé taxony. Například u čeledi Bereaidae, kde byli za celou dobu vzorkování zachyceni jen čtyři jedinci, nebo u rodu *Philopotamus*, kde byli zachyceni jen tři jedinci.



Obrázek 7: Taxonomická diverzita dominantních řádů makrozoobentosu

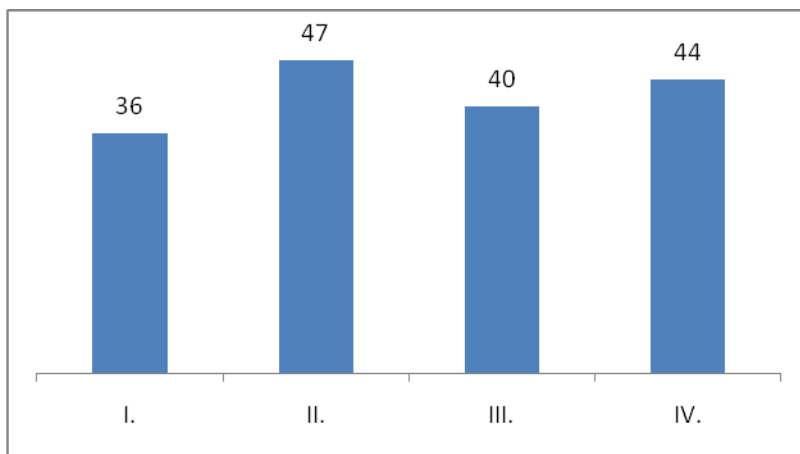
Stejným způsobem, jakým jsem hodnotil početnosti jednotlivých řádů, jsem vyhodnotil i to, jak se lišily jednotlivé lokality sběrů co do obsazení makrozoobentosem (viz obr. 8). Relativní nízká abundance u lokality III a IV je způsobená chybějícími

vzorky z roku 2009 z těchto lokalit, což znamená, že jejich provzorkování bylo poloviční oproti lokalitě I a II.



Obrázek 8: Absolutní početnost jedinců dle lokalit

Jako taxonomicky nejbohatší se ukázala být lokalita II (viz obr. 9), pravděpodobně z důvodu vhodného dnového substrátu. Lokalita s nejnižší taxonomickou diverzitou byla lokalita I, což mohlo být způsobeno tím, že je nejbližší výpusti z přehrady, a tudíž je nejvíce ovlivněna rozdílnými průtoky a povodňová vlna má v těchto místech největší sílu.



Obrázek 9: Taxonomická diverzita jednotlivých lokalit

4.2 Porovnání rozdílů mezi jarní a letní zoocenózou

V letních sběrech se ukázalo, že diverzita společenstva je chudší než na jaře. Tento posun oproti jaru není nijak významný, protože oproti průměrné taxonomické diverzitě z jarních sběrů za oba roky, která činí 39 zachycených taxonů, bylo v letních vzorcích zachyceno taxonů 35. Tento rozdíl může být způsoben menším počtem vzorků ze srpna roku 2009. Oproti 64 jarním vzorkům bylo dohromady v létě odebráno pouze vzorků 17. V letních vzorcích se objevily dva nové taxony, a to jepice rodu *Ephemerella* a brouk podčeleď Noterinae. Na druhou stranu z letních vzorků zmizely taxony v jarních měsících se běžně vyskytující, jepice rodu *Rhithrogena*, pošvatky *Amphinemura*, *Nemurella* a Chloroperlidae, chrostíci Beraeidae, Psychomidae, *Agapetus* a *Odontocerum*. Zmizely také tiplice (*Tipulidae*) a bahnomilka (*Dicranota*). Z brouků vymizel rod *Limnius* (viz příloha 1). Podobnost jarního období s letním podle Sørensenů činila 75 % stejných zachycených taxonů ze všech celkově zachycených.

U denzity, přepočítané na 1m² plochy, došlo k menšímu poklesu v letním období oproti jaru. U první lokality byl tento pokles výraznější. Došlo k poklesu v denzitě o 23 %. K poklesu došlo především kvůli úplnému vymizení pošvatek rodu *Amphinemura*, které patřily k nejhojnějším taxonům zachyceným na první lokalitě v jarním období, a dále i ke snížení počtu zachycených jedinců u ostatních taxonů pošvatek. Oproti tomu zmizení jepic rodu *Rhithrogena* z letních vzorků nemá na snížení denzity žádný vliv, protože *Rhithrogena* se na první lokalitě vyskytovala jen výjimečně a v malých počtech. Ani vymizení již zmíněných čtyř rodů chrostíků nemá výraznější vliv na celkový pokles, jelikož tyto rody nebyly v žádném ze vzorků zastoupeny nějakým výraznějším počtem zachycených jedinců. Z lokality II nebyly v letním období vzorky sbírány pro velmi nízký stav vody. Na lokalitě III byl pokles v denzitě 13%. Pokles u lokality III byl také způsoben především nižší diverzitou a denzitou pošvatek. U lokality IV nebyla denzita zoobentosu hodnocena.

Tabulka 1: Rozdíly v denzitě zoobentosu v jarním a letním období, přepočítaná na 1m² plochy. ±SD (směrodatná odchylka), n = nebylo vzorkováno z důvodu vyschnutí koryta

Lokalita	jaro	léto
I.	1722±514	1326±460
II.	1450±558	n
III.	2015±736	1748±1106

4.3 Porovnání vlivu závodů na makrozoobentos

Porovnáním zastoupení jednotlivých taxonů na lokalitách před a po závoděch pro každý rok sběru vzorků zvlášť jsem zjistil, že po povodních dochází zpravidla k navýšení taxonomické diverzity. Jedinými výjimkami, kdy ke zvýšení nedošlo, jsou lokalita I v roce 2009, kde došlo ke snížení diverzity, a ve stejném roce lokalita III, kde počet zachycených taxonů zůstal stejný, ale změnilo se zastoupení jednotlivých skupin (viz tab. 2). U lokality III po povodni v roce 2008 není žádný údaj o složení společenstva, protože díky stále trvajícimu vyššímu průtoku nešlo vstoupit do koryta řeky a vzorky odebrat. Největší rozdíl nastal u lokality IV v roce 2009, kdy po povodních bylo zachyceno o 11 taxonů více než před povodní. Navíc byly zachyceny čtyři taxony z řádu pošvatek a to rody *Protonemura*, *Nemoura*, *Isoperla* a *Dinocras*. Z řádu chrostíků to byl rod *Philopotamus* a čeledi Limnephilidae a Psychomidae. Z jepic to byly rody *Epeorus* a *Heptagenia*, které před povodněmi na této lokalitě zachyceny nebyly. Na čtvrté lokalitě byl po povodni navíc zachycen i řád dvoukřídlých (Diptera) a to rod *Liponeura*, druh *Atherix ibis* a čeleď pakomáři (Chironomidae). Rozdíly u ostatních lokalit nejsou již tak výrazné.

Tabulka 2: Počet zachycených taxonů zoobentosu a ovlivnění kolísáním průtoku. Semikvantitativní analýza zoobentosu z 15. 5. (před závody) a 18. 5. 2008 (po závoděch) a 15. 5. (před závody) a 19. 5. 2009 (po závoděch); n = nebylo vzorkováno z důvodu vysokého stavu vody

Lokalita	15.5.2008	18.5.2008	15.5.2009	19.5.2009
I.	19	21	24	21
II.	25	30	26	27
III.	21	n	28	28
IV.	18	22	21	32

Tato tabulka není úplně reprezentativní, co se týče popisu změn, které proběhly ve společenstvech, což se ukazuje zejména na lokalitě III v roce 2009, kde sice došlo ke změnám v taxonomické diverzitě, ale tato tabulka tuto změnu nezachytila, protože počet zachycených taxonů zůstal stejný. Proto je pro popis změn, které na lokalitách proběhly vhodnější Sørensenův index faunistické podobnosti (Losos a kol. 1985). Ten v procentech ukazuje, do jaké míry zůstalo předpovodňové společenstvo zachováno po proběhnutí povodní a do jaké míry se taxonomická diverzita pozměnila. Z tabulky 3, která nám ukazuje změny v roce 2008, je vidět, že k největším změnám došlo na lokalitě I. Z toho lze usuzovat, že ta byla nejvíce postižena dopadem povodní. Tento

výsledek je pravděpodobně způsoben tím, že výpust' z přehrady je této lokalitě nejbliže. Druhá největší změna nastala u lokality IV. Změna u této lokality byla pravděpodobně způsobena jiným typem dnového substrátu. U lokality III není Sørensenův index podobnosti počítán pro absenci dat z popovodňového sběru, protože, jak už jsem zmiňoval výše, byl příliš silný proud na to, aby se dalo vstoupit do koryta řeky a vzorkování provést.

Tabulka 3: Sørensenův index podobnosti pro zastoupení taxonů před a po závodech pro jednotlivé lokality, rok 2008

Lokalita	Index podobnosti
I.	60 %
II.	80 %
IV.	70 %

Tabulka 4 ukazuje stejnou situaci v roce 2009, kde největší změna u bentického společenstva nastala na lokalitě IV. U ostatních lokalit nepřesáhla změna v taxonomickém složení bentosu 30 %.

Tabulka 4: Sørensenův index podobnosti pro zastoupení taxonů před a po závodech pro jednotlivé lokality, rok 2009

Lokalita	Index podobnosti
I.	71 %
II.	76 %
III.	79 %
IV.	68 %

Změna diverzity ukazuje na rozdílné nároky taxonů na rychlost proudění vody a jejich schopnost se v tomto proudu udržet. Naopak denzita přepočítaná na 1m² přímo ukazuje na to, jak rychlost proudu ovlivňuje jednotlivé živočichy. Je vidět, že i z hlediska denzity, byla první lokalita postižena zvýšeným průtokem nejvíce, a to v obou letech, kdy sběr vzorků probíhal (Tab. 5). V roce 2008 došlo na první lokalitě k odplavení 75 % původně nalezeného množství živočichů, v roce následujícím to bylo 50 %. Výrazně vyšší denzita u této lokality v roce 2009 je způsobena hlavně vyšším výskytem pakomárů, kterých bylo na této lokalitě zachyceno 1064 jedinců, z nichž po povodni zbylo 511 jedinců. U lokalit II a IV se v roce 2009 denzita živočichů prakticky

nezměnila. Vysvětlují si to vhodnějším substrátem, na kterém se živočichové mohli udržet. Pravděpodobně však nedocházelo k výraznějšímu zachycení živočichů splavených z výše položených lokalit. Protože například u lokality II, kde by se měli zachytit pakomáři z jimi bohatě osídlené lokality I, po povodni došlo také k jejich úbytku, i když k méně výraznému než u lokality I, a to z 200 jedinců na 185. Druhý pokles byl způsoben menším počtem jepic zachycených na lokalitě III, kdežto nárůst u lokality IV byl způsoben hlavně zachycením většího počtu pošvatek rodu *Leuctra*, konkrétně 186 jedinců oproti původním 114. Pro lokality III a IV v roce 2008 nebyla denzita vypočítána, protože kvantitativní vzorky nebyly v tomto roce odebírány.

Tabulka 5: Počet jedinců zoobentosu na plochu 1m² a její ovlivnění kolísáním průtoku. Kvantitativní analýza zoobentosu z 15. 5. (před závody) a 18. 5. 2008 (po závodech) a 15. 5. (před závody) a 19. 5. 2009 (po závodech) s ± SD (směrodatnou odchylkou)

Lokalita	15.5.2008	18.5.2008	15.5.2009	19.5.2009
I.	1568±94	393±403	3570±326	1785±858
II.	1526±568	1236±466	1513±398	1502±643
III.			1710±477	1327±721
IV.			1610±410	1670±359

V roce 2008 byla po závodech zjištěna signifikantně nižší denzita zoobentosu, naopak v roce 2009 žádná signifikantní změna v denzitě zjištěna nebyla (viz příloha 2). Mezi jednotlivými lokalitami byly statisticky významné rozdíly pouze u lokality I, která měla výrazně nejnižší taxonomickou diverzitu, oproti tomu lokalita II byla taxonomicky nejbohatší. Na lokalitě I došlo po závodech ke statisticky významnému poklesu taxonomického složení, oproti tomu u lokality II došlo k navýšení taxonomické diverzity.

5. DISKUZE

Pomocí faunistické podobnosti a porovnání denzity a diverzity zoobentosu jsem zjišťoval, zdali má náhlé prudké zvýšení vodního stavu („umělá povodeň“) vliv na bentické společenstvo a jestli výsledný vztah mezi povodní a změnou ve společenstvu lze nějak popsat. Dále jsem zjišťoval, k jaké změně jak v diverzitě, tak v denzitě došlo během letní sezóny oproti sezóně jarní.

5.1 Jak významné jsou povodně při ovlivnění jim uzpůsobeného společenstva

Z mých výsledků vyplývá, že povodně společenstvo zoobentosu ovlivňují, jak se u disturbance takové míry dá předpokládat, ale její dopad není nijak velký. Po povodních docházelo ke změnám jak negativním, ať už ke ztrátě taxonomické bohatosti, či ke snížení denzity živočichů, tak stejnou měrou také ke změnám pozitivním, kdy došlo k navýšení obojího. Tento fakt se částečně shoduje s Robinsonem (2003), který ve své práci popisuje významný pokles výskytu ploštěnek (*Turbellaria*) a pakomárů (*Chironomidae*) v letech, kdy na toku, který studoval, proběhla povodeň, oproti letům, kdy se povodeň nevyskytovala, zatímco v letech, kdy povodně proběhly, došlo k navýšení výskytu muchničkovitých (*Simuliidae*) a jepic čeledi *Baetidae*. Zejména ploštěnky (*Turbellaria*) podle něj preferují stabilní prostředí, což se ukazuje i na relativně nízkém počtu mnou zachycených jedinců ploštěnek, kdy se dohromady ve 14 odebraných vzorcích, z celkových 81, nacházelo 36 ploštěnek (*Turbellaria*).

Tyto rozdílné dopady na různé taxony bentických živočichů mohou vysvětlit rozdílné výsledky dosažené na mnou studovaných lokalitách, přičemž to, jak různé taxony preferovaly různý typ substrátu, se následně podepsalo i na jejich schopnosti setrvat na různých lokalitách i při zvýšené disturbanci povodní. Podobně Holomuzki a Biggs (2000) ve své práci uvádějí, že struktura substrátu je pro odolnost taxonu proti povodním klíčová. U nestabilních substrátů dochází u chrostíků a jepic při povodni k větším ztrátám, než u vodních plžů, ale na stabilních substrátech jsou tyto ztráty u jepic a vodních plžů velmi podobné a zároveň mnohem nižší než u chrostíků. Na druhou stranu, vliv různé stability substrátu na úmrtnost nijak rozdílný není. Jak stabilní, tak nestabilní substrát má stejný vliv na to, k jak velkým ztrátám na denzitě

dojde vlivem mortality. Úmrtnost se liší podle taxonu, u jepic je za povodní 3krát vyšší než u chrostíků nebo vodních plžů.

5.2 Taxonomická bohatost lokalit a sezonní změny

Jak z mých výsledků vyplývá, co do počtu taxonů je letní sezóna chudší než jarní, a to hlavně díky nižšímu počtu nalezených taxonů chrostíků a pošvatek. V případě chrostíků v letních vzorcích chybí 6 taxonů, u pošvatek nebyly v letních vzorcích zachyceny 4 taxony. Léto se jako takové pro sběr vzorků jeví jako méně vhodné než jaro i podle Raschika (1983), nicméně počet mnou zachycených taxonů se od počtu taxonů zachycených jím lišil, a to i na podobných lokalitách. Ve své studii Raschik uvádí tři rody jepic: *Ecdyonurus*, *Ephemerella* a *Baetis*. Kromě těchto tří byly mnou zachyceny ještě navíc rody *Paraleptophlebia*, *Habrophlebia* a *Heptagenia*. U pošvatek se mnou zachycené taxony lišily více. Společně se v letních sběrech shodujeme u rodů *Leuctra*, *Protonemura*, *Nemoura*. Já jsem nezachytil, na rozdíl od Raschika, rody *Amphinemura* a *Nemurella*, na druhou stranu jsem navíc zachytil rod *Isoperla* a další taxon z čeledi Perlodidae.

Podle Raschika by také v letních vzorcích mělo dojít ke snížení denzity. Ivan Tuša (1987) naopak uvádí výrazně nižší denzitu v období od poloviny května do poloviny června než v srpnovém termínu. A nakonec Zelinka a kol. (1984) uvádí u jepic v květnu jeden z vrcholů jejich početnosti s postupným poklesem až do konce října a u chrostíků v mnou studovaných termínech uvádí nejnižší početnosti. Naopak z mé práce vyplývá, že roční období neovlivňuje příliš výrazně denzitu makrozoobentosu, ale má rozhodující vliv na jeho druhové složení.

6. ZÁVĚR

Práce si klade za cíl zjistit, do jaké míry mohou vodácké závody skrze zvýšení množství protékající vody ovlivnit strukturu bentického společenstva. Vliv závodů na makrozoobentos jako takový se nejeví jako výrazný formující proces. Díky zvýšení stavu vody sice dochází ke změnám denzity i diverzity makrozoobentosu, ale tyto změny nejsou nikterak velké a nelze říci, zda jsou jednoznačně negativní či pozitivní. Obecně je možné konstatovat, že největší negativní vliv měly vyšší průtoky hned u výpusti z vodní nádrže Labská a dále od výpusti tento vliv klesal, až na poslední lokalitu, kde byl negativní dopad zvýšeného stavu vody vyšší, než u dvou předcházejících lokalit.

Pro snížení dopadů závodů by mohlo být vhodné posunout je na pozdější termín, kdy ve vodě bude méně larválních stádií, či alespoň larvy v pozdějších instarech s lepší schopností se udržet v proudu, nebo naopak přesunout je na termín, kdy v tomto úseku přirozeně probíhají jarní záplavy, které mají přibližně stejnou hodnotu průtoku, jako má průtok za vodáckých závodů. V tomto případě by nedocházelo k žádnému úbytku na denzitě či diverzitě makrozoobentosu vinou závodů, jen k úbytku přirozenou disturbancí.

Přímo na lokalitách byl zjištěn další problém, který má pravděpodobně mnohem větší vliv na složení a početnost společenstva než samo zvýšení průtoku, a to bylo vytečení vody mimo koryto řeky a zaplavení okolního, původně terestrického, prostředí, kam pak bentické organismy spolu s rybami vymigrovaly. Díky rychlým poklesům průtoku se pak hladina řeky vrátila do koryta příliš rychle a zoobentos na to nestihl včas zareagovat. Tak docházelo k jeho zachycení mimo koryto řeky a k následnému úmrtí následkem vysychání dočasných habitatů. Skutečný rozsah tohoto jevu není znám, protože nebylo záměrem této práce, ani žádné jiné, tento jev zkoumat. Avšak pro snížení možného dopadu by stačilo jednoduché opatření spočívající v prodloužení doby, po kterou by se zvýšený průtok po závodech vracel na svou původní hodnotu.

Literatura

ADÁMEK, Z., HELEŠIC, J., MARŠÁLEK, B. & RULÍK, M. (2010): Aplikovaná hydrobiologie. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, pp. 28.

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

BIGGS B. J. F., SMITH R. 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.

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

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

GEORGIAN T. & 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. & JONES J. I. (2003): Mobility of stream invertebrates in relation to disturbance and refugia: a test of habitat template theory. *Journal of the North American Benthological Society*, 22: 207–223.

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

HOLOMUZKI J. R. & 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 coexistence of species on changing landscapes*. Cambridge University press, Cambridge, UK.

- LAKE P. S. (2003): Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. *Freshwater Biology*, 48: 1161–1172.
- LANCASTER J. & 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. & HILDREW A. G. (1993): Flow refugia and the microdistribution of lotic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 12: 385–393.
- LOSOS B., GULIČKA J., LELLÁK J. & PELIKÁN J. (1985): Ekologie živočichů. Státní pedagogické nakladatelství, n. p., 66-03-34/1, pp. 225–226.
- MATHAEI C. D., ARBUCLKE C. J. & 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. & DOLÉDEC S. (2004): Hydraulic requirements of stream communities: a case study on invertebrates. *Freshwater Biology*, 49: 600–613.
- MICHALIČKA J. & RULÍK M. (2010): Vliv fluktuace průtoku během vodáckých závodů na zoobentos Labe v úseku pod přehradou Labská (Špindlerův mlýn). In: ZAHRÁDKOVÁ S. & ŘEZNÍČKOVÁ P.: Symposium Říční dno VII: sborník abstraktů a příspěvků, 2. – 4. 11. 2010, Šlapanice u Brna, abstrakt, pp. 28.
- PALMER M. 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. & WHITE P. S. (1985): The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, San Diego, pp. 371–384.
- 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. & 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., UEHLINGER U., 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 invertebrate communities in New Zealand. *Freshwater Biology*, 47: 417–431.
- SCARSBROOK M. & 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. & YIN Y. (1998): Naturalization of the flood regime in regulated rivers. *BioScience*, 48: 706–720.
- SUREN A. M. & 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. & HILDREW A. G. (1994): Species richness in relation to a habitat template for river systems. *Freshwater Biology*, 31: 265–275.
- TOWNSEND C. R., SCARSBROOK M. R. & DOLÉDEC S. (1997): Quantifying disturbance in streams: alternative measures of disturbance in relation to macroinvertebrate species richness 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.
- ZELINKA M. et al. (1984): Produkční poměry v parmovém úseku toku. *Folia facultatis scientiarum naturalium universitatis purkynianae brunensis*, Tomus XXV, Opus 8, *Biologia* 78.

Příloha

Příloha 1: Seznam zachycených taxonů

Ephemeroptera

Rhithrogena sp.
Epeorus sp.
Ecdyonurus sp.
Baetis sp.
Paraleptophlebia sp.
Habrophlebia sp.
Heptagenia sp.
Ephemerella sp.

Plecoptera

Amphinemura sp.
Protonemura sp.
Nemurella sp.
Nemoura sp.
Leuctra sp.
Isoperla sp.
Dinocras sp.
 Chloroperlidae
 Perlodidae

Diptera

Atherix ibis (Fabricius, 1798)
Liponeura sp.
Dicranota sp.
Pedicia rivosa (Linnaeus, 1758)
 Tipulidae
 Simuliidae
 Chironomidae
 Ceratopogonidae
 Psychodidae
 ostatní diptera

Coleoptera

Hydraena sp.
Elmis sp.
Noterinae sp.
Limnius sp.

Amphipoda

Niphargus sp.

Trichoptera

Micrasema sp.
Rhyacophila sp.
Hydropsyche sp.
Philopotamus sp.
Sericostoma sp.
Silo sp.
Agapetus sp.
Odontocerum sp.
Leptocerum sp.
 Beraeidae
 Polycentropidae
 Psychomyidae
 Limnephilidae
 ostatní trichoptera

Megaloptera

Sialis fuliginosa (Pictet, 1836)

Prostigmata

Hydrachna sp.

Seriata

Dugesia sp.

Opisthopora

Eiseniella tetraedra (Savigny, 1826)

Caenogastropoda

Hydrobiidae sp.

Pulmonata

Ancylus fluviatilis (O.F.Müller, 1774)

Oligochaeta

neurčené taxony

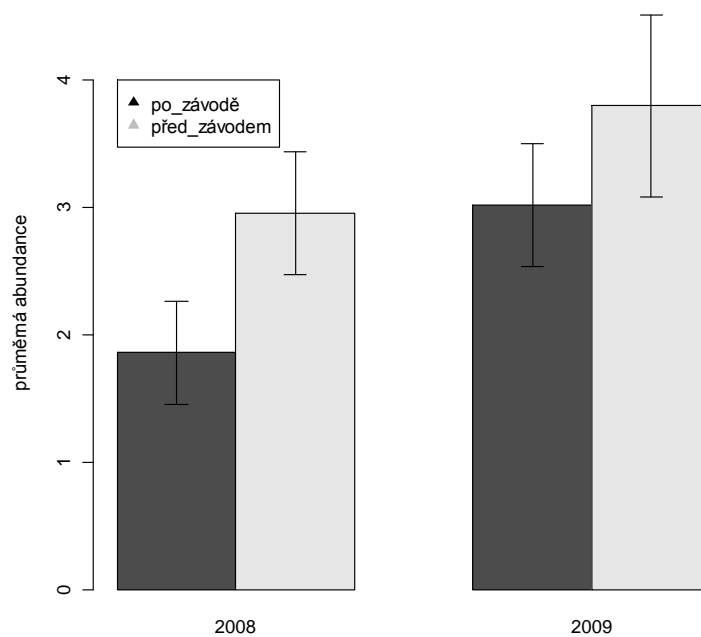
Nematoda

neurčené taxony

Hydroida

Hydra sp.

Příloha 2: Průměrná abundance pro jednotlivé roky před a po závodech



Příloha 3: Pohled na jednotlivé lokality



Lokalita 1, „Pod přehradou“



Lokalita 2, „Parkoviště“



Lokalita 3, „Velveta“



Lokalita 4, „Kukačka“