

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Fakulta rybářství a ochrany vod

Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický

Bakalářská práce

**Dynamika společenstva makrozoobentosu podhorského toku s početnou
populací raka signálního.**

Autor: Hana Šťastná

Vedoucí práce: doc. Ing. Martin Bláha, Ph.D.

Konzultant bakalářské práce: Ing. Marek Let, Ph.D.

Studijní program a obor: Ekologie a ochrana prostředí, Ochrana vod

Forma studia: Prezenční

Ročník: 3.

České Budějovice, 2023

Prohlašuji, že svoji bakalářskou (diplomovou) práci jsem vypracoval(a) samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

Prohlašuji, že, v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění, souhlasím se zveřejněním své bakalářské (diplomové) práce, a to v nezkrácené podobě, případně v úpravě vzniklé vypuštěním vyznačených částí archivovaných FROV JU. Zveřejnění probíhá elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

Datum:

Podpis studenta:

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala svému vedoucímu bakalářské práce pan doc. Ing. Martinu Bláhovi, Ph.D. za veškerou pomoc a hlavně nesmírnou trpělivost, kterou se mnou měl při psaní této práce a při determinaci. Druhou osobou, které dlužím velký dík za pomoc s vyhodnocením dat a s asistencí při určování je můj konzultant pan Ing. Marek Let, Ph.D. Za morální a psychickou podporu bych pak chtěla poděkovat všem svým blízkým a rodině.

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH

Fakulta rybářství a ochrany vod

Akademický rok: 2022/2023

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

(projektu, uměleckého díla, uměleckého výkonu)

Jméno a příjmení: Hana ŠTASTNÁ
Osobní číslo: V20B040P
Studijní program: B0588A030002 Ochrana vod
Téma práce: Dynamika společenstva makrozoobentosu podhorského toku s početnou populací raka signálního.
Zadávající katedra: Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický

Zásady pro vypracování

Cílem předkládané práce je popsat strukturu společenstva makrozoobentosu v Křesánovském potoce vlévajícím se ve Vimperku do řeky Volyňky. Zájmovým úsekem je horní tok protékající pastvinami a zalesněnou krajinou (cca 450 m). V tomto úseku je potok typický silnou populací raka signálního (*Pacifastacus leniusculus*) a bohatým společenstvem makrozoobentosu. Studentka bude pracovat se vzorky makrozoobentosu odebranými v předchozích letech (2019 a 2020).

Úkolem bude popsat kvalitativně i kvantitativně společenstvo makrozoobentu pomocí standardních metod a indexů (diverzity, podobnosti). Hlavní činností studentky bude tedy zejména práce v laboratoři při rozebírání vzorků a determinaci jednotlivých druhů a zároveň vyhledávání relevantních zdrojů informací o vlivu nepůvodních druhů na společenstva makrozoobentosu.

V průběhu práce se studentka naučí používat základní techniky analýzy společenstva makrozoobentosu a také laboratorní techniky nutné ke zpracování a identifikaci makrozoobentosu. Zároveň by se měla naučit orientovat se v odborné literatuře, naučit se ji vyhledávat a získat tak širší povědomí o problematice invazí, nepůvodních druhů organismů a možných negativních aspektech jejich výskytu mimo areál přirozeného rozšíření.

Rozsah pracovní zprávy: 25-70 stran
Rozsah grafických prací: dle potřeby
Forma zpracování bakalářské práce: tištěná

Seznam doporučené literatury:

- Elliott, J. M., & Humpesch, U. H. (2010). Mayfly larvae (Ephemeroptera) of Britain and Ireland: keys and a review of their ecology. Freshwater Biological Association (FBA).
- Galib, S. M., Findlay, J. S., & Lucas, M. C. (2021). Strong impacts of signal crayfish invasion on upland stream fish and invertebrate communities. *Freshwater Biology*, 66(2), 223-240.
- Mathers, K. L., White, J. C., Guareschi, S., Hill, M. J., Heino, J., & Chadd, R. (2020). Invasive crayfish alter the long-term functional biodiversity of lotic macroinvertebrate communities. *Functional Ecology*, 34(11), 2350-2361.
- Mathers, K. L., Rice, S. P., & Wood, P. J. (2018). Temporal variability in lotic macroinvertebrate communities associated with invasive signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) activity levels and substrate character. *Biological Invasions*, 20(3), 567-582.
- Ricciardi, A., & MacIsaac, H. J. (2011). Impacts of biological invasions on freshwater ecosystems. Fifty years of invasion ecology: the legacy of Charles Elton, 1, 211-224.
- Rozkošný R (ed.) 1980. Klíč vodních larev hmyzu. ČSAV Praha, 552 s.
- Waringer, J., & Graf, W. (2011). Atlas of Central European Trichoptera Larvae, Erik Mauch Verlag, 469 p.

Vedoucí bakalářské práce: doc. Ing. Martin Bláha, Ph.D.
Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický

Konzultant bakalářské práce: Ing. Marek Let, Ph.D.
Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický

Datum zadání bakalářské práce: 6. ledna 2023
Termín odevzdání bakalářské práce: 2. května 2023

prof. Ing. Pavel Kozák, Ph.D.
děkan

prof. Ing. Tomáš Randák, Ph.D.
ředitel

JIHOČESKÁ UNIVERZITA
V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
FAKULTA RYBÁŘSTVÍ A OCHRANY VOD
Zápis LS/II
389 25 Vodňany (2)

V Českých Budějovicích dne 27. ledna 2023

Obsah

1. Úvod.....	7
2. Literární přehled.....	8
2.1. Makrozoobentos v tekoucích vodách.....	8
2.2. Potravně funkční skupiny makrozoobentosu	9
2.3. Vodní toky a jejich dělení.....	9
2.4. Oživení zón a podzón podle Illies a Botosaneanu (1963)	13
2.5. Teorie říčního kontinua	16
2.6. Narušení říčního kontinua lidskou činností.....	18
2.7. Negativní aspekty působení nepůvodních druhů na vodní prostředí.....	20
2.8. Vliv invaze raka signálního na makrozoobentos	21
3. Metodika	23
3.1. Popis lokalit odběru a jejich parametry.....	23
3.2. Vzorkovací metody a zpracování vzorku v laboratoři.....	25
3.3. Analýza dat	26
4. Výsledky	26
4.1. Společenstvo makrozoobentosu, jeho sezónní dynamika a potenciální vliv odlovu raka signálního	26
4.2. Hodnocení na základě saprobního indexu	34
4.3. Hodnocení na základě indexů diverzity	35
5. Diskuze	37
6. Závěr	39
7. Přehled použité literatury.....	41
8. Seznam příloh:.....	47
9. Přílohy:.....	48
10. Abstrakt	49
11. Abstract.....	50

1. Úvod

Hodnocení makrozoobentosu v tekoucích vodách je jedním ze základních způsobů zjišťování dlouhodobého ekologického stavu toků. Makrozoobentosem se obecně označují všichni bezobratlí živočichové větší než 0,5 mm, kteří obývají dna vodních ekosystémů. Data o společenstvu se získávají s pomocí odběrů a následným vyhodnocováním vzorků podle standardizovaných metod (např. ČSN ISO 5667). Následně v laboratořích dochází k vybírání organismů ze sedimentů a jejich determinaci. Na základě takto získaných dat lze vysledovat některé vlastnosti toku, jako je saprobita, ale i proměnné které definují kvalitu samotného společenstva. Mezi ty patří početnost jednotlivých druhů (abundance), index diverzity (Shannon-Wienerův index) a druhová vyváženost (Evanness). Na základě statistických metod, lze vysledovat i zajímavější korelace. Těmi mohou být rozložení druhů během roku nebo, pokud máme kontrolní a srovnávací lokality, i třeba predáční a konkurenční vlivy některých sledovaných organismů.

Jedním z toků, který je takto dlouhodobě sledován pracovníky Výzkumného ústavu rybářského a hydrobiologického ve Vodňanech, je Křesanovský potok v úseku nad městem Vimperk, kde se nachází silná populace raka signálního (*Pacifastacus leniusculus*), který je v Evropě nepůvodním invazním druhem. Proto zde již od roku 2019, kromě odběru vzorků makrozoobentosu, zároveň probíhá jejich cílený intenzivní odlov. Účelem zmíněných odlovů je nejen snižování populace raka signálního na lokalitě, ale i sledování vlastností jedinců a samotné populace. Na základě vyhodnocování takto získaných dat je možné sledovat, jak se lokalita a její původně velice bohaté společenstvo bezobratlých vypořádává s invazí a jak na ni reagují jednotlivé druhy. Zároveň zjišťujeme jestli intenzivní odlov nějak podporuje populace citlivějších skupin.

Původní vize této bakalářské práce měla za cíl zjistit vliv raka signálního na společenstvo makrozoobentosu, ale vzhledem k absenci kontrolní nezasažené části toku (bez nepůvodního raka a s podobnými podmínkami), se hlavní zájem přesunul na hodnocení dynamiky společenstva v rámci roku a napříč podélným profilem. Nicméně údaje o množství odlovených raků signálních a jejich možný vliv na společenstvo budou v této práci zmíněny a diskutovány.

Hlavním cílem této práce bylo zjistit v jakém stavu je populace makrozoobentosu. Důležité bylo zaměřením se na druhovou diverzitu a abundanci jednotlivých druhů napříč pěti nejpočetnějšími řády a jejich rozložení během vzorkovací sezóny. Determinovány byli jepice (Ephemeroptera), pošvatky (Plecoptera), chrostíci (Trichoptera), Brouci (Coleoptera) a různonožci (Amphipoda). Hodnocení se provádělo na dvou úsecích, které se vzájemně lišily morfologií koryta. První část byla regulovaná, druhá měla spíše přírodní charakter. Na základě rozdílných parametrů zkoumaných lokalit se následně zjišťovalo jak a jestli vůbec, se tyto vlastnosti promítají do společenstva makrozoobentosu.

2. Literární přehled

2.1. Makrozoobentos v tekoucích vodách

Makrozoobentosem označujeme vodní bezobratlé živočichy dosahující velikosti větší než 0,5 mm, kteří jsou vázáni na dno tekoucích nebo stojatých vod. Ve většině případů se jedná o larvální stádia hmyzu, která obývají vodní prostředí na rozdíl od dospělých jedinců, kteří se pohybují mimo vodu. Velice často bývá doba trvání larválního stádia delší než život dospělých jedinců. Nejvýznamnější řády hmyzu (Insecta) tvořící společenstva makrozoobentosu jsou jepice (Ephemeroptera), pošvatky (Plecoptera), chrostíci (Trichoptera), dvoukřídlí (Diptera), brouci (Coleoptera), polokřídlí (Hemiptera), střechatky (Megaloptera) a vážky (Odonata). Dalšími hojně zastoupenými skupinami, které nepatří mezi hmyz jsou máloštětinatci (Oligochaeta), pijavice (Hirudinea), ale také různonožci (Amphipoda), stejnonožci korýši (Isopoda), ploštěnky (Turbellaria) a měkkýši (Mollusca) (Giller a Malmqvist, 2000).

Složení populace a početnost makrozoobentosu na sledovaném stanovišti ovlivňuje mnoho faktorů. Mezi ty nejdůležitější patří charakter dna, rychlost a typ proudění, teplota vody, dostupnost potravy, přítomnost predátorů a množství živin a kyslíku ve vodě (Lellák a Kubíček, 1991). Na druhou stranu makrozoobentos ovlivňuje růst perifytonu a udržuje tak nízkou hladinu jeho biomasy (Jowett, 2003), mění také koloběh živin tím, že zpracovává či mechanicky uvolňuje částice detritu ze substrátu. Ty se pak stávají dostupnými pro destruenty, kteří ho dále zpracovávají až na minerální látky. V neposlední řadě je makrozoobentos velmi významný zdroj potravy pro ryby, velké korýše (raky) a další druhy vodních organismů (Wallace a Webster, 1996).

2.2.Potravně funkční skupiny makrozoobentosu

Makrozoobentos se dělí do několika potravně funkčních skupin na základě způsobu získávání potravy. Tímto způsobem se makrozoobentos na drtiče (shredders), sběrače (collectors, gatherers), seškrabávače (scrapers), spásače (grazers), predátory (predators) a filtrátory (filterers) (Cummins, 1974).

Filtrátoři vychytávají svou kořist z volné vody nebo proudu. Seškrabávači a spásači se živí řasami na povrchu substrátů, zejména kamenů. Drtiči konzumují opadané listy obohacené o mikrobiální rozkladače, někteří se specializují na dřevní hmotu. Predátoři konzumují jiné živočichy. Sběrači se živí jemnými částicemi, které vznikají rozkladem organické hmoty ve vodě (podrobně tabulka č. 1) V raném období svého života však většina bezobratlých pravděpodobně funguje jako sběrači (Allan a Castillo, 2007).

2.3.Vodní toky a jejich dělení

Rozeznáváme dva typy kontinentálních vod: podzemní a povrchové. Povrchové se od podzemních liší časovým kolísáním chemismu a teploty vody v čase, menší mineralizací, nižšími koncentracemi železa, manganu, vyššími koncentracemi organických látek, proměnlivou koncentrací rozpuštěného kyslíku a oxidu uhličitého v závislosti na teplotě pH a oživení. Povrchové vody se dále dělí na tekoucí (lotické) a stojaté (lentické) (Kopáček a kol., 2020).

Tekoucí vody jsou charakteristické trvalým jednostranným prouděním vody. Organické a anorganické látky se do toků dostávají zaprvé splachem z povodí, nebo přítokem. Tyto zdroje se nazývají allochtonní. Druhým, autochtonním, je primární produkce fotosyntetizujících organismů. Ke ztrátě živin dochází vlivem odtoku, usazováním nebo odnosem biomasy. Toky se zvětšují s velikostí povodí. Směrem k ústí roste jejich šířka, hloubka, teplota vody, klesá spád koryta a rychlost proudění, mění se obsah kyslíku a charakter dna. V závislosti na těchto faktorech se také mění složení biocenózy v různých úsecích toku (Hartman a kol., 2005).

Tabulka č. 1: Základní potravně funkční skupiny makrozoobentosu, zdroje potravy a mechanismy jejího zpracování v tocích. Upraveno podle Allan a Castillo (2007).

potravně funkční skupina	zdroj potravy	mechanismus získávání potravy	příklady zástupců
drtiči – kouskovači (shredder)	nedřevnaté CPOM*, především listy a přidružená mikrobiota, zejména mikromycety dřeviny CPOM a	žvýkání	někteří chrostíci, pošvatky, korýši, dvoukřídlí a měkkýši
drtiči – živíci se dřevem (shredder/grouger)	mikrobiota, zejména houby; především jejich povrchová vrstva na dřevě	žvýkání	příležitostně některé druhy řádů dvoukřídlých, brouků a chrostíků
filtrátoři (filterer-collector/ suspension feeder)	FPOM** a mikrobiota, zejména bakterie a drobní autotrofové vodního sloupce	sběr potravy pomocí set, specializovaných filtračních aparatur nebo sítí a sekretů	sítě tkající chrostíci, muchničkovití + další dvoukřídlí a jepice
sběrači (collector, gatherer/ deposit feeder)	FPOM a mikrobiota, zejména bakterie, a biofilmy na povrchu	sbírají potravu z povrchu dna toku a z měkkého sedimentu	někteří zástupci jepic, pakomárů a pakomárců
seškrabávači (scrapers), spásači (grazers)	perifyton, zejména rozsivky a biofilmy + makrofyta	seškrabávání potravy z povrchů, nebo jejich spásání	některé druhy jepic, chrostíků, dvoukřídlých, motýlů a brouků
Predátoři	živá kořist (někdy mrchožrouti)	lov, hlavně kousání a napichování kořisti	vážky a střechatky, dále pak některé pošvatky, chrostíci dvoukřídlí, brouci a ploštice.

*Coarse particulate organic matter – hrubé organické částice větší než 1 mm

** fine particulate organic matter – jemné organické částice od 0,05 do 1 mm

Vodní toky se v podélném profilu dělí podle různých autorů různým způsobem, a to na základě někdy zcela odlišných kritérií.

Jedno ze základní dělení je podle hydrologického hlediska na řády. Jedná se o srovnání, které nezávisí na velikosti toku (Horton, 1945). Rozlišujeme relativní řádovost a absolutní řádovost. Relativní se počítá se od pramene k ústí, kdy pokud se stékají dva toky stejného řádu číslo toku se zvětší o jednu. Absolutní řádovost se počítá od ústí

k prameni, kdy přítoky mají vždy o jeden řád vyšší číslo než tok do kterého ústí. (obrázek č.. 1)



Obrázek č. 1: Vpravo relativní řádovost, konkrétně Strahlerova. Vlevo absolutní řádovost, konkrétně Graveliova klasifikace. Převzato z Zavoianu a kol., (2016, 2009).

Řád toku je ale jen přibližným měřítkem velikosti toku. Je koncepčně atraktivní a koreluje s řadou dalších, přesněji měřených vlastností jako jsou například odvodňná plocha, rozměr koryta nebo průtok (Allan a Castillo, 2007).

Často se toky dělí na základě velikosti povodí, délky toku, podélného sklonu toku a hydrologických poměrů. Na základě těchto parametrů jsou rozlišovány pramenné stružky, bystřiny, horské potoky, potoky, říčky, řeky a veletoky (Jůva a kol., 1984).

Bystřinami jsou nazývány krátké horské toky s malým povodím (do 50 km²). Obvykle mají nepravidelný říční profil, hluboce zaříznuté koryto, velký sklon dna (i více než 20%). Voda při prostupu krajinou překovává skalní prahy a stupně peřejemi, přepady nebo vodopády. Převládající proudění je bystřinné. Průtok v bystřinách bývá rozkolísaný v závislosti na intenzitě a četnosti srážek případně tání sněhu. V letním období mohou vysychat. Mají silné erozní účinky. Erozní materiál se ukládá v nižších úsecích.

Horské potoky jsou toky podhorských oblastí. Tvoří přechod mezi bystřinami a potoky s mírnějším sklonem dna. Podélný sklon horských toků je stále značná (až 20 %). Z toho vyplývá i stále velmi výrazný transport splavenin z bystřinných tratí. Erozní činnost je ale oproti nim již menší. Koryto je vyvinutější než u bystřin a začínají se na něm tvořit zákruty. Rozloha povodí bývá do 100 km². Rozvodí tvoří zpravidla kopce a

jejich svahy. Průtoky bývají rozkolísané, ale většinou nedochází k vysychání jako u bystrin.

Potoky jsou vodní toky pahorkatin a nížin. Mají sice menší povodí (do 100 km²), ale mají již vyvinuté údolí a vyrovnaný podélný sklon. Sklon se odvíjí od polohy toku v nížinných polohách bývá velmi malý 0,5 - 2 ‰. V pahorkatinách nebo oblastech s členitějším terénem může dosahovat až 10 ‰. Od toho se odvíjí i intenzita vymílání a odnosu splavenin dále po toku. Proudění bývá převážně říční, ovšem můžeme pozorovat i bystrinné úseky.

Řičky tvoří přechod mezi potokem a řekou. Povodí je již středně velké až velké (100 km² a více) s plně rozvinutou hydrografickou sítí. O charakteru toku a jeho průtokovém režimu, nerozhoduje již jen velikost povodí ale i další proměnné jako jsou meteorologické, orografické a hydrologické poměry.

Řeky jsou nížinné vodní toky s velkým povodí (150-2000 km²) členěným na dílčí povodí podle přítoků. Koryto je stabilní s vyvinutým profilem a vyrovnaným sklonem (0,1-2‰). Typické je říční proudění. Řeka vytváří široké říční údolí, které bývá za zvýšených průtoků zaplavované. Splaveniny jsou nejčastěji jemné (písek, kal), ale za zvýšených průtoků mohou být hrubší.

Veletoky jsou mohutné řeky ústící do moře, případně bezodtokých jezer. Povodí veletoků mají rozlohu více než 2000 m². Průtoky jsou velké a v závislosti na rozloze povodí jsou málo rozkolísané.

Další možné dělení je na základě teorie říčního kontinua (kapitola 2.5). I zde se zohledňuje fyzikální variabilita v rámci říčního systému a postupné gradování podmínek zahrnujících hloubku a šířku koryta, rychlost a objem proudu, a teplotou vody. Společenstva organismů pak odpovídají funkčně i strukturně toku s danými vlastnostmi. Organismy velice rychle reagují na jakékoli změny ve vlastnostech toku a vody (Vannote a kol. 1980).

Rozeznáváme: **horní tok** (headwaters), jedná se o řeky 1.-3. řádu podle relativní řádovosti. **Střední tok** (medium-sized streams), představují řeky 4.-6. řádu a **dolní tok** (large rivers), který je reprezentován řekami s řádem vyšším než 6.

Illies a Botosaneanu (1963) dále rozpracovali tuto teorii a dělí toky na základě oživení. Tomuto dělení se budu věnovat samostatně v následující kapitole, protože je hojně využíváno při biologickém hodnocení toků.

Pramenná čísta je nazývána **krenál** (krenon a v rámci něj rozlišujeme eukrenál, což je vlastní pramen, tedy přechodný biotop mezi vodami podzemními a povrchovými. Z pramene vytékající potůček, nebo pramenná stružka je nazývána hypokrenál. V rámci **ritrálu (ritronu)** - rozlišujeme epiritrál, který vznikne po spojení několika pramenných stružek a kam lze zařadit také malé pstruhové potoky. Spojením malých pstruhových potoků vznikne malá říčka neboli metaritrál. Jako hyporitrál potom označujeme toky lipanového pásma nebo také podhorské toky. První zónou **potamálu** (potamonu) je epipotámál, což je střední úsek toku na němž můžeme pozorovat střídání proudivých a klidných úseků. Následující úsek se nazývá metapotamál a tímto výrazem se označují nížinné meandrující toky. Posledním úsekem toku před ústím do moře je hypopotamál, který je již výrazně ovlivňován mořem.

V minulosti bylo také často používané dělení toků podle převažujícího druhu jepic a to na 5 zón – ameletová, rhitrogenová, ecdyonnurová, oligoneuriellová a ephoronová zóna (Zelinka 1953).

2.4.Oživení zón a podzón podle Illies a Botosaneanu (1963)

Krenon

Eukreon

Jedná se o přechodný biotop mezi podzemní a povrchovou vodou. Rozlišujeme reokreny, limnokreny, helokreny a jejich přechodné formy. Reokreny vyvěrají přímo do vodního toku nebo nádrže. Limnokreny vytváří tůňku nebo studánku a až následně z ní vytéká pramenný odtok. Helokrenon je vývěr na větší ploše např. bažiny nebo mokřady. Teplota vody je podobná teplotě vzduchu a málo kolísá. Specifické jsou termální prameny, jejichž teplota je vyšší. Pramenná společenstva bývají druhově chudá, zato silně specifická. Liší se podle velikosti vodnatosti a nadmořské výšky. Organismy vyhledávající pramenné oblasti se nazývají kreobionti. Jedná se zejména o živočichy jako jsou například plži *Bithynella austriaca* a *Sadleriana pannonica*, brouci *Hydroporus ferrugineus*, chrostíci *Crunoecia irrorata* a *Beraea pullata* nebo ploštěnka *Crenobia alpina*. Při příznivých světelných podmínkách zde můžeme najít některé řasy a sinice jako například *Diatoma hiemale*, *Melosira arenaria*, *Surirella spiralis*, nebo *Chamaesiphon*.

Hypokrenon

Jedná se o potůček odvodňující prameniště. Vyznačuje se většinou malou vodnatostí. Teplota bývá shodná s teplotou pramene (při zastínění). Oživení se liší na základě terestrického prostředí, kterým tok protéká. Toky jehličnatých lesů bývají druhově chudší. Z živočichů se zde můžeme setkat s ploštěnkami *Cenobia alpina* a *Polycelis cornuta*, jepicemi *Ameletus inopinatus*, od kterých je odvozeno ameletové pásmo, chrostíci *Synagapetus sp.*, *Apatania sp.*, *Ernodes sp.* a pošvatky *Nemurella picteti*. Po toku sem mohou migrovat blešivci *Gammarus fossarum*, ploštěnka *Dugesia gonocephala*, pár dalších druhů hmyzu a výjimečně za příznivých podmínek také ryby, například pstruh obecný (*Salmo trutta m. fario*). Z primárních producentů se zde můžeme setkat s rozsivkami *Diatoma hiemale*, *Campylodiscus noricus*, *Meridion circulare* a ruduchami *Hildebrandia rivularis*.

Ritron

Epiritron

Jedná se již o vodnatější tok s často velkým spádem, kamenitým dnem, dostatkem kyslíku a celoročně relativně nízkou teplotou vody, která se pohybuje v létě maximálně okolo 16 °C. Poměr proudivých částí vůči klidným je 4:1 a větší. Jedná se o tzv. ritrogenové pásmo, jedny z nejčastěji se vyskytujících druhů jepic jsou *Rhithrogena semicolorata* a *Baetis alpinus*. Mezi další druhy patří ploštice *Dugesia gonocephala*, chrostíci *Brachycentrus montanus* a *Odontocerum albicorne*, brouci rodu *Elmis* a *Hydraena*, vodule, pakomáři, přísalky, pošvatky a další. Jako charakteristické ryby těchto úseků jsou považovány oba druhy vranek *Cottus gobio* a *C. poecilopus*, střevle potoční *Phoxinus phoxinus*, a mihule potoční *Lampetra planeri*. Z primárních producentů tu můžeme najít rozsivky *Ceratoneis arcus* a *Diatoma vulgare*, ruduchy a zlativky *Hydrusus foetidus*.

Metaritron

Jedná se o přechod mezi epiritronem a hyporitronem. Vzniká spojením několika potoků. Vodnatost se pohybuje okolo 1 m³.s⁻¹. Oživení úseku je v základu obdobné epiritronu, ale je obohaceno o některé druhy z hyporitronu. V Ichtyofauně zde převládá pstruh obecný (pstruhové rybí pásmo).

Hyporitron

Vzniká soutokem několika pstruhových říček. Spád toku je zde již nižší, koryto se rozšiřuje a substrát dna se skládá převážně z malých kamínků, přičemž se zde mohou tvořit písčité a štěrkové okrsky. Poměr proudivých zón a klidných zón je asi 2:1. V toku

se tvoří tišiny a hlubší tůňky. Teplota vody je zde již relativně proměnlivá. V létě se může pohybovat i okolo 20 °C. Obsah organických látek je vyšší. Kyslíkové poměry bývají velmi dobré a bývají doplňovány fotosyntetickou činností rostlin. Kombinace světla, dostatku živin a příznivých kyslíkových poměrů vede k vysoké druhové diverzitě, a to hlavně řas, makrofyt např. rody *Callitriche* a *Ranunculus* a na ně vázaných organismů. Z makrozoobentosu se zde hojně vyskytují pošvatky rodu *Perla*, jepice rodu *Ecdyonurus* (ecdyonurové pásmo), *Epeorus* a *Baetis rhodani*, chrostíci rodu *Hydropsyche* a *Rhyacophila*, dále pak muchničky, pakomáři a další dvoukřídlí. Z ryb se zde můžeme setkat nejčastěji s lipanem podhorním *Thymallus thymallus* (lipanové rybí pásmo), pstruhem potočným, vrankou obecnou, mřenkou mramorovanou *Barbatula barbatula* a jelci *Squalius cephalus* a *Leuciscus aspius*.

Potamon

Epipotamon

Řeka má široké mělké koryto, ve kterém se střídají úseky s tišinami a přejemi. Poměr proudivé a břehové části je 1:2. Dno toku je kamenopísčité a podíl detritu je oproti vyšším úsekům vyšší. Teploty vody dosahují v létě i přes 25 °C a denní koncentrace kyslíku bývá vyšší než noční. Důležitou součástí trofického systému jsou rostliny. Hlavně nárosty rozsivek, vláknitých řas a sinic. Časté jsou i porosty vyšších rostlin v litorálu. Můžeme se zde setkat s jepicemi *Oligoneuriella rhenana* (oligoneurielové pásmo), které žijí v proudivých částech a s rody *Heptagenia* a *Ephemerella*, které žijí přitisknutí na kamenech. V pomaleji proudících úsecích žijí rody *Caenis* a *Potamanthus*. Dalšími organismy jsou pošvatky rodu *Perlodes*, *Isogenus* a *Taeniopteryx*, mnoho rodů chrostíků, pijavice, ploštěnky, máloštětinatci (Oligochaeta), mlži (Bivalvia), plži (Gastropoda) a další. Ve volné vodě pak žijí korýši, vířníci a planktonní řasy. Z ichtyofauny, která je velmi bohatá zmíním parmu obecnou *Barbus barbus* podle které se toto pásmo označuje jako parmové.

Metapotamon

Řeka protéká širokým otevřeným údolím nebo nížinou. Vyznačuje se vysokým průtokem, větší hloubkou a malým spádem. Jedná se o meandrující toky. Poměr proudivé a břehové části toku je 1:4. Dno je písčité u břehů písčito bahenité. Teplota vody v létě přesahuje 25 °C a kyslíkové poměry jsou velice variabilní. Břehy obsazují korýši, měkkýši a jepice rodů *Palingenia* a *Ephron* (Ephronové pásmo), larvy pakomárů, brouci čeledi Parnidae. Ve volné vodě jsou hojné rozsivky, chlorokokální řasy, bičíkovci, korýši a vířníci.

Vedoucím druhem ichtyofauny je cejn obecný *Abramis brama* (cejnové pásmo) a další druhy kaprovitých a dravých ryb.

Hypopotamon

Úsek toku ovlivňovaný mořským prostředím. U nás se s ním nesetkáme. A proto není pro rámec této práce podstatným.

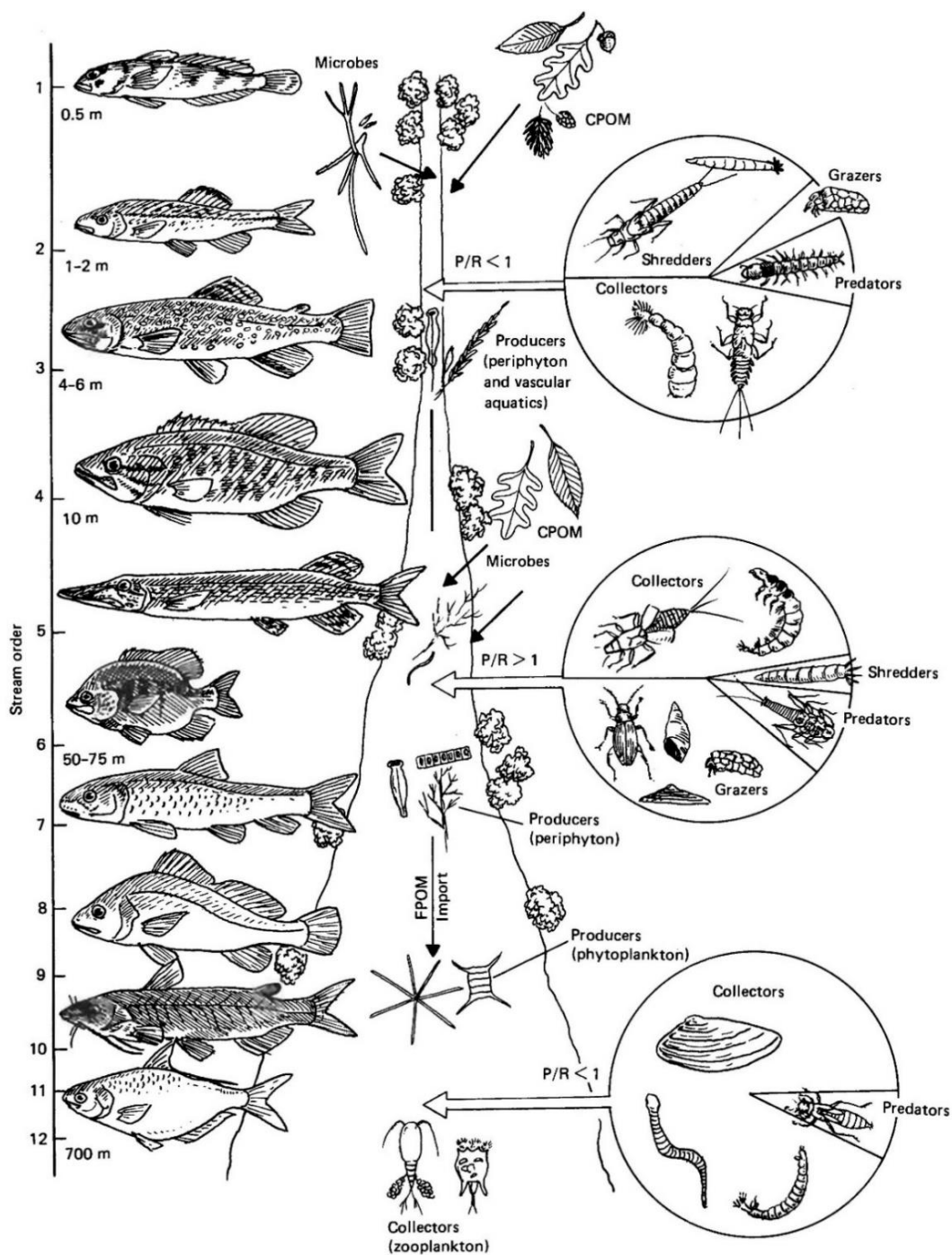
2.5. Teorie říčního kontinua

Teorie říčního kontinua (RCC – River Continuum Concept) je ekosystémovým pohledem na řeky, který se vyvíjí od 60. let 20. století. Poprvé ji publikoval Vallete a kol. (1980). Hypotéza popisuje vývoj říčního ekosystému od pramene po ústí a odhaluje důležitost vnosu mrtvé organické hmoty z terestrického prostředí do toků, jako zdroje potravy pro bezobratlé organismy v nich žijících. Dále se zaměřuje na její strukturu, funkci, transport a ukládání v délce koryta řeky. (Minshall, 1967, Kaushik a Hynes 1968).

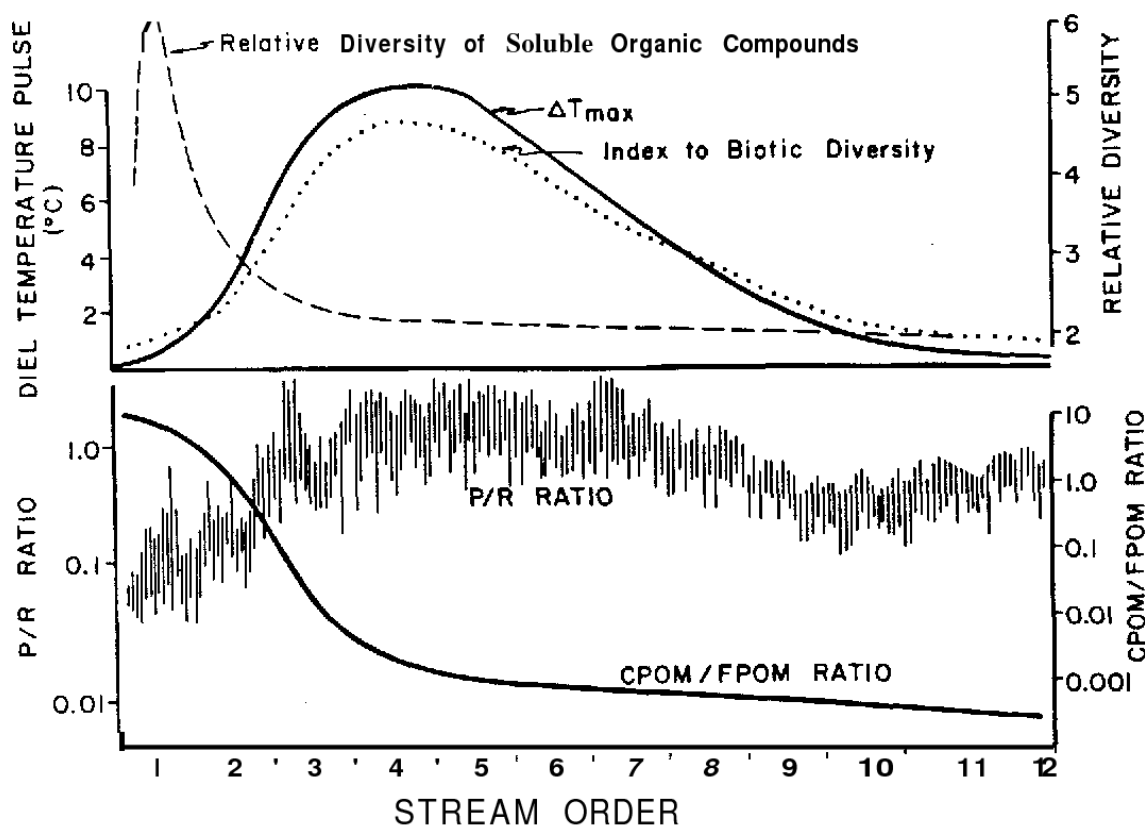
Většina mrtvé organické hmoty, hlavně opadu, která se dostává do pramenných oblastí, je postupně zpracovávána v řece po proudu prostřednictvím zoobentosu, převážně larválními stadii různých skupin hmyzu. Tyto organismy ji rozkládají na jednodušší složky, které se mohou zapojit do dalších procesů. Poměr a složení těchto skupin organismů se mění podle toku řeky. V horním toku řeky jsou hlavními skupinami drtiči a sběrači. Ve středním toku se zvýšil počet spásáčů živících se perifytonem, na úkor drtičů z horního toku. V dolním toku, jak se organická hmota přeměňuje na jemné částice, se stávají sběrači dominantní (Allan, 1995). Poměr predátorů zůstává ve všech partiích toku obdobný (obrázek č. 2).

Teorie říčního kontinua se prokazuje na změně obsahu organických látek, teploty, druhové rozmanitosti organismů a poměru P/R (hrubé primární produkce na respiraci) v závislosti na řádu toku (Lellák a Kubíček, 1992) (obrázek č. 3).

Z tohoto modelu je patrný největší přísun organických látek v horních úsecích toku, a to díky zdrojům v terestrických systémech. V závislosti na typu vnášeného materiálu se liší délka jejího zpracování v toku. Nejlépe se rozkládá listí, později jehličí a nejdéle trvá rozklad dřevní hmoty (i několik let). Přičemž v horních částech toku převládá CPOM nad FPOM na rozdíl od dolních úseků, kde je tomu naopak, a navíc se celkové množství partikulovaných částic snižuje.



Obrázek č. 2: Charakteristika říčního ekosystému podle teorie říčního kontinua (<http://educationally.narod.ru/freshwaterecostreams/photoalbum.html>).



Obrázek č. 3: Hypotetické rozložení vybraného parametru v říčním kontinuu od pramenných vývěřů po řeku dvanáctého řádu. Parametry zahrnují heterogenitu rozpustné organické hmoty, maximální denní teplotní výkyvy, celkovou biotickou diverzitu v říčním korytě, poměr hrubých a jemných organických částic a poměr P/R. Zdroj: Vannote a kol. (1980)

Nejvyšší druhová diverzita ve střední části toku, je podle Vannote a kol. (1980) dána tím, že od pramene po proudy přibývá množství druhů hmyzu, a naopak od ústí přibývá množství druhů koryšů a měkkýšů.

Teplotní výkyvy jsou v pramenné oblasti jsou malé díky stálé teplotě zdroje z podzemí, díky zastínění vegetací v horní části toku a díky velkému objemu vody v dolní části toku. Střední část je výrazněji ovlivňována slunečním zářením.

Poměr P/R je určován hlavně zastíněním toku a přísunem živin po proudy. Zastíněné toky mají nízkou primární produkci. Nížinné toky jsou zasaženy imitovány zákalem a hloubkou, tudíž převažuje respirace. Nejvyšší primární produkci mají střední toky.

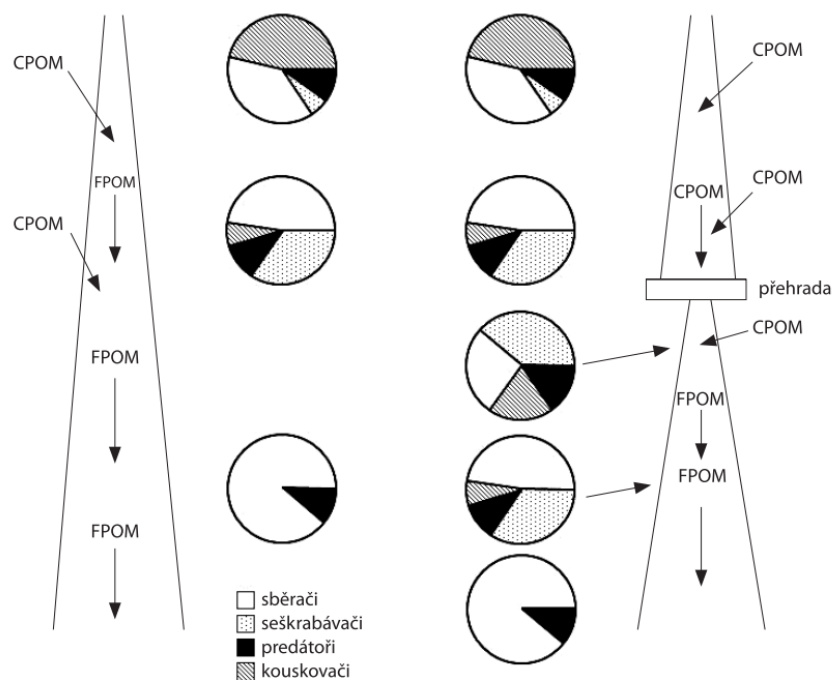
2.6. Narušení říčního kontinua lidskou činností

Člověk svou činností zasahuje do říční krajiny již od starověku a mění ji v závislosti na tom, jak plánuje tok a jeho okolí využívat. K určité regulaci a usměrňování toků

docházelo na našem území už od středověku. Ovšem k masivním úpravám docházelo až od 19. století spolu s rozvojem průmyslu a dopravy. Regulace a meliorace toků se přesunuly od jednotlivých maloplošných zásahů po velkoplošné komplexní úpravy celých toků (Bičík a kol., 2001; Bičík a Jeleček, 2009). Tyto stavební úpravy se zaměřovaly především na ochranu sídel před škodlivými účinky vody a její využívání v průmyslu a zemědělství. Docházelo ke zkapacitňování, napřimování a k opevňování koryt, což usnadňovalo plavbu a odběry vody. Také probíhaly hrazenářské práce, a to nejprve v horských oblastech jako ochrana před povodněmi a později se začaly budovat i na velkých tocích z důvodů vodárenských, energetických a jiných (Just et al. 2003; Němec a kol., 2014). Od 50. let dvacátého století se k úpravám koryt velkých toků přidalo socialistické zemědělství a s ním spojené meliorace zemědělských půd. Ty vedly k odvodnění více než 1 milionu hektarů půd, což mělo za následek změnu odtokových poměrů, zvýšení eroze břehů a s tím spojený odnos živin a zvýšení trofie (Němec a kol. 2014). Tyto úpravy vedly ke smývání rozdílů mezi habitaty. Dopad všech těchto vlivů se projevil na masivním úbytku druhů a početnosti makrozoobentosu napříč všemi řádami toků (Bojková, 2009).

Ještě větším problémem než znečištění toků, je jejich již zmíněné zahrazení a zánik mozaiky stanovišť (Bauernfeind a Moog, 2000). Hrazením se míní budování příčných překážek na toku za účelem nadržení vodní hladiny hlavně pro odběr vody. Dochází tím k ovlivnění toku po i proti proudu v délce od desítek metrů po desítky kilometrů v závislosti na výšce vodního stupně. Mezi hlavní změny pro ekosystémy tekoucích vod patří změna hydrologického a teplotního režimu, změny odnosu a ukládání plavenin a s tím související morfologie a granulometrie sedimentů. Nad hrází vzniká umělá zdrž. Pod hrází dochází u odběrových zdrží k výraznému snížení průtoku. U velkých víceúčelových vodárenských nádrží postavených na dolním nebo středním toku dochází k jiným, avšak neméně výrazným změnám. Jejich hlavním činitelem je vypouštění chladné, plaveninprosté (tzv. hladové) vody z hypolimnia (vrstva vody, kam již nedopadá sluneční záření). Toky získávají v mnoha ohledech charakter horských vodotečí a vzniká tak druhotné pstruhové pásmo. Tomuto jevu se říká montanizace nebo také ritralizace (Verdonschot a Moog, 2006). Vliv je patrný na celém vodním společenstvu. Mění se druhová skladba, abundance a biomasa makrozoobentosu, ryb a s nimi i primární produkce úseku (Helešic a Kubíček 1999).

Hrazením dochází také k přerušení říčního kontinua. Dochází k výrazným posunům v distribuci organické hmoty a díky tomu i ke změně v poměrech potravních skupin makrozoobentosu (obr. 4). Na základě těchto zjištění byla stanovena teorie přerušení říčního kontinua (SDC – serial discontinuity concept) (Ward a Stanford, 1983).



Obrázek č. 4: Vliv přehradní nádrže na distribuci organické hmoty a potravních specialistů (CPOM – hrubá organická hmota, FPOM – jemná organická hmota); zdroj: Adámek a kol., (2010).

2.7. Negativní aspekty působení nepůvodních druhů na vodní prostředí.

Terestrické i vodní ekosystémy jsou obecně velmi náchylné k biologickým invazím (Parker a kol., 1999), které jsou v dnešní době jednou z nejzásadnějších příčin vymírání druhů, a to jak ve vodních, tak v terestrických ekosystémech (Lowe a kol., 2000). Negativní projevy biologických invazí se projevují na biologické rozmanitosti (Zavaleta et al. 2001), genetické diverzitě původních druhů (Fitzpatrick a kol., 2010) nebo narušují strukturu potravní sítě v ekosystému (Taylor a kol., 1984).

Vliv nepůvodních druhů na původní společenstva může být buď přímý nebo nepřímý. Mezi přímé vlivy patří konkurence, predace nebo vytlačování do méně vhodných habitatů. Nepřímý vliv se projevuje hlavně na trofické kaskádě. Všechny tyto procesy

vedou ke změně struktury a narušení fungování celého ekosystémů (Bondar a kol., 2005; Gutiérrez a kol., 2014; Strayer, 2010).

Jednou z nejvýznamnějších a také nejúspěšnějších skupin invazních organizmů ve vodním prostředí jsou raci (Astacidea, Astacoidea) (Twardochleb a kol., 2013). Mezi ty invazní patří celosvětově okolo 30 druhů (Gherardi, 2010). Jejich dopad je pozorovatelný napříč trofickými úrovněmi. Raci jsou se svojí velikostí a délkou života velmi významnou součástí bentických společenstev sladkých vod (Lodge a Hill, 1994; Sousa a kol., 2013). Jako potravním generalistům se jejich preference v potravě mění v závislosti na věku, ročním období a fyziologickém stavu daného jedince (Goddard, 1988).

Invazní druhy raků mají oproti původním druhům hned několik konkurenčních výhod. Jedná se většinou o r-stratégy, tudíž rychleji rostou, dříve dospívají a mají více potomstva než naše původní druhy (Peay a kol., 2009, Hudina a kol., 2013). Také vytvářejí hustější populace, než např. rak bělonohý (*Austropotamobius pallipes*), který je původní v Anglii, což vede k razantnímu úbytku potravy pro ostatní druhy, včetně bentických druhů ryb (Carpenter, 2005). S těmito druhy také soupeří o úkryty, což je podle Millera a kol. (1992) více limitující faktor než nedostupnost potravy. V konečném důsledku mají nepůvodní raci silný negativní vliv na fungování celého vodního ekosystému, do kterého byli introdukováni (Doherty-Bone a kol., 2018). V České republice se můžeme setkat ve volné přírodě nejčastěji se 3 druhy invazivních raků, a to s rakem signálním (*Pacifastacus leniuscululus*), rakem pruhovaným (*Faxonius limosus*) a rakem mramorovaným (*Procambarus virginalis*) (Svobodová a kol., 2020).

2.8. Vliv invaze raka signálního na makrozoobentos

Rak signální pochází ze Severní Ameriky. V Evropě je považován za invazivní druh a na lokalitách kde se nachází vytlačuje původní druhy raků. Mnoho studií prokázalo jeho vliv na společenstva makrozoobentosu oproti lokalitám, kde se rak signální nevyskytuje (Wilson a kol., 2004; McCarthy a kol., 2006; Ruokonen a kol., 2016; Mathers a kol., 2016). Změny jsou definovány zejména snižováním biodiverzity a změnami početnosti většiny druhů (Crawford a kol., 2006; Ruokonen a kol., 2014; Ercoli a kol., 2015).

Tento druh svou činností aktivně mění říční prostředí, a to převážně dno a břehy toku. Nejnápadnější je norování, které uvolňuje do řeky velké množství suspendovaných sedimentů, hlavně těch jemných. To na jedné straně vede k erozi břehů a hrází, čímž se snižuje jejich stabilita (Holdich a kol., 1999; Holdich, 2000; Harvey a kol., 2014), na

straně druhé uvolněný sediment zvyšuje zakalení vody a zanáší mezery mezi kameny a oblázky a mění tím charakter dna (Faller a kol., 2016; Rice a kol., 2016). Tyto změny mají pozitivní dopad na druhy, které jsou vázané na písčité či bahnité sedimenty. Naopak na druhy, které jsou vázané na oblázkový substrát, mají tyto změny dopad negativní (Mathers a kol., 2020).

Vliv raka signálního na jednotlivé skupiny makrozoobentosu je různý v závislosti na životních strategiích a habitatových preferencích. Zaznamenatečné projevy se na bentických společenstvech projevují někdy i 5-10 let od invaze rakem signálním (Mathers a kol., 2016).

Druhy hmyzu s víceletým životním cyklem bývají invazemi ohroženy více než druhy jednoleté. V prostředí s vysokým predčním tlakem raka mají totiž daleko menší šanci na to, že se jim povede dokončit celý vývojový cyklus a rozmnožit se (Mathers a kol., 2020). Také taxony velkých dravých druhů (pošvatky z čeledi Perlidae) reagují negativně na konkurenci o potravu a predaci hlavně od větších jedinců raka. Naopak druhy makrozoobentosu živící se organickou hmotou, jsou invazí ovlivňovány většinou pozitivně (Ruokonen a kol., 2016; Usio a kol., 2006).

Početnost pijavek (Hirudinae) na lokalitách s nepůvodními druhy raků významně klesá a může dojít i k jejich vymizení. Důvodem je měkký povrch těla a sedentární způsob života (Stenroth a Nyström, 2003; Crawford a kol., 2006). Podobně jsou na tom i zástupci měkkýšů (Mollusca) (Weber a Lodge, 1990; Lodge a Hill, 1994; Dorn, 2013), kdy jsou predací ohroženi obzvláště plži (Gastropoda) (Nyström a kol., 1996).

Podle analýzy střev raka signálního tvoří značnou část jejich obsahu střev u všech věkových skupin raka signálního zelené řasy (*Cladophora*), pakomáři (Chironomidae) a jepice. Pro menší jedince jsou významní chrostíci a vodní brouci a u velkých raků pak i měkkýši (Guan a Wiles, 1998). Existuje řada terénních studií na tekoucích vodách, které naznačují, že přítomnost jedinců vodních brouků z čeledi Elmidae na lokalitě může značit nepřítomnost raka signálního (Bjurström a kol., 2010; Ruokonen a kol., 2014, 2016).

Společenstvo jepic vykazuje velice rozdílné reakce na přítomnost raka signálního (McCarthy a kol., 2006; Keller a Ruman, 1998; Usio a Townsend, 2004). Pohyblivější druhy (Baetidae) mají jistou výhodu oproti těm méně pohyblivým (Leptophlebiidae) (Mathers a kol., 2018; Peckarsky, 1996). Jak již bylo řečeno výše, velké druhy dravých pošvatek (Perlodidae, Perlidae) jsou v invadovaných tocích početně velmi redukovány, a to z důvodu pravděpodobné konkurence s mladšími vývojovými stádii raka (Crawford a

kol., 2006; Ruokonen a kol., 2014). Zástupci chrostíků se s introdukcí a jejím vlivem potýkají různě. Populace některých čeledí (Lepidostomatidae, Polycentropodidae, Rhyacophilidae) jsou redukovány, jiné, hlavně schránkaté druhy (Glossosomatidae a Goeridae), mohou prosperovat a být hojnější (Becker, 2001; Cox a Wagner, 1989; Nijboer, 2004).

3. Metodika

3.1. Popis lokalit odběru a jejich parametry

Křesanovský potok je levostranným přítokem řeky Volyňky a protéká městem Vimperk. Sledovaný úsek se nachází nad městem nad přírodním koupalištěm u restaurace Vodník. Vzorkovalo se proti proudu až k propustku pod silnicí č. 145. Celková délka úseku byla 450 metrů, rozdělena po 50 m úsecích, ve kterých se odebíraly vzorky (Obrázek č. 5).



Obrázek č. 5: Situační mapa Křesanovského potoka tekoucího nad městem Vimperk. Trojúhelníky značí hranice dolního a horního úseku.

Tok byl pro zjednodušení rozdělen na dvě části, které jsou morfologicky rozdílné. Spodní úsek (0–200 m), tady vzorek 1-4 byl v minulosti regulován. Koryto je zařízlé

hluboko do okolní krajiny, převládají zde proudné úseky, dnový substrát je převážně kamenitý (Obrázek č. 6a). Navazující úsek (200–450 m) začíná nad zaústěním bezejmenného potoka až po stupeň před silničním propustkem. Jedná se část toku s vyšším podílem pomaleji proudících úseků, daným několika polopřirozenými stupni na celém úseku (nadržují vodu pro účely zasněžování v zimním období). Pod stupni je dno kamenité s rychleji proudící vodou, dále pak převažují části s pozvolným prouděním a písčitém či štěrkovitým dnem s jemnějšími usazeninami (Obrázek č. 6b).



Obrázek č. 6: Tok Křesánovského potoka v jeho spodní části s převažujícím regulovaným korytem (a) a v jeho horní části se střídajícími se méně proudnými a peřejnatými částmi (b).

Primárně se lokalita Křesánovského potoka do hledáčku kolegů z FROV dostala díky velmi početné populaci raka signálního (*Pacifastacus leniusculus*). Na lokalitě tak probíhal kromě odběru bentosu i odchyt raka signálního. Odběr makrozoobentosu probíhal v předstihu (obvykle den předem) před vlastním odlovem raků. Spodní úsek byl osídlen nižším počtem raka signálního než úsek horní. Odlovení raci byli po odchytu odvezeni z lokality do laboratoře VURH, kde probíhalo detailní měření a vážení (Tabulka č. 2).

Tabulka č. 2: Množství odlovených dospělých a juvenilních jedinců raka signálního na Křesanovském potoce.

datum	úsek	Dospělci (početnost $\pm$ SD)	Juvenilové (početnost $\pm$ SD)
09.04.	0-200	16 $\pm$ 3	3 $\pm$ 1
12.05.	0-200	91 $\pm$ 8	58 $\pm$ 5
07.06.	0-200	165 $\pm$ 17	128 $\pm$ 15
15.07.	0-200	388 $\pm$ 23	261 $\pm$ 21
09.08.	0-200	268 $\pm$ 19	199 $\pm$ 16
13.09.	0-200	248 $\pm$ 21	162 $\pm$ 16
06.10.	0-200	87 $\pm$ 7	52 $\pm$ 5
09.04.	200-450	54 $\pm$ 4	10 $\pm$ 2
12.05.	200-450	150 $\pm$ 11	81 $\pm$ 5
07.06.	200-450	443 $\pm$ 21	299 $\pm$ 19
15.07.	200-450	429 $\pm$ 30	241 $\pm$ 23
09.08.	200-450	434 $\pm$ 62	281 $\pm$ 44
13.09.	200-450	1101 $\pm$ 71	782 $\pm$ 49
06.10.	200-450	315 $\pm$ 26	256 $\pm$ 23

3.2. Vzorkovací metody a zpracování vzorku v laboratoři

Odběr vzorků makrozoobentosu byl prováděn od dubna do října roku 2020 vedoucím a konzultantem této práce. Odběrů vzorků jsem se tak osobně nezúčastnila.

V každém 50metrovém úseku byly odebrány dva vzorky pomocí Surberova odběráku s ohraničenou vzorkovací plochou 0,09 m². Následně došlo k promytí na sítích s velikostí ok 2 a 0,5 mm. Vzorky byly převedeny do uzavíratelných plastových vzorkovnic o objemu 0,5 l a konzervovány technickým lihem.

V laboratoři došlo k vybírání jednotlivých bentických organismů ze vzorků. Na bílé fotomisce byl vzorek rozplaven a rozprostřen. Organismy ze vzorku byly vybírány entomologickou pinzetou do malých vzorkovnic s technickým lihem a již v této fázi tříděny na hlavní taxonomické skupiny (jepice, pošvatky, chrostíky, brouky, blešivce a ostatní).

Následovala determinace jednotlivých organismů na nejnižší možnou taxonomickou úroveň, většinou do druhu. U jednotlivých druhů byla zjišťována jejich početnost a

biomasa. Po zpracování byli jedinci vráceni do vzorkovnic s lihem. U některých jedinců bylo vzhledem k jejich nízkému instaru, malé velikosti či špatnému stavu jedince přistoupeno k určování do rodu nebo čeledi. Determinace probíhala s využitím binokulární lupy Olympus SZX16 a stereomikroskopu Olympus BX51, a determinační literatury na jednotlivé taxonomické skupiny (Rozkošný a kol., 1980; Eiseler, 2005; Soldán, 1998; Wallace a kol., 1990; Waringer a Graf, 2011; Straka a Sychra, 2007).

U dvou vzorků, konkrétně u červencových úseků 300-350 a 350-400, nebylo možné provést determinaci z důvodu absence vzorků.

3.3. Analýza dat

Společenstvo makrozoobentosu bylo krom klasického druhového složení popsáno také různými indexy. Pro porovnání obou úseků v průběhu roku byla spočítána celková abundance jednotlivých řádů, počet nejnižších taxonomických jednotek (Richness), Shannon-Wienerův index diverzity (H') a saprobní index společenstva (S_i). Pro výpočet indexů byla použita data o saprobní hodnotě a indikační váze taxonu z webové stránky <http://www.riverchange.cz/> v kombinaci s daty z ČSN 75 7716.

Pro vyhodnocení dat byly použity programy Microsoft Excel, R a Canoco. Přičemž za naprogramování grafů v posledních dvou zmíněných vděčím svému konzultantovi panu Ing. Marku Letovi Ph.D. Byly využity ordinální, lineární a nelineární metody pro zjišťování potenciálních vztahů mezi stanovenými metrikami makrozoobentosu a dobou vzorkování, a biomasou nebo početností odlovených raků signálních.

4. Výsledky

4.1. Společenstvo makrozoobentosu, jeho sezónní dynamika a potenciální vliv odlovu raka signálního

Průměrná početnost společenstva makrozoobentosu v rámci sezóny kolísala od 686 do 2285 ind. $\cdot$ m⁻² a dosahovala průměrné biomasy od 2,7 do 11,43 g.m⁻² (Tabulka č. 2). Všechny determinované druhy/vyšší taxonomické jednotky a jejich rámcové zastoupení ve společenstvu jsou uvedeny v tabulce 3.

Tabulka č. 3: Tabulka průměrných abundancí a biomasy se směrodatnými odchylkami na m² vzorkovaných úseků

	Úsek 0 – 200 m		Úsek 200 – 450 m	
Datum	průměrná abundance (ind· m⁻²) ±SD	Průměrná biomasa (g·m⁻²) ± SD	průměrná abundance (ind· m⁻²) ±SD	Průměrná biomasa (g·m⁻²) ± SD
09.04.	2285± 1040	10,19 ± 4,97	1377 ± 139	9,93 ± 2,98
12.05.	883± 387	4,59 ± 3,19	924 ± 265	3,96 ± 1,78
07.06.	1896 ±141	9,29 ± 1,08	1231 ± 579	3,85 ± 1,70
15.07.	1649 ±182	6,38 ± 1,18	1407 ± 132	4,42 ± 2,08
09.08.	871 ±162	3,02 ± 0,64	686 ± 110	2,90 ± 0,98
13.09.	1715 ±434	7,68 ± 1,82	1080 ± 292	5,25 ± 2,20
06.10.	2247 ±987	11,43 ± 4,61	759 ± 218	2,70 ± 0,59

Na celém hodnoceném úseku byly ze všech determinovaných jedinců početně nejhojnější larvy jepic, které dosahovaly hodnot $37,86 \pm 12,80$ % a pošvatek s $31,05 \pm 15$ %. Podíl blešivců byl $16,95 \pm 9,07$ %, larev chrostíků $8,31 \pm 4,34$ % a brouků $5,84 \pm 1,63$ %. Ovšem co se týče relativní biomasy, pak jepice zaujímaly $33,87 \pm 13,90$ %, chrostíci $31,97 \pm 17,93$ %, blešivci $20,83 \pm 9,7$ %, pošvatky $11,96 \pm 7,25$ % a brouci pouhých $1,41 \pm 0,77$ % z celkové biomasy makrozoobentosu.

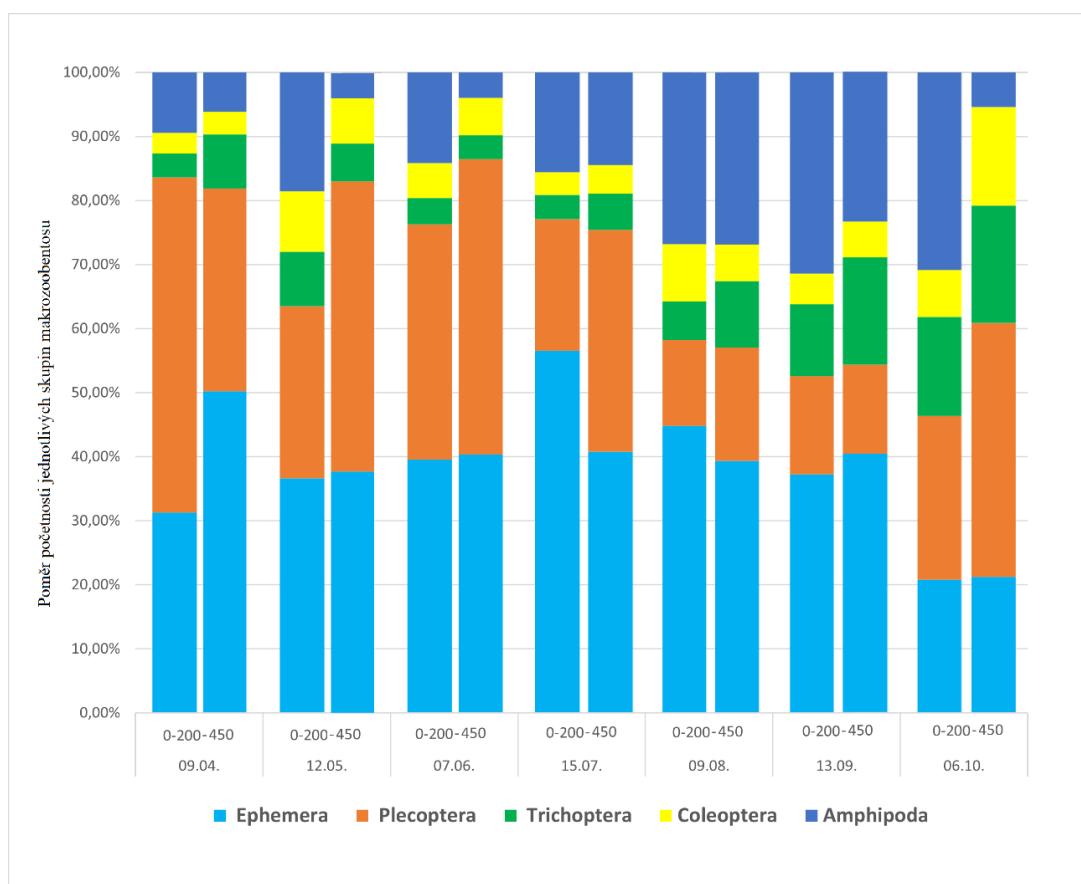
Poměrné rozložení abundance a hmotnosti řádů na sledovaných úsecích v rámci sezóny je znázorněno v grafech 1 a 2. Dominantní larvy jepic a pošvatek dosáhly maximální abundance v červencovém odběru v úseku 0-200 (56,53 %) pro první jmenovanou a v dubnovém odběru v úseku 0-200 (52,33 %) pro druhou skupinu. Na hmotnost biomasy dominantní blešivci a larvy chrostíků dosáhly maxima pro první zmíněné v srpnovém odběru v úseku 200-450 (54,63 %) a v říjnovém odběru v úseku 200-450 pro druhé.

Tabulka č. 3 Souhrn determinovaných taxonů nalezených ve vzorcích z lokality a jejich orientační dominance

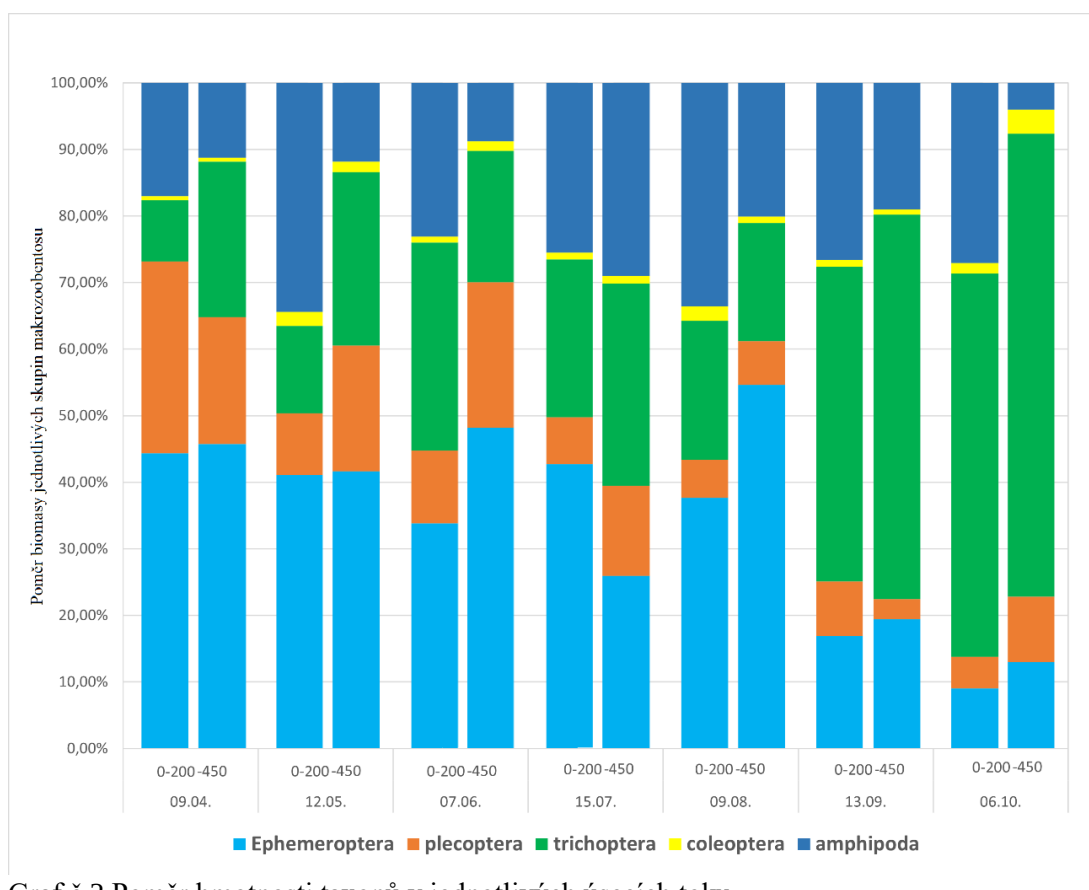
Druh					
Jepice (Ephemeroptera)		Chrostíci (Trichoptera)		<i>Esolus sp. lv.</i>	-
<i>Epeorus assimilis</i>	-	<i>Rhyacophila tristis</i>	-	<i>Elodes sp. juv. Lv.</i>	-
<i>Ecdyonurus helveticus-Gr.</i>	-	<i>R. sensu stricto</i>	-	<i>Hydraena sp. ad.</i>	+
<i>E. subalpinus</i>	-	<i>Psychomyiidae gen. sp.</i>	-	Blešivci (Amphipoda)	
<i>E. venosus-Gr.</i>	+	<i>Tinodes rostocki</i>	-	<i>Gammarus sp.</i>	++
<i>E. (submontanus)</i>	-	<i>Agapetinae Gen. sp. juv</i>	-		
<i>Rhithrogena semicolorata</i>	++	<i>Synagapetus iridipennis</i>	-		
<i>Electrogena gen. sp. juv</i>	-	<i>Glossosoma conformis/boltoni</i>	-		
<i>E. ujhelyii</i>	-	<i>Silo. sp.juv. (piceus)</i>	-		
<i>Baetis rhodani gr.</i>	++	<i>S. pallipes</i>	-		
<i>B. muticus</i>	+	<i>Hydropsyche siltalai</i>	-		
<i>B. alpinus</i>	+	<i>H. saxonica</i>	+		
<i>B. melanonyx</i>	+	<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	-		
<i>Habroleptoides confusa</i>	+	<i>Plectrocnemia conspersa</i>	-		
<i>Habrophlebia lauta</i>	+	<i>Limnephilus sp. juv.</i>	-		
<i>Leptophlebia sp.</i>	-	<i>L. lunatus (sp. div.)</i>	-		
<i>L. marginata</i>	-	<i>Chaetopteryx major</i>	-		
<i>Ephemera danica</i>	-	<i>C. villosa (sp.)</i>	-		
<i>Serratella ignita</i>	-	<i>Halesus tessellatus/digitatus (sp.)</i>	-		
<i>Ephemerella mucronata</i>	+	<i>Potamophylax latipennis</i>	-		
Pošvatky (Plecoptera)		<i>P. cingulatus</i>	-		
<i>Leuctra sp. juv</i>	++	<i>Micropterna cf. Lateralis</i>	-		
<i>L. hippopus</i>	-	<i>Sericostoma personatum/flavicorne</i>	-		
<i>L. inermis</i>	-	<i>Odontocerum albicorne</i>	-		
<i>L. nigra</i>	-	<i>Crunoecia kempnyi</i>	-		
<i>Siphonoperla sp. juv</i>	-	<i>Philopotamidae sp. juv</i>	-		
<i>S. Montana</i>	-	<i>Philopotamus ludificatus</i>	+		
<i>Brachyptera seticornis</i>	-	<i>P. montanus</i>	-		
<i>Isoperla sp. juv.</i>	+	<i>Oecetis notata</i>	-		
<i>I. rivulorum</i>	-	<i>Ptilocolepus iridipennis</i>	-		
<i>I. cf. goertzi</i>	-	Brouci (Coleoptera)			
<i>Nemoura sp. juv.</i>	+	<i>Elmis sp. lv.</i>	-		
<i>N. cinerea</i>	-	<i>Limnius sp. lv.</i>	-		
<i>N. fusca</i>	-	<i>L. perrisi lv.</i>	-		
<i>Amphinemura sp.</i>	-	<i>L. volckmari lv.</i>	-		
<i>Protonemura sp.</i>	++	<i>Elodes (Odeles) marginata lv.</i>	-		
<i>Dinocras cephalotes</i>	-	<i>E. (O.) gredleri lv.</i>	-		

++ eudominantní a dominantní druhy; + subdominantní a recedentní druhy;

- subrecedentní druhy



Graf č. 1: Poměr početnosti taxonů v jednotlivých úsecích v rámci roku.



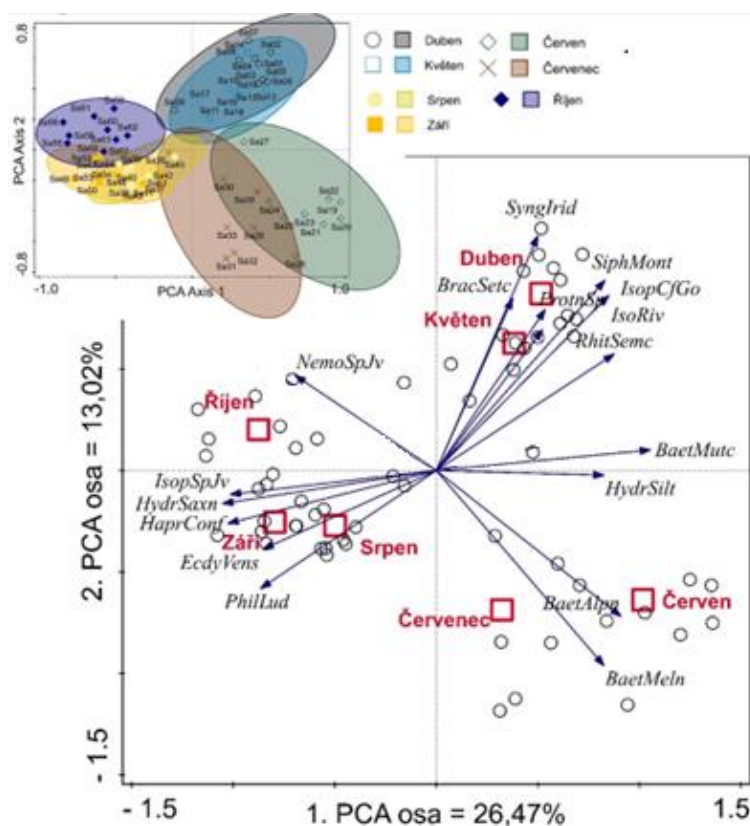
Graf č.2 Poměr hmotnosti taxonů v jednotlivých úsecích toku

Jak je možné vyčíst z grafu 1 a 2 není rozložení makrozoobentosu během roku stálé, ale je zde pozorovatelná jistá fluktuace, a to i na úrovni druhů. Data byla proto otestována pomocí neomezené a omezené ordinace na základě četností jednotlivých taxonů (Graf č. 3). Na grafu je vidět, které taxony dominují v jednotlivých obdobích měsíců a jak jsou si podobné jednotlivé vzorky v rámci jednoho odběru. Graf rozdělil vzorky do tří období.

První z nich zahrnuje jarní vzorky z dubna a května. V těchto vzorcích dominují především pošvatky *Brachyptera seticornis*. Dále vyšší instary rodu *Isoperla*, které se ale i přes veškerou snahu nepovedlo s jistotou určit. Jednalo se pravděpodobně o dva odlišné druhy určené jako *Isoperla cf. rivulorum* a *Isoperla cf. goertzi*. Zajímavé je, že se mezi dominantní druhy dostala *Siphonoperla montana*, která se řadí mezi kriticky ohrožené druhy. Z jepic zde byla nalezena *Rhithrogena semicolorata*, která se sice vyskytovala průběžně po celou sezónu, ale jarní měsíce zřetelně vynikají početností i velikostí instarů. Z chrostíků je pro toto období typický *Synagapetus iridipennis*. Někde na rozhraní mezi jarními měsíci a červnem se nachází skupina dvou druhů typických pro toto přechodové období. Jedná se o druh jepice *Baetis muticus* a chrostíka *Hydropsyche siltalai*.

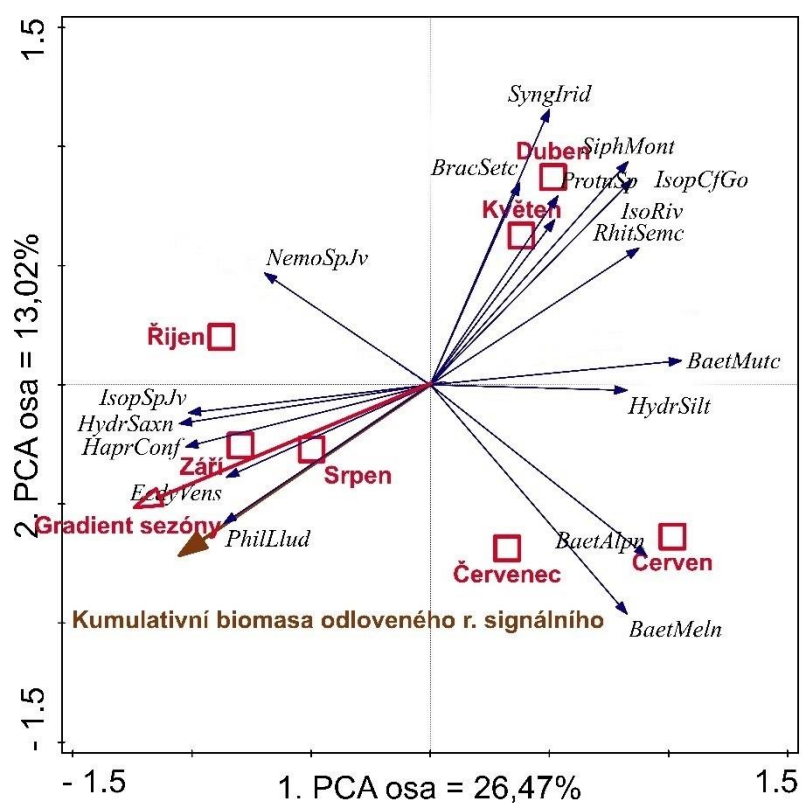
Pro červen a červenec graf ukázal jako nejtypičtější dva velice podobné druhy jepic *Baetis alpinus* a *Baetis melanonyx*. Ty koncem léta prakticky vymizely a s podzimem začaly převládat jiné druhy. Jako například chrostíci *Hydropsyche saxonica* a *Philopotamis ludificatus*, jepice *Ecdyonurus Venosus* a *Haproleptoides confusa* a z pošvatek se zde vyskytovalo velké množství mladších instarů rodu *Isoperla*.

Test změny kompozice společenstva s početností taxonů ve vzorcích v průběhu vzorkovací sezóny vyšel s použitím unimodální metody omezené ordinace (CCA) signifikantně s hodnotou $p = 0,025$.



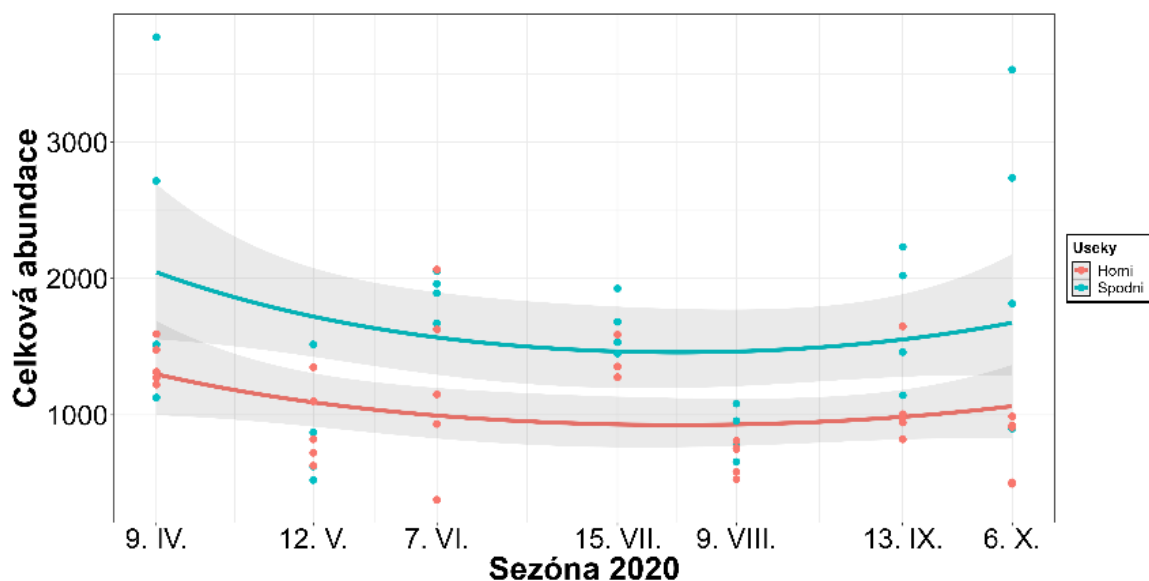
Graf č. 3: Rozložení vzorků na základě podobnosti společenstev ve vzorcích (PCA) s přehledem sedmnácti druhů, kterým se nejlépe měnily abundance a nejlépe se seskupovali k příslušnosti ke vzorkům. Kruhové značky odpovídají pozicím vzorků Sax. Horní rohový graf znázorňuje variabilitu ve vzorcích. Čím je elipsa větší, tím je větší i variabilita vzorků. Vysvětlivky zkratk: BracSetc – *Brachyptera seticornis*; SyngIrd – *Synagapetus Iridipennis*; SiphMont – *Siphonoperla Montana*; IsopCfGo – *Isoperla cf. goeretzii*; IsoRiv – *Isoperla rivulorum*; RhitSemc – *Rhithrogena semicolorata*; BaetMutc – *Baetis muticus*; HydrSilt – *Hydropsyche siltalai*; BaetAlp – *Baetis alpinus*; BaetMeln – *Baetis melanonix*; PhilLud – *Philopotamus ludificatus*; EcdyVens – *Ecdyonorus venosus*; HaprConf – *Haproleptoides confusa*; HydrSaxn – *Hydropsyche saxonica*; IsopSpJv. – *Isoperla* sp. juv; NemoSpJv – *Nemoura* sp. juv.

Při hledání vztahu mezi změnami kompozice společenstva makrozoobentosu a kumulativní biomasy odlovených raků signálních (RS) vyšly pouze marginální výsledky s hodnotou $p = 0,055$. Další proměnné jako abundance juvenilů RS celková abundance RS a celková biomasa RS nebyly signifikantní ani marginální ($p = 0,10$). Z tohoto důvodu byl výše jmenovaný vztah zobrazován pomocí lineární metody neomezené ordinace (PCA) viz. graf č. 4. Z nasbíraných dat ovšem není možné uspokojivě oddělit potenciální vliv pravidelného intenzivního odlovu RS z lokality od gradientu sezóny, a to z důvodu absence referenčních lokalit, kde by RS odstraňován nebyl nebo by se nevyskytoval.



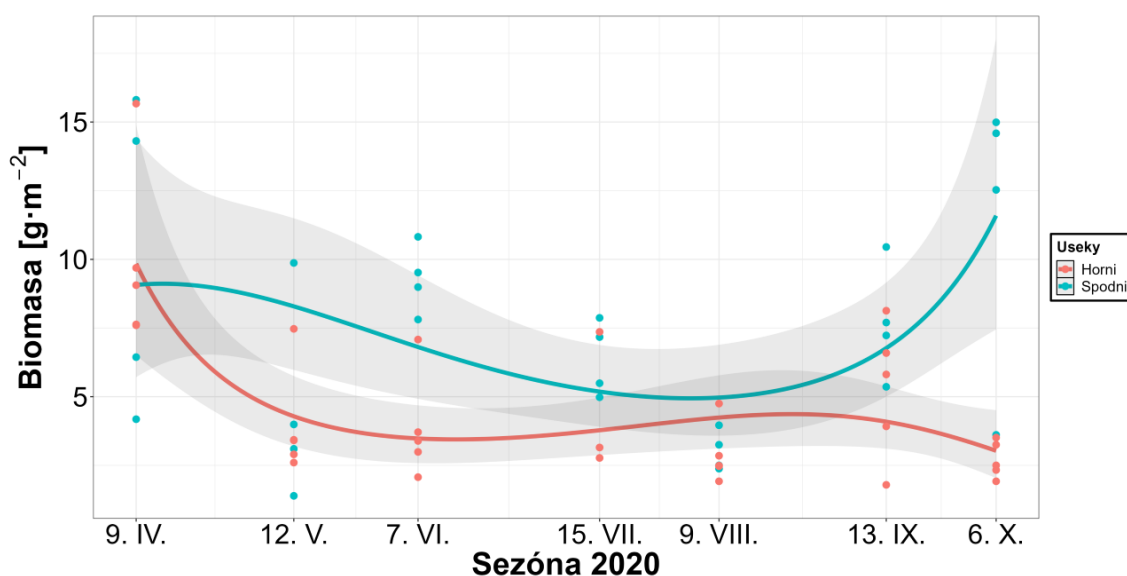
Graf č. 4: Změna kompozice společenstva makrozoobentosu s přidáním kumulativní biomasy odlovených raků signálních.

Při porovnání celkové abundance pomocí metody GLM v programu R v horním nebo dolním úseku v rámci celé vzorkovací sezóny (dynamika abundance) se projevilo, že spodní úsek má signifikantně vyšší abundanci makrozoobentosu než horní úsek, ale interakce v průběhu sezóny mezi úseky byla pouze marginální (nedocházelo k rozdílné dynamice mezi oběma úseky) (graf č. 5).



Graf č. 5: Porovnání celkové abundance pomocí funkce `glm.nb()` v horním a spodním úseku v rámci celé vzorkovací sezóny, bez zakomponování vzájemné interakce (se zakomponovanou vzájemnou interakcí příloha č. 1)

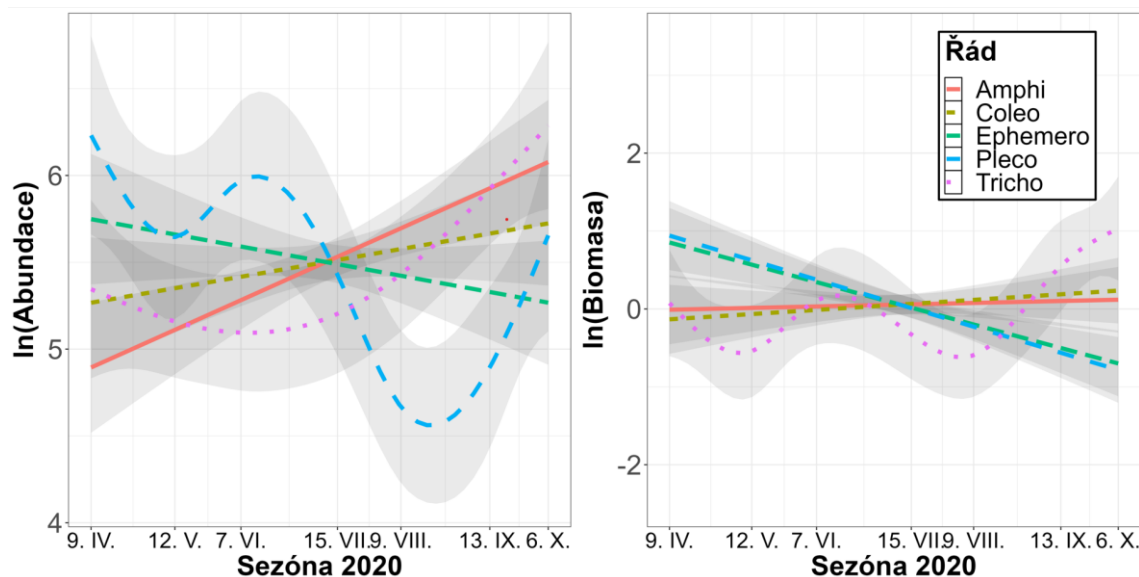
Při porovnání celkové biomasy makrozoobentosu byl zaznamenán signifikantní rozdíl v průběhu sezóny, přičemž temporální dynamika mezi úseky byla rovněž signifikantní. Ve spodním úseku byla biomasa signifikantně nižší než v úseku horním (graf č. 6).



Graf č. 6: Porovnání celkové biomasy makrozoobentosu pomocí funkce `glm.nb ()` v horním a spodním úseku v rámci celé vzorkovací sezóny.

Z hlediska jednotlivých řádů se abundance měnila v průběhu sezóny signifikantně u různonožců, pošvatek a chrostíků. V případě biomasy byla změna prokazatelná jen u jepic pošvatek a chrostíků. Abundance řádu Amphipoda rostla lineárně v průběhu sezóny, ale

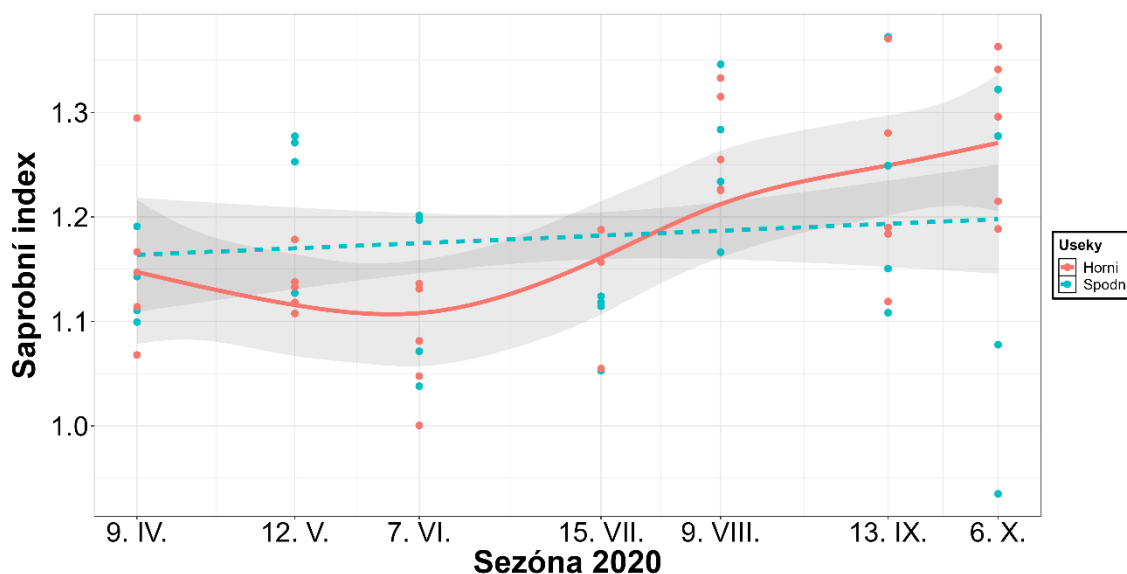
jeho biomasa zůstávala stejná. U řádu Coleoptera se neprokázal žádný rozdíl v průběhu sezóny, i když z grafu je vidět u obou parametrů nepatrný lineárně rostoucí trend. Řád Ephemeroptera vykazoval nesignifikantní lineárně klesající trend v abundancích, nicméně biomasa signifikantně klesala v průběhu sezóny lineárně. U řádu Plecoptera byl pozorovatelný nelineární vývoj abundance. Nejvyšší hodnota byla zaznamenána v dubnu. Druhé maximum pak v červnu, po němž následoval výrazný propad, jehož minimum se nacházelo mezi srpnem a zářím. Poté došlo k opětovnému nárůstu na konci sezóny. Naproti tomu biomasa signifikantně lineárně klesala v průběhu celé sezóny. Poslední řád Trichoptera se byl trend abundance z počátku sezóny mírně klesající a po červnovém minimu následoval výrazný nárůst. Co se týče biomasy bylo zaznamenáno několik píků v průběhu sezóny, první byl na začátku, druhý v červnu a ke třetímu nárůstu došlo v říjnu (grafy č. 7 a 8).



Graf č. 7 a 8: Změny abundance (nalevo) a biomasy (napravo) jednotlivých řádů v rámci vzorkovací sezóny. Amphi – různonožci, Coleo – brouci, Ephemero – jepice, Pleco – pošvatky, Tricho – chrostíci.

4.2. Hodnocení na základě saprobního indexu

Oba úseky Křesánovského potoka vykazovaly saprobní stupeň společenstva na úrovni oligosaprobity. Hodnoty saprobního indexu se pohybovaly mezi 1,08 a 1,28. Po srovnání dat z horního úseku bylo zjištěno, že saprobní index statisticky výrazně lišil ($p = 0,0036$), naopak spodním úseku se jeho hodnota významně neměnila ($p = 0,49$) (graf č. 9). Test interakce mezi sezónou a úseky vyšel signifikantně ($p = 0,046$). Rozdíl mezi úseky v S vyšel nesignifikantně. Nicméně temporální dynamika úseků byla odlišná.

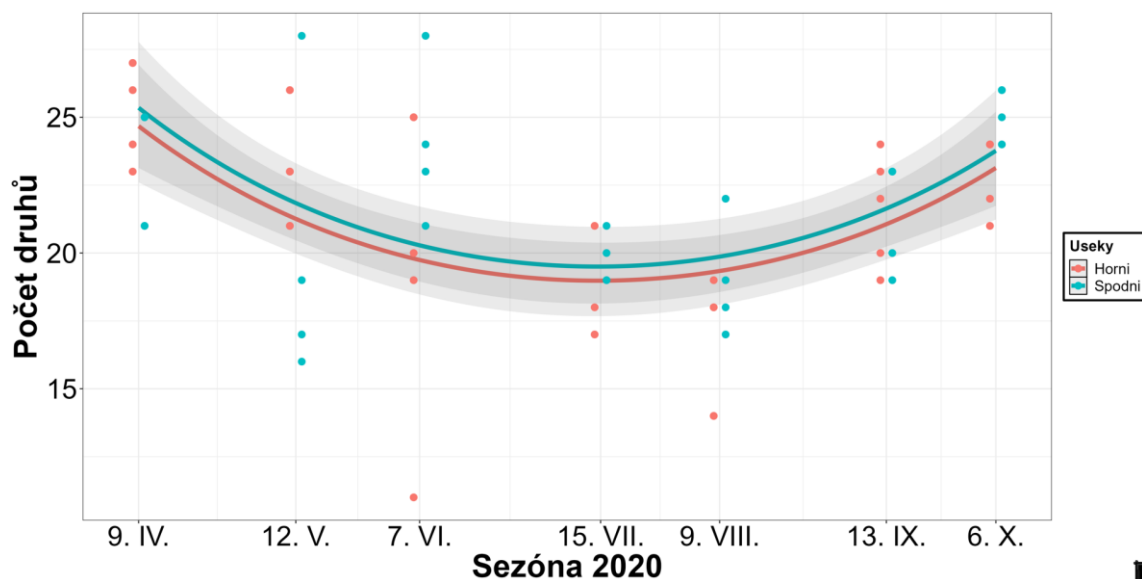


Graf č. 9: Změna saprobního indexu v závislosti na sezóně dle GAM. Plná čára značí signifikanci změny.

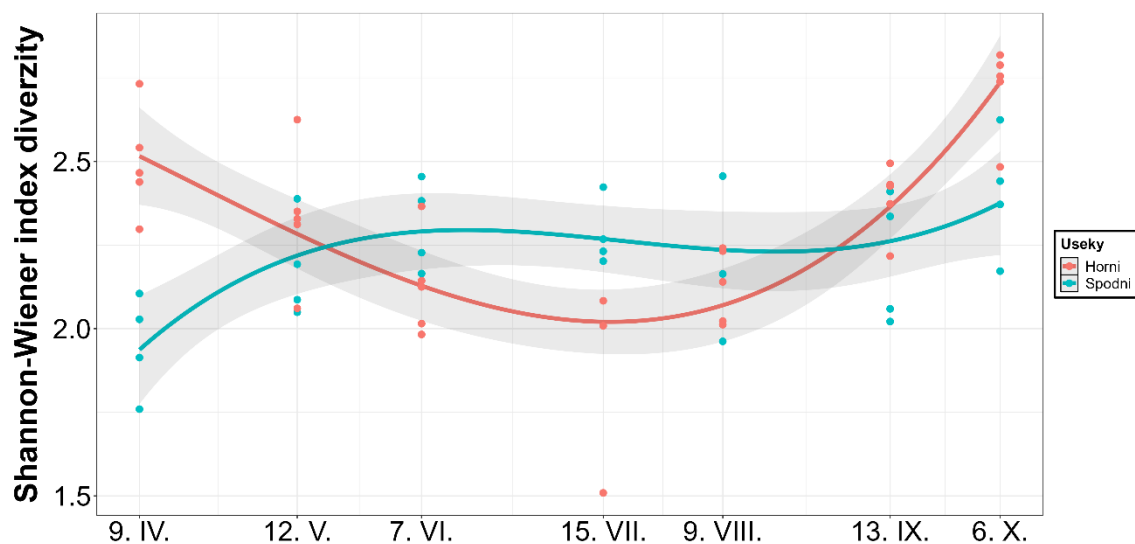
4.3. Hodnocení na základě indexů diverzity

Na základě korelační tabulky (příloha č. 2) bylo rozhodnuto použít počet druhů (Richness), Shannon-Wienerův (H') (dohledat) index a druhovou vyrovnanost (Evenness). Ostatní indexy diverzity silně korelovaly s vyjmenovanými indexy. Richness se v průběhu sezóny měnila s maximy na začátku a na koci sezóny. Nicméně nebyl zde zaznamenán signifikantní rozdíl mezi jednotlivými úseky a taktéž mezi nimi nedocházelo k změně v její dynamice (graf č. 10).

Shannon-Wienerův index se s použitím GLM měnil v průběhu sezóny (graf č. 11). Úseky se od sebe vzájemně nelišily, ale byl zde rozdíl v jejich dynamice. Na počátku sezóny vykazoval horní úsek vyšší diverzitu, která se však v letních měsících oproti spodnímu úseku snižovala. Na podzim můžeme pozorovat opětovné zvýšení diverzity horního úseku. Vzhledem k tomu, že z hlediska početnosti druhů se mezi sebou úseky neliší, můžeme konstatovat jejich odlišnost z hlediska dominance některých taxonů v průběhu sezóny.



Graf č. 10: Změna Richness v na horním a dolním úseku v průběhu vzorkovací sezóny.



Graf č. 11: Změna hodnot Shannon-Wienerova indexu v průběhu vzorkovací sezóny.

Druhov $\acute{a}$ vyrovnanost vykazovala obdobn $\acute{y}$ trend jako Schannon-Wiener $\acute{u}$ v index, p $\acute{r}$ esto $\acute{z}$ e nebyly tyto dva indexy vyhodnoceny jako siln $\acute{e}$ korelovan $\acute{e}$.

Gradient sez $\acute{o}$ ny m $\acute{e}$ l v porovn $\acute{a}$ n $\acute{ı}$ s r $\acute{u}$ zn $\acute{y}$ mi prom $\acute{e}$ n $\acute{n}$ ými odlovu RS dvoj a $\acute{z}$ n $\acute{e}$ kolikn $\acute{a}$ sobn $\acute{e}$ v $\acute{y}$ šší pod $\acute{ı}$ l vysv $\acute{e}$ tlen $\acute{e}$ variance p $\acute{r}$ i pou $\acute{z$ it $\acute{ı}$ unimod $\acute{a}$ ln $\acute{ı}$ metody CCA. P $\acute{r}$ i pou $\acute{z$ it $\acute{ı}$ line $\acute{a}$ rnn $\acute{ı}$ metody omezen $\acute{e}$ ordinace – RDA (kter $\acute{a}$ by m $\acute{e}$ la b $\acute{y}$ t koncep $\acute{c$ n $\acute{e}$ vhodn $\acute{e}$ jší p $\acute{r}$ o modelov $\acute{a$ n $\acute{ı}$ efektu odlov $\acute{u}$ RS) a s pou $\acute{z$ it $\acute{ı}$ kategori $\acute{a}$ ln $\acute{e}$ definovan $\acute{y}$ ch vzorkovac $\acute{ı}$ ch $\acute{c}$ as $\acute{u}$ jako kovari $\acute{a}$ t byla kumulativn $\acute{ı}$ po $\acute{c}$ etnost odloven $\acute{y}$ ch RS bez korekce p

signifikantním prediktorem ($p = 0,022$). Nicméně daná hodnota p po korekci již signifikantní nebyla ($p = 0,13$). Proto nelze ani s jistotou říci, jestli se odstraňování RS na lokalitě nějak projevilo, nebo jestli se jedná o jiné vlivy.

Nastává zde ale problém se zvolenou distribucí kvůli vysokému disperznímu parametru. K tomu dochází proto, že data nepochází z kontrolovaného prostředí laboratoře, ale přímo z terénu.

5. Diskuze

Z dat získaných na Křesanovském potoce bylo možné zjistit mnoho informací o toku. V první řadě se jedná o čistý, málo úživný tok, který podle saprobního indexu spadá do kategorie oligosaprobity. Na horním úseku byly zaznamenány výkyvy v saprobitě během roku, které mohou být dány přítomností stupňů zadržujících vodu pro umělé zasněžování v okolí toku. Nad hrázemi se tak zpomalil průtok, což umožnilo ukládání jemných sedimentů, na druhou stranu se pod nimi proud zrychluje a vytváří tím úseky s kamenitým substrátem. Na spodním, regulovaném úseku tyto příčné překážky chybí. Navíc regulace koryta průtok spíše zrychluje a ten s sebou unáší částice sedimentů a s nimi i živiny. Úseky se porovnávaly na základě dat získaných determinací druhů makrozoobentosu. Dalším hodnotícím kritériem byly celková abundance a biomasa. V těchto parametrech dosahoval vyšších hodnot spodní úsek. Dynamika během sezóny byla u abundance v obou úsecích stejná s maximy na jejím začátku a konci, zatímco u biomasy byly zaznamenány výrazné změny mezi lokalitami. Posledním hodnotícím indexem byl Shannon – Wienerův index diverzity, na jehož základě bylo zjištěno, že se lokality v jednotlivých úsecích neliší, ale diverzita se mění v závislosti na sezóně.

Změny v abundanci, biomase i druhové diverzitě u jepic, pošvatek a chrostíků v průběhu sezóny jsou vzhledem k tomu, že se jedná pouze o larvy, silně spjaté s vývojovými cykly jednotlivých druhů. Proto se v jejich početnostech a biomasách vyskytují tak výrazná maxima, která jsou dána výletem dospělců, nebo naopak přítomností velkého množství juvenilních jedinců. Brouci, kteří se na úseku vyskytovaly se dají v závislosti na životním cyklu rozdělit do třech skupin. Na ty, kteří mají larvální a dospělé stádium vázané na vodu (*Elmis* sp., *Limnius* sp.) a na druhy žijící ve vodě pouze v larválním stádiu (*Elodes* sp., *Esopus* sp.) a na ty, kteří se ve vodě vyskytují jen

v dospělosti (*Hydraena* sp.). Blešivci mají celý životní cyklus navázaný na vodní biotopy. Proto jejich abundance a biomasa závisí na aktuálním poměru juvenilů a dospělců v populaci.

Další možný vliv na změny ve společenstvu makrozoobentosu byla přítomnost raka signálního na lokalitě. Statistickou analýzou při hledání změny kompozice společenstva v závislosti na jeho přítomnosti a pravidelných odlovech jsme ale nedostali relevantní data. Hlavním důvodem, proč se vliv nedá statisticky vyzkoušet je absence referenčních lokalit. Pro studium vlivu by bylo vhodné zvolit podobnou lokalitu na které se rak signální vyskytuje a není odlovován, na které se nevyskytuje a případně i takovou, kde se vyskytuje některý z původních druhů raka například rad říční (*Astacus astacus*) nebo rak kamenáč (*Austropotmobius torrentinum*). Rak říční se sice vyskytuje na Křesanovském potoce v horním úseku, nicméně, zde má tok již zcela jinou strukturu a pro porovnání by nebyl vhodný.

Na jiných lokalitách je však vliv nepůvodního raka signálního na společenstvo zcela očividný. Většina studií shodně uvádí, že na lokalitách, na kterých se tento invazní druh vyskytuje jsou silně redukovány velké pošvatky čeledi Perlidae (Ruokonen a kol., 2016; Usio a kol., 2006). Tato hypotéza by mohla platit i pro Křesanovský potok. Vzhledem k tomu, že se se mikrohabitatové preference, vazba na říční zonaci i proudové nároky prakticky shodují s nároky jiných druhů nalezených na lokalitě, dalo by se očekávat, že se budou ve vzorcích občas vyskytovat. Ve všech vzorcích byl však nalezen pouze jeden jedinec druhu *Dinocras cephalotes* a to na spodním úseku. Zdá se tedy, že tento druh pošvatky mohl být masivním výskytem raka signálního přeci jen poznamenán.

Další skupinou, která reaguje na výskyt raka signálního byly brouci z čeledi Elmidae (Bjurström a kol., 2010; Ruokonen a kol., 2014, 2016). Ve vzorcích se sice zástupci této čeledi vyskytovali, ale s velmi malou početností (subrecdentní druhy). Srovnání s obdobnou lokalitou bez přítomnosti raka signálního nemáme a nevíme tak jakých početností by na těchto lokalitách dosahoval.

Na abundance jepic čeledi Baetidae by měla mít přítomnost raka pozitivní vliv (Mathers a kol., 2018; Peckarsky, 1996). Ve vzorcích se vyskytovaly hned čtyři druhy, a to *Baetis rhodani*, *B. muticus*, *B. alpinus* a *B. melanonix*. První dva zmíněné druhy se vyskytovaly spíše na horním úseku, jedná se o reofilní druhy (preferuje proudící vodu), vázané na středně až hrubě zrnité šterkové dno, případně i porosty řas. Druhé dva patří

mezi reobionty, kteří jsou vázáni na prudce tekoucí vody a hrubý až balvanitý substrát. Těmto charakteristikám odpovídal spíše spodní úsek (<http://www.riverchange.cz/>).

I přesto, že rak signální má ve většině publikovaných případů negativní vliv na složení společenstva makrozoobentosu, na Křesánovském potoce se zdá, že se společenstvo makrozoobentosu velmi podobá tomu, který by se zde vyskytoval i přirozeně bez raka signálního. Více může napovědět analýza potravy raků signálních, jejichž fekální pelety byly odebírány v průběhu odlovů a budou podrobeny genetické analýze. Podle prvotních výsledků malého procenta analyzovaných jedinců se zdá, že potravu raků tvořil z větší části detrit a mrtvá rostlinná hmota (Bláha, osobní sdělení). To by odpovídalo relativně rakem nenarušenému a bohatému společenstvu makrozoobentosu, který byl na Křesánovském potoce popsán.

6. Závěr

Křesánovský potok je i přes silnou populaci raka signálního domovem pro druhově početné společenstvo makrozoobentosu, jehož početnosti se zde tu pohybují od 686 do 2285 ind·m² toku a jejich biomasa čítá od 2,7-11,43 g·m². Ze sledovaných řádů patřily k nejdominantnějším v rámci celého roku z hlediska abundance jepice (dominantní druhy byly *Rhitrogena semicolorata* a *Baetis rhodani*) a pošvatky (dominantní rody *Protonemura*, *Leuctra* a také, i když ne už dominantní, *Siphonoperla*), zatímco biomasu tvořili z největší části chrostíci a až za nimi následovali zmíněné početně nejhojnější řády. Vysoký podíl ve společenstvu měli i blešivci rodu *Gammarus* sp.

Morfologicky rozdílné úseky Křesánovského potoka (horní úsek s přírodnějším charakterem, spodní úsek zahloubený a regulovaný), vykazovaly statisticky významné rozdíly v abundanci a biomase determinovaných skupin hmyzu s vyšší biomasou a početností ve spodním úseku. Saprobni index dosahoval hodnot od 1,08 – 1,28, tudíž se z hlediska saprobity jedná o oligosaprobni tok. Richness se mezi jednotlivými úseky statisticky nelišila, ale měnila se v průběhu sezóny. Nejvyšších hodnot dosahovala na začátku a na konci roku (± 25 druhů na vzorek). Hodnoty Shannon-Wienerova indexu se stejně jako u dříve zmiňovaného indexu liší pouze v rámci sezóny.

PCA analýza ukázala druhy charakteristické pro jednotlivá odběrová období. Pro dubnové a květnové vzorky se jednalo o pošvatky *Brachyptera seticornis*, vyšší instary rodu *Isoperla* sp., *Siphonoperla montana*, jepici *Rhithrogena semicolorata*, a chrostíka *Synagapetus iridipennis*. Pro rozhraní května a červnem to byly jepice *Baetis muticus* a chrostík *Hydropsyche siltalai*. Červnové a červencové vzorky ukázaly druhy jepic *B. alpinus* a *B. melanonyx*. V srpnu a září se začaly hojně vyskytovat chrostíci *H. saxonica* a *Philopotamus ludificatus*, jepice *Ecdyonorus venosus* a *Haproleptoides confusa* a juvenilní pošvatky rodu *Isoperla*.

7. Přehled použité literatury

Allan, J., D. 1995: Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters. Chapman & Hall, London.

Allan, J., D., Castillo, M., M., 2007: Stream ecology: structure and function of running waters. 2. vydání, Springer, Dordrecht, s. 163–168.

Bauernfeind, E., Moog, O. 2000: Mayflies (Insecta: Ephemeroptera) and the assessment of ecological integrity: A methodological approach. *Hydrobiologia* s. 422-423. 71-83. 10.1023/A:1017090504518.

Becker, G., 2001. Larval size, case construction and crawling velocity at different substratum roughness in three scraping caddis larvae. *Archiv für Hydrobiologie*, 151, s. 317–334. <https://doi.org/10.1127/archiv-hydro-biol/151/2001/317>

Benda, L., Hassan, M. A., Church, M., May, C. L., 2005: Geomorphology of steepland headwaters: the transition from hillslopes to channels. *Journal of the American Water Resources Association*, 41, s. 835–851.

Bičík, I., Jeleček, L., Štěpánek, V., 2001: Land-use changes and their social driving forces in Czechia in the 19th and 20th centuries. *Land Use Policy*, 18, s. 65–73.

Bičík, I., Jeleček, L., 2009: Land use and landscape changes in Czechia during the period of transition 1990–2007. *Geografie – sborník České geografické společnosti*, 114, s. 263–281.

Bjurström, L., Ruokonen, T., Pursiainen, M., Jones, R.I., Hämäläinen, H., (2010) Impacts of the invasive signal crayfish on littoral macroinvertebrates of large boreal lakes: a pilot study in Lake Päijänne, Finland. *Freshw Crayfish* 17, s. 177–182

Bojková, J., 2009: Revision of the stonefly collections (Plecoptera) by E. Křelinová and J. Raušer from the Czech Republic. *Aquatic Insects*, 31(Suppl. 1), s. 245–251.

Bolek, O., 2016: *Klasifikace říčních sítí hlavních povodí světa*. Bakalářská práce. Západočeská univerzita v Plzni Fakulta ekonomická. Vedoucí práce RNDr. Jan Koppa Ph.D.

Bondar, C. A., Bottriell, K., Zeron, K., Richardson, J. S., 2005: Does trophic position of the omnivorous signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) in a stream food web vary with life history stage or density? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62, s. 2632–2639. <https://doi.org/10.1139/f05-167>

Carpenter, J., 2005: Competition for food between an introduced crayfish and two fishes endemic to the Colorado River basin. – *Environmental Biology of Fishes* 72, s. 335–342.

Chadwick, D. D., Pritchard, E. G., Bradley, P., Sayer, C. D., Chadwick, M. A., Eagle, L. J. Axmacher, J. C., 2020: A novel 'triple drawdown' method highlights deficiencies in invasive alien crayfish survey and control techniques. – Journal of Applied Ecology.

Crawford, L., Yeomans, W.E., Adams, C.E., 2006: The impact of introduced signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* on stream invertebrate communities. Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems 16, s. 611–621.

Cox, E. J., Wagner, R. H. 1989: Does *A. fuscipes* cultivate algae in its case? *Hydrobiologia*, 175, s. 117–120. <https://doi.org/10.1007/BF00765122>

Cummins, K. W., 1974: Structure and function of Stream Ecosystem. BioScience 24, s. 631–641.

Cummins, K. W., Cushing, C. E., and Minshall, G. W., 2006: Introduction: An overview of stream ecosystems. Pages 1–8, In: Cushing, C.E.; Cummins, K.W. and Minshall, G.W. (Editors) River and Stream Ecosystems of the World. Elsevier, Amsterdam.

ČSN 75 7716. Jakost vod – Biologický rozbor – Stanovení saprobního indexu. Praha: Český normalizační institut, 1998.

Doherty-Bone, T. M., Dunn, A. M., Liddell, C., Brown, L. E., 2018: Transformation of detritus by a European native and two invasive alien freshwater decapods. Biological Invasions, 20, s. 1799–1808. <https://doi.org/10.1007/s10530-018-1661-z>

Dorn, N. J., 2013: Consumptive effects of crayfish limit snail populations. Freshw Sci 32, s. 1298–1308

Eiseler, B., 2005: *Bildbestimmungsschlüssel für die Eintagsfliegenlarven der deutschen Mittelgebirge und des Tieflandes*. Erik Mauch Verlag.

Eiseler, B., 2020: Bestimmungshilfen – Makrozoobenthos (3), Köcherfliegenlarven. LANUV Arbeitsblatt 46 – Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen available under: www.lanuv.nrw.de/arbeitsblatt46

Faller, M., Harvey, G. L., Henshaw, A. J., Bertoldi, W., Bruno, M. C., England, J., 2016: River bank burrowing by invasive crayfish: Spatial distribution, biophysical controls and biogeomorphic significance. Science of the Total Environment, 569, s. 1190–1200. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.194>

Fitzpatrick, B. M., Johnson, J. R., Kump, D. K., Smith, J. J., Voss, S. R., Shaffer, H. B., 2010: Rapid spread of invasive genes into a threatened native species. Proc. Natl Acad. Sci. USA 107, s. 3606–3610.

Frič, A., 1872: Obratlovci země české. Seznam všech dosud v Čechách pozorovaných savců, ptaků, plazů, obojživelníků a ryb. Archiv pro přírodovědecké prozkoumání Čech. Praha 2: s. 1-148

Gherardi, F., 2010: Invasive crayfish and freshwater fishes of the world. *Revue scientifique et technique* 29, s. 241–254.

Giller, P. S., Malmqvist, B., 1998: The biology of streams and rivers. Oxford University Press. s. 304

Goddard, J. S., 1988: Food and feeding. – In: Freshwater crayfish: biology, management and exploitation (Holdich, D. M., ed.) Timber Press, Portland, s. 145-166.

Gutiérrez, J. L., Jones, C. G., Sousa, R., 2014: Toward an integrated ecosystem perspective of invasive species impacts. *Acta Oecologica*, 54, s. 131–138. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2013.10.003>

Hansen, W.F., 2001: Identifying stream types and management implications. *Forest Ecology and Management*, 143, s. 39–46.

Harvey, G. L., Henshaw, A. J., Moorhouse, T. P., Clifford, N. J., Holah, H., Grey, J., Macdonald, D. W., 2014: Invasive crayfish as drivers of fine sediment dynamics in rivers: field and laboratory evidence. – *Earth Surface Processes and Landforms* 39, s. 259-271.

Hohmann, M., 2011: *Untersuchungen an Wasserinsekten im Nationalpark Harz (Sachsen-Anhalt) unter besonderer Berücksichtigung von Köcherfliegen (Insecta: Trichoptera)*. Kassel: Kassel University Press. ISBN 978-3-86219-072-0.

Holdich, D. M., David Rogers, W., Reynolds, J. D., 1999: Native and alien crayfish in the British Isles. – *Crustacean Issues* 11, s. 221-236.

Holdich, D., 2000: The Development of Ecological Requirements to inform the Production of Conservation Objectives for white-clawed crayfish. – *English Nature*

Horton, R. E., 1945: Erosional development of streams and their drainage basins: A Hydrophysical approach to quantitative morphology, *Geological Society of America Bulletin*

Hudina, S., Žganec, K., Lucić, A., Trgovčić, K., Maguire, I., 2013: Recent invasion of the karstic river systems in Croatia through illegal introductions of the signal crayfish. – *Freshwater crayfish* 19, s. 21–27.

Illies, J., Botosaneanu, L., 1963: Problemes et Méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistique. *Mitteilungen Internationale Vereinigung fuer Theoretische und Angewandte Limnologie* 12, s. 1–57.

Just, T., Šámal, V., Dušek, M., Fischer, D., Karlík, P., Pykal, J., 2003: Revitalizace vodního prostředí. Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Praha, s. 144.

Jůva, K., Hrabal, A., a Tlapák, V., 1984: Malé vodní toky. Praha: SZN-Státní zemědělské nakladatelství, 253 s.

Kaushik, N.K., and Hynes, H.B.N., 1968: Experimental study on the role of autumn-shed leaves in aquatic environments. *Journal of Ecology* 56, s 229-243.

Keller, T. R., Ruman, L. C., (1998) Short-term crayfish effects on stream algae and invertebrates. *J Freshw Ecol* 13, s. 97–104.

Kopáček, J., Hejzlar, J., Rulík, J., 2020: *Voda na Zemi*. Nakladatelství Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích. ISBN 978-80-7394-834-4.

Lamoroux, N., Dolédec, S., Gayraud, S., 2004: Biological traits of stream macroinvertebrate communities: effects of microhabitat, reach, and basin filters. *Journal of the North American Benthological Society* 23, s. 449-466.

Lellák, J., Kubíček, F., 1991. *Hydrobiologie*. Univerzita Karlova, Praha, s. 256

Lodge, D. M., Hill, A. M., 1994. Factors governing species composition, population size and productivity of coolwater crayfishes. *Nordic Journal of Freshwater Research*, 69, s. 111–136.

Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S., De Poorter. M., 2000: 100 of the world's worst invasive alien species a selection from the Global Invasive Species Database. The Invasive Species Specialist Group (ISSG), Auckland, New Zealand.

Matsuda, I., 2004: River morphology and channel processes. In fresh surface water, [James, E., Dooge, C. I.], in *Encyclopedia of life support systems (EOLSS)*, UK, [<http://www.eolss.net>].

Mathers, K. L., Chadd, R. P., Dunbar, M. J., Extence, C. A., Reeds, J., Rice, S. P., Wood, P. J., 2016: The long-term effects of invasive signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) on instream macroinvertebrate communities. *Sci Total Environ* 556, s. 207–218

Mathers, K. L., Rice S. P., Wood, P. J., 2017 Temporal variability in lotic macroinvertebrate communities associated with invasive signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) activity levels and substrate character, *Biol Invasions* (2018) 20, s.567–582

McCarthy, J. M., Hein, C. L., Olden, J. D., Zanden, M. J. V., 2006: Coupling long-term studies with meta-analysis to investigate impacts of non-native crayfish on zoobenthic communities. *Freshw Biol* 51, s. 224–235

Miller, J. E., Savino, J. F., Neely, R. K., 1992: Competition for food between crayfish (*Orconectes virilis*) and the slimy sculpin (*Cottus cognatus*). – *Journal of Freshwater Ecology* 7, s. 127-136.

Naiman, R. J., Décamps, H., McClain, M. E., 2005: Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities. Amsterdam, Elsevier Academic Press, xv, s. 430 ISBN 01-266-3315-0.

Nijboer, R. 2004: The ecological requirements of *Agapetus fuscipes* Curtis (Glossosomatidae), a characteristic species in unimpacted streams. *Limnologia*, 34, s. 213–223. [https://doi.org/10.1016/S0075-9511\(04\)80046-X](https://doi.org/10.1016/S0075-9511(04)80046-X)

Nyström, P. E. R., Strand, J., 1996: Grazing by a native and an exotic crayfish on aquatic macrophytes. *Freshwater Biology*, 36, s. 673–682. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1996.d01-508.x>

Nyström, P., Svensson, O., Lardner, B., Brönmark, C., Granéli, W., 2001: The influence of multiple introduced predators on a littoral pond community. *Ecology*, 82, s. 1023–1039. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082\[1023:TIOMI P\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[1023:TIOMI P]2.0.CO;2)

Odum, E. P., 1977: Základy ekologie. (Překlad). Nakladatelství Academia Praha, s. 733

Pantle, R., Buck, H., 1995: Die biologische Überwaschung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. – GWF 96, s. 604

Parker, I. M., Simberloff, D., Lonsdale, W. M., Goodell, K., Wonham, M., Kareiva, P. M., 1999: Impact: toward a Framework for Understanding the Ecological Effects of Invaders. *Biological Invasions* 1, s. 3–19.

Peay, S., Guthrie, N., Spees, J., Nilsson, E., Bradley, P., 2009: The impact of signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) on the recruitment of salmonid fish in a headwater stream in Yorkshire, England. – *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*: s. 12.

Peckarsky, B. L., 1996: Alternative predator avoidance syndromes of stream-dwelling mayfly larvae. *Ecology* 77, s. 1888–1905

Rice, S. P., Johnson, M. F., Mathers, K., Reeds, J., Extence, C., 2016: The importance of biotic entrainment for base flow fluvial sediment transport. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, 121 s. 890–906. <https://doi.org/10.1002/2015JF003726>

Rozkošný, R., 1980: Klíč k určování larev vodního hmyzu. 1. Praha: Academia.

.

Ruokonen, T. J., Karjalainen, J., Hamalainen, H., 2014: Effects of an invasive crayfish on the littoral macroinvertebrates of large boreal lakes are habitat specific. *Freshwater Biology* 59, s. 12–25

Ruokonen, T. J., Ercoli, F., Hämäläinen, H., 2016: Are the effects of an invasive crayfish on lake littoral macroinvertebrate communities consistent over time? *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* s. 417

Sandodden, R., 2019: Eradication of invasive alien crayfish: past experiences and further possibilities. – *Island invasives: scaling up to meet the challenge*. Gland: IUCN: 405-409.

Sousa, R., Freitas, F., Nogueira, A. J. A., Mota, M., & Antunes, C. (2013). Invasive dynamics of the crayfish *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) at the international section of the River Minho (NW of the Iberian Peninsula). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 23, 656–666. <https://doi.org/10.1002/aqc.2323>

Strahler, A. N., 1957: Quantitative analysis of watershed geomorphology. *American Geophysical Union Transactions*, vol 38(6), s. 912–920

Straka, M., Sychra, J., 2007: Determinační kurz makrozoobentosu: Coleoptera. Ústav botaniky a zoologie Přírodovědecké fakulty Masarykovy univerzity a Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, Brno s. 96.

Strayer, D. L., 2010: Alien species in fresh waters: Ecological effects, interactions with other stressors, and prospects for the future. *Freshwater Biology*, 55, s. 152–174. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02380.x>

Stenroth, P., Nystrom, P., 2003: Exotic crayfish in a brown water stream: effects on juvenile trout, invertebrates and algae. *Freshwater Biology* 48, s. 466–475

Svobodová, J., Kozubíková – Balcarová, E., Fisher, D., Vlach, P., Štambergová, M., Pícek, J., Semerádová, S., Štruncová, E., Beránková, T., *Metodika regulace a eradikace invazivních druhů raků: výběr vhodných metod v závislosti na charakteru vodního útvaru*. 1. Praha: Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, 2020. ISBN 978-80-87402-93-1.

Taylor, J. N., Courtenay Jr, W. R., Mccann. J. A., 1984: Impacts of exotic fishes in the continental United States. s. 322–373 in W. R. Courtenay, and J. R. Stauffer, eds. *Distribution, biology, and management of exotic fishes*. John Hopkins Univ. Press, Baltimore, MD.

Twardochleb, L. A., Olden, J. D., Larson, E. R. 2013: A global metaanalysis of the ecological impacts of nonnative crayfish. *Freshwater Science*, 32, s. 1367–1382. <https://doi.org/10.1899/12-203.1>

Usio, N., Townsend, C. R., 2004: Roles of crayfish: consequences of predation and bioturbation for stream invertebrates. *Ecology* 85, s. 807–822

Usio, N., Suzuki, K., Konishi, M., Nakano, S., 2006: Alien vs. Endemic crayfish: Roles of species identity in ecosystem functioning. *Archiv Für Hydrobiologie*, 166, s. 1–21. <https://doi.org/10.1127/0003-9136/2006/0166-0001>

Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., Cushing, C. E., 1980: The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37, s. 130-137

Waringer, J., Graf, W., 2011: Atlas der mitteleuropäischen Köcherfliegenlarven: Atlas of Central European Trichoptera Larvae. Dinkelscherben: Erik Mauch Verlag, s. 468 ISBN 978-3-00-032177-1.

Weber, L. M., Lodge, D. M., 1990: Periphytic food and predatory crayfish: relative roles in determining snail distribution. *Oecologia* 82, s. 33–39

Wilson, K. A., Magnuson, J. J., Lodge, D. M., Hill, A. M., Kratz, T. K., Perry, W. L., Willis, T. V. 2004: A long-term rusty crayfish (*Orconectes rusticus*) invasion: dispersal patterns and community change in a north temperate lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 61, s. 2255–2266

Zelinka, J. 1953: Larvae of mayflies (Ephemeroptera) of the Moravice River and their relationships to water quality. *Práce Moravskoslezské akademie přírodních věd* 25, s. 181-200.

Zavaleta, E. S., Hobbs, R. J., Mooney, H. A., 2001: Viewing invasive species removal in a whole-ecosystem context. *Trends in Ecology and Evolution* 16, s. 454–459.

Online zdroje

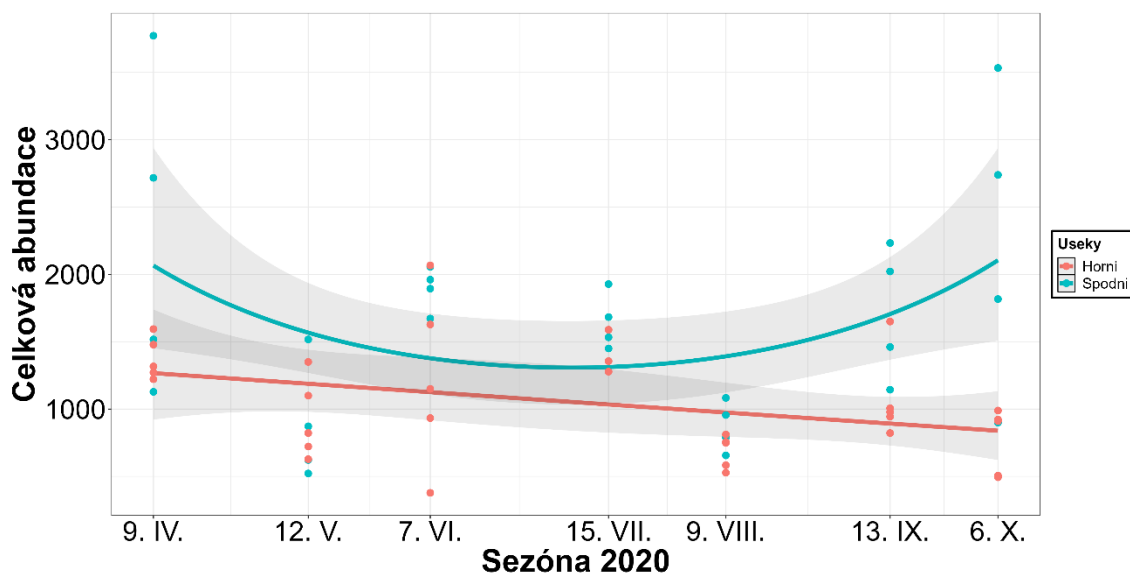
RIVERCHANGE [online]. Praha: Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.Masaryka, v.v.i., Ústav botaniky a zoologie Masarykovy univerzity, Hydrossoft Veleslavín, 2017 [cit. 2023-03-06]. Dostupné z: <https://hydro.chmi.cz/riverchange/index.php>

8. Seznam příloh:

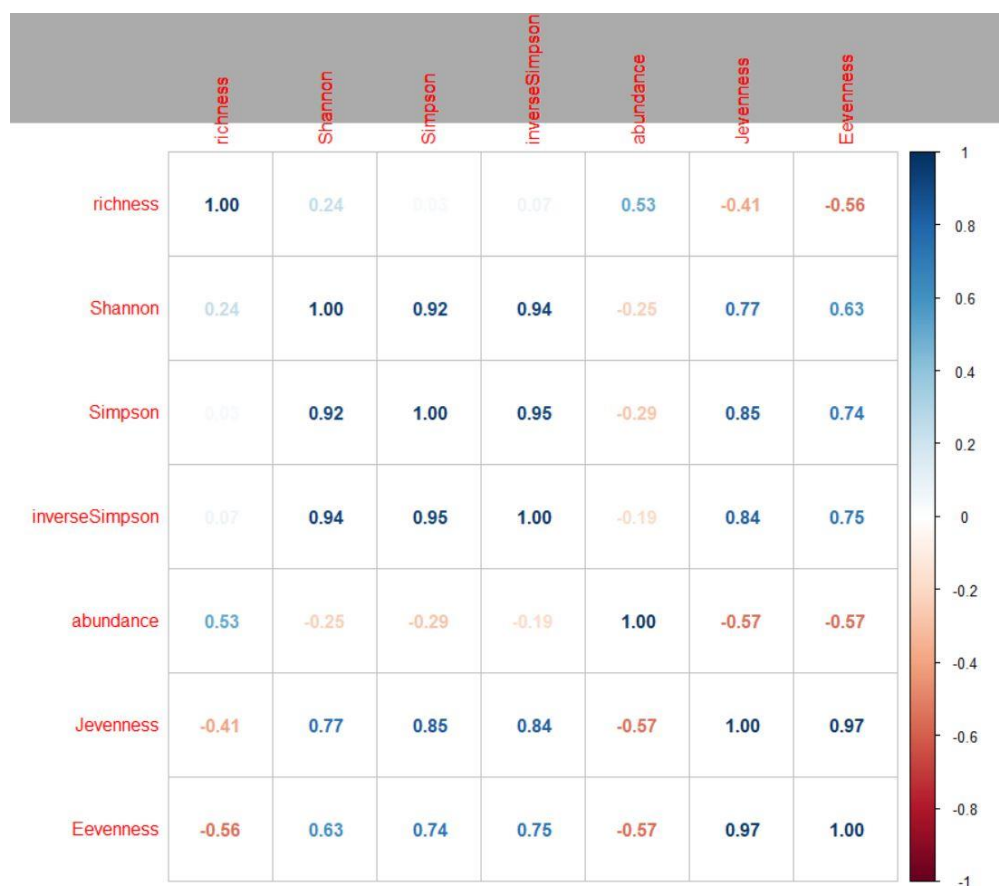
Příloha č. 1 Porovnání celkové abundance pomocí funkce glm.nb() v horním a spodním úseku v rámci celé vzorkovací sezóny, se zakomponovanou vzájemnou interakcí

Příloha č. 2 Korelační tabulka indexů, kterými se dá hodnotit společenstvo makrozoobentosu.

9. Přílohy:



Příloha č. 1 Porovnání celkové abundance pomocí funkce `glm.nb()` v horním a spodním úseku v rámci celé vzorkovací sezóny, se zakomponovanou vzájemnou interakcí



Příloha č. 2: Korelační tabulka indexů, kterými se dá hodnotit společenstvo makrozoobentosu.

10. Abstrakt

Cílem této bakalářské práce bylo zhodnotit stav makrozoobentosu na lokalitě Křesánovského potoka. Dalším sledovaným aspektem byla přítomnost raka signálního a jestli je možné na vzorcích vysledovat intenzivní snahy o jeho eradikaci.

Odběry probíhaly v roce 2020 a to každý měsíc od dubna do října, a to na části toku nad městem Vimperk od přírodního koupaliště a restaurace Vodník až k propustku pod silnicí č. 145. Jednalo se 450 metrů dlouhý úsek, kde se vzorkovalo každých 50 metrů. Celkem se jednalo o 61 vzorků určených k determinaci. Podle vlastností toku, který byl na horním úseku spíše přírodního charakteru a na spodním regulovaný, se přistoupilo na rozdělení úseku na horní (0-200) a spodní (200-450). Následně bylo provedeno vyhodnocení získaných dat pomocí hyrobiologických indexů. Byl zjištěn saprobní index, podle kterého byl tok charakterizován jako oligosaprobní, Richness, která se pohybovala mezi 20 a 25 druhů, přičemž vyšších hodnot dosahovala na jaře a na podzim než v létě a Schannon-Wienerův index diverzity, který se značil výrazné změny ve společenstvu během roku. Úseky se podle těchto indexů signifikantně nelišily. Jediné parametry ve kterých byla zaznamenána jejich odlišnost byla abundance a biomasa makrozoobentosu na jednotku plochy (rozmezí od 686 do 2285 ind·m² a 2,7 – 11,43 g·m²), přičemž spodní úsek převyšoval v těchto parametrech úsek horní.

Mezi dominantní druhy na lokalitě patřily jepice *Rhitrogena semicolorata*, čtyři druhy rodu *Baetis* sp., z nichž nejpočetnější byla *B. rhodani*, pošvatky *Leuctra* sp., *Protonemura* sp. a *Isoperla* sp., chrostíci *Hydropsyche saxonica* a zástupci čeledi Limnephilidae, kteří nedominovali početností, ale spíše biomasou. Také stojí za zmínku blešivci (*Gammarus* sp.), kteří se zde také vyskytovali v hojném počtu.

Klíčová slova: společenstvo makrozoobentosu, Křesánovský potok, rak signální, dynamika společenstva, saprobní index, index diverzity

11. Abstract

The aim of this bachelor thesis was to evaluate the status of macroinvertebrates in the locality of the Křesánovský Brook. Another investigated aspect was the presence of the signal crayfish and whether intensive eradication efforts could be traced in the samples.

The sampling was carried out in 2020, every month from April to October, on the part of the stream above the town of Vimperk from the natural swimming pool and the Vodník restaurant to the culvert under the road No. 145. This was a 450 m long stretch where sampling was carried out every 50 m. In total, 61 samples were taken for determination. According to the characteristics of the stream, which was more natural in the upper section and regulated in the lower section, it was decided to divide the section into upper (0-200) and lower (200-450) sections. Subsequently, an evaluation of the data obtained was carried out using the hyrobiological indexes. The saprobic index characterized the flow as oligosaprobic. The Richness index ranged between 20 and 25 species. It was found to be higher in spring and autumn than in summer. The Schannon-Wiener diversity index characterized significant changes in the community during the year. The sections did not show significant differences according to these indices. The only parameters in which they differed were abundance and macrozoobenthos biomass per unit area (ranging from 686-2285 ind·m² and 2.7-11.43 g·m²). The lower section exceeded the upper section in these parameters.

Dominant species at the site included the mayflies *Rhytrogena semicolorata*, four species of the genus *Baetis* sp. of which *B. rhodani* was the most abundant, the stoneflies *Leuctra* sp., *Protonemura* sp. and *Isoperla* sp., the caddisflies *Hydropsyche saxonica* and representatives of the family Limnephilidae, which did not dominate in abundance but rather in biomass. It is also worth mentioning the flea beetles (*Gammarus* sp.), which were also present in abundance.

Keywords: macroinvertebrates community, Křesánov brook, signal crayfish, community dynamics, saprobic index, diversity index