

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Fakulta rybářství a ochrany vod

Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický

Bakalářská práce

**Analýza společenstva makrozoobentosu
v tocích s nepůvodními druhy ryb a korýšů.**

Jméno a příjmení autora: Ondřej Lorenc

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

Konzultant bakalářské práce: Ing. Marek Let

Studijní program a obor: Zootechnika, Rybářství

Forma studia: Prezenční

Ročník studia: 3.

České Budějovice, 2022

Prohlášení

Prohlašuji, že svoji bakalářskou práci jsem vypracoval 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 práce, a to v nezkrácené podobě. 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

Nejprve bych chtěl touto cestou velmi poděkovat svému vedoucímu bakalářské práce, doc. Ing. Martinu Bláhovi, Ph.D. za veškeré odborné, ale především cenné rady a připomínky, dále za trpělivost, nápomocnost, ochotu a odborné vedení této bakalářské práce. Také děkuji konzultantovi bakalářské práce Ing. Marku Letovi za vstřícnost a pomoc při zpracování vzorků. V neposlední řadě děkuji své rodině a přítelkyni za podporu nejen v těžkých chvílích, ale i za veškerou pomoc, kterou mi během celého studia poskytovaly.

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH

Fakulta rybářství a ochrany vod

Akademický rok: 2020/2021

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

(projektu, uměleckého díla, uměleckého výkonu)

Jméno a příjmení: **Ondřej LORENC**
Osobní číslo: **V19B009P**
Studijní program: **B4103 Zootechnika**
Studijní obor: **Rybářství**
Téma práce: **Analýza společenstva makrozoobentosu v tocích s nepůvodními druhy ryb a korýšů**
Zadávací katedra: **Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický**

Zásady pro vypracování

Cílem předkládané práce je odhalit případnou přítomnost nepůvodních druhů makrozoobentosu v menších tocích vtékajících do Labe. Řeka Labe je totiž významným koridorem, po kterém na naše území proudí velké množství nepůvodních druhů vodních bezobratlých (mlži, korýšů, hmyzu). Do jaké míry tyto druhy osidlují a pronikají do menších přítoků Labe je otázkou, na kterou částečně odpoví i tato práce. Student bude pracovat se vzorky makrozoobentosu odebranými u vtoku do Labe a výše proti proudu, aby bylo možné porovnat míru prostupu nepůvodních druhů proti proudu a rozdíl v případných společenstvech. Kromě detekce nepůvodních druhů, bude student hodnotit i celkové společenstvo makrozoobentu klasickými metodami. Hlavní činností studenta bude tedy jednak práce v laboratoři při rozebírání vzorků a determinaci jednotlivých druhů a zároveň vyhledávání relevantních zdrojů informací o výskytu a nepůvodních druhích v Labi, případně na území České republiky. V průběhu práce se student naučí používat základní techniky analýzy společenstva makrozoobentosu a také laboratorní techniky nutné ke zpracování a identifikaci makrozoobentosu. Zároveň by se měl naučit orientovat v odborné literatuře, naučit se ji vyhledávat a získat tak širší povědomí o problematice invazí, nepůvodních druhích organismů a možných negativních aspektech jejich výskytu mimo areál přirozeného rozšíření.

Rozsah pracovní zprávy: **30-50 stran**
Rozsah grafických prací: **úměrně potřebám vyhodnocení a interpretaci výsledků**
Forma zpracování bakalářské práce: **tištěná**

Seznam doporučené literatury:

- Bláha M 2021 Nenápadné akvatické invaze – mlži, korýši a ostatní bezobratlí. *Rybářství* 125: 56-59.
- Beran L 2018 Korbikula asijská – další přistěhovalce dobývá Prahu. *Živa* 5, 257.
- Elliot JM, Humpesch UH 2010. Mayfly Larvae (Ephemeroptera) of Britain and Ireland: Keys and a Review of their Ecology. *Freshwater Biological Association*, 152 pp.
- Johnson PT, Olden JD, & Vander Zanden MJ 2008. Dam invaders: impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(7), 357-363.
- Kozubíková-Balcarová E 2013 Biologické invaze a paraziti – příběh raků a račích moru. *Živa* 1, 31.
- Orendt, C. & Spies, M. 2012. Chironomini (Diptera, Chironomidae, Chironominae) Key to Central European larvae using mainly macroscopic characters. Second, revised edition – Leipzig, 64 p.
- Petrusek A, Špaček J 2018 Noví přivandrovalci v našich vodách. *Živa* 5, 251.
- Ricciardi A, & Maclsaac HJ 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.

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

Konzultant bakalářské práce: **Ing. Marek Let**
Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický

Datum zadání bakalářské práce: **8. ledna 2021**

Termín odevzdání bakalářské práce: **2. května 2022**



prof. Ing. Pavel Kozák, Ph.D.
děkan

JIHOČESKÁ UNIVERZITA
V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
FAKULTA RYBÁŘSTVÍ A OCHRANY VOD
Zátíší 728/II
389 25 Vodňany



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

V Českých Budějovicích dne 25. ledna 2021

Obsah

1	Úvod.....	8
2	Literární přehled	10
2.1	Pojmy v invazní biologii	10
2.2	Bentos	12
2.3	Bioindikace pomocí bentických společenstev.....	12
2.3.1	Indexy podobnosti.....	13
2.3.2	Indexy diversity.....	13
2.3.3	Saprobní index	14
2.3.4	BMWP Score	14
2.4	Akvatické invaze	14
2.5	Invaze v Evropě.....	15
2.6	Vybrané skupiny invazních organismů v Evropě.....	16
2.6.1	Raci	16
2.6.2	Měkkýši.....	17
2.7	Česká republika a akvatické invaze.....	18
2.8	Vybrané invazní druhy v ČR.....	20
2.8.1	Korbikula asijská (<i>Corbicula fluminea</i>).....	20
2.8.2	Rak pruhovaný (<i>Faxonius limosus</i>)	22
2.8.3	Hlaváč černoústý (<i>Neogobius melanostomus</i>)	24
2.8.4	Blešivec velkohrbý (<i>Dikerogammarus villosus</i>).....	25
3	Materiál a metodika	26
3.1	Popis lokalit.....	26
3.2	Odběr vzorků	26
3.3	Laboratorní část.....	27
3.3.1	Analýza dat.....	28

4	Výsledky	29
4.1	Charakteristika jednotlivých odběrových míst.....	29
4.2	Početnost bentosu	30
4.2.1	Jílovský potok	30
4.2.2	Luční potok	31
4.3	Index podobnosti, diverzity a saprobní index.....	33
5	Diskuse.....	36
5.1	Jílovský potok, od ústí do Labe (LJ1)	36
5.2	Jílovský potok pod nádrží pod Jílovým (LJ2).	37
5.3	Luční potok od ústí do Labe (LL1)	38
5.4	Luční potok – úsek od Velkého Újezdu dále proti proudu (LL2)	39
6	Závěr	40
7	Přehled použité literatury	41
8	Seznam příloh	49
9	Přílohy.....	50
10	Abstrakt.....	57
11	Abstract	58

1 Úvod

Introdukce druhů, které nejsou původní, je společně se změnami kvality stanovišť, změnou klimatu, vzrůstajícím využíváním přírodních zdrojů a v neposlední řadě také s neustálým znečišťováním životního prostředí považována za hlavní procesy, jež v nemalé míře negativně ovlivňují světovou biodiverzitu (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Vilà a kol., 2010).

Zavlečené nepůvodní druhy velmi často konkurují původním zástupcům fauny a flóry, což může vést až k nahrazování původních druhů. K tomu také přispívá nepřiměřené využívání přírodních zdrojů. To vše pak logicky vede ke ztrátám přirozené biologické rozmanitosti po celém světě (Lodge, 1993; Pyšková, 2018). Negativních důsledků, spojených s introdukcí nepůvodních druhů do nových ekosystémů, je však více a neohrožují pouze biologickou diverzitu. Problematika se zvětšuje s rostoucími nejen socioekonomickými, ale i zdravotními náklady. Invazní druhy mohou svým působením zhoršovat chudobu a ohrozit tak rozvoj mnoha průmyslových odvětví, zejména zemědělství, lesnictví, rybolovu, nebo přírodní systémy, které jsou základem obživy lidí v rozvojových zemích (Convention on Biological Diversity, 2009). Zvýšení počtu a rychlosti šíření nepůvodních druhů je úzce spojeno s intenzifikací obchodu a dopravy, zejména za posledních 25 let (Levine a D'Antonio, 2003; Ruiz a Carlton, 2003; Hulme a kol., 2009). Důležité je podotknout, že z obrovského množství nepůvodních druhů, které se v současnosti ve vodě i na pevnině vyskytují, má takto výrazný negativní vliv pouze zlomek druhů. I přes tento fakt je odhad celkových škod způsobených nepůvodními druhy vysoký (Pergl a kol., 2016).

Invaze samozřejmě nejsou pouze záležitostí ekosystémů nacházejících se na pevnině, ale jsou velmi rozšířené i ve vodním prostředí. Právě vodní ekosystémy, zejména řeky, tvoří vstupní brány pro mnoho invazních druhů. Škála živočichů, kteří úspěšně osídlují nové prostředí je více než velká a najdeme mezi nimi zástupce mnoha skupin. Pokud se zaměříme na vodní síť České republiky, do popředí jistě vstupují ryby a raci, nicméně se nejedná o jediné přistěhovalce, na které můžeme v dnešní době narazit na našem území. Mezi méně známými živočichy, kteří se vyskytují v českých tekoucích a stojatých vodách, si můžeme povšimnout řady měkkýšů nebo jiných drobnějších bezobratlých, jako jsou například blešivci a další.

Tato bakalářská práce si klade za cíl zhodnotit stav společenstev makrozoobentosu ve vybraných přítocích řeky Labe. Předpokládáme průnik některých druhů proti proudu z hlavního toku Labe, neboť tato řeka je známa výskytem nepůvodních druhů ryb a korýšů, které ji využívají jako hlavní migrační cestu do České republiky. Můj přínos spočíval v analýze společenstva makrozoobentosu v laboratoři a vyhodnocení jeho stavu.

2 Literární přehled

2.1 Pojmy v invazní biologii

Terminologie v oblasti invazní biologie je poměrně složitá, nicméně pro pochopení dané problematiky naprosto zásadní. V dnešní době se tak můžeme setkat s mnoha často velmi odlišnými definicemi některých vybraných pojmů. Jedním z klíčových slov je pojem „původní“, který označuje skutečnost, že se organismus vyskytuje v daném prostředí (povodí) přirozeně, aniž by k tomu dopomohl jakýkoliv zásah člověka. Opakem je pojem „nepůvodní druh“, jímž rozumíme takový živočišný nebo rostlinný druh, který se šíří v novém prostředí za přispění lidské činnosti. Dalším velmi často skloňovaným slovním spojením je invazní druh. Invazní druh je v podstatě totéž, co druh nepůvodní, avšak jeho přítomnost je často spojována s ekologickými nebo ekonomickými škodami (Drozd, 2018). V souvislosti s tímto slovním spojením se často můžeme setkat také s pojmem invazivní. Pojem invazivní, nebo invazivita, však není zcela správně spojován s invazní biologii. Základy tohoto slova spadají spíše do oborů medicíny a definují schopnost organismů pronikat do tkáně hostitele, kde následně dochází k poškození životních funkcí (Černá, 2018). Z tohoto důvodu bude pro naše účely užíván termín invazní. Definice, jež se mohou částečně lišit od těch výše uvedených, najdeme například v české legislativě (Tabulka 1).

Tabulka 1: Vybrané termíny z legislativy ČR a EU vztahující se k nepůvodním a invazním druhům (Pergl a kol., 2016).

dokument	termín	definice
Nařízení EU č. 1143/2014	Nepůvodní druh	jakýkoliv živý jedinec druhu, poddruhu nebo nižšího taxonu živočichů, rostlin, hub nebo mikroorganismů zavlečený nebo vysazený mimo svůj přirozený areál; patří sem všechny části, gamety, semena, vejce nebo propagule těchto druhů, jakož i kříženci, odrůdy či plemena, které mohou přežít a následně se rozmnožovat

	Invazní druh	nepůvodní druh, u něž bylo zjištěno, že jeho zavlečení či vysazení, nebo šíření ohrožuje biologickou rozmanitost a související ekosystémové služby, nebo na ně má nepříznivý dopad
	Invazní nepůvodní druh s významným dopadem na Unii	invazní nepůvodní druh, jehož nepříznivý dopad je považován za takový, že vyžaduje koordinovanou činnost na úrovni Unie podle čl. 4 odst. 3.
Zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny	Nepůvodní druh	geograficky nepůvodní druh rostliny nebo živočicha je druh, který není součástí přirozených společenstev určitého regionu
Zákon č. 326/2004 Sb., o rostlinolékařské péči	Škodlivý organismus	škodlivými organismy jsou jakékoliv druhy, kmeny nebo biotypy rostlin, živočichů nebo původců chorob (například virů, bakterií, hub) škodící rostlinám nebo rostlinným produktům
Zákon č. 254/2001 Sb., vodní zákon	Vypouštění nepůvodních organismů	v § 35, odst. 3 zakazuje „vypouštět ryby a ostatní vodní živočichy nepůvodních, geneticky nevhodných a neproověřených populací přirozených druhů do vodních toků a vodních nádrží bez souhlasu příslušného vodoprávního úřadu“.
Zákon č. 99/2004 Sb. o rybářství	Nepůvodní druh	Nepůvodní rybou a nepůvodním vodním organismem je myšlen geograficky nepůvodní, nebo geneticky nevhodná, anebo neproověřená populace ryb a vodních organismů, vyskytující se na území jednotlivého rybářského revíru v České republice méně než 3 po sobě následující generační populace (§ 2, písm. s).

2.2 Bentos

Společenstvo bentosu je komunita, která je svým způsobem života vázána na dno stojatých, nebo tekoucích vod. Bentické organismy tak mohou žít přímo v substrátu, pohybovat se po jeho povrchu, růst přitisknuté k pevným částem substrátu, nebo se volně pohybovat v blízkosti dna (Lampert a Sommer, 1997). Bentické společenstvo obsahuje organismy různých velikostí. Od drobných nedostatečně prozkoumaných prvoků (Protozoa), až po velké mlže a raky (Kalff, 2001). Dle velikosti můžeme bentické organismy rozdělit do tří velikostních skupin. Živočichy obývající dno do velikosti 0,1 mm nazýváme mikrobentos, v rozmezí od 0,1 mm do 2 mm se jedná o mesobentos a největší velikostní kategorii nazýváme makrobentos, tedy organismy nad 2 mm (Hartman a kol., 1998). Obecně můžeme bentos rozdělit na fytobentos (rostlinné organismy) a zoobentos (živočišné organismy) (Kubíček a Zelinka, 1982). Složení substrátu nacházejícího se na dně může mít významný vliv na typy společenstev, která se zde vyvíjejí (Lampert a Sommer, 1997). Jiné druhové složení zoobentosu najdeme ve vodách stojatých, jiné ve vodách tekoucích. Ve stojatých vodách je bentické společenstvo značně odkázáno na potravu dostupnou z pelagiálu. Z tohoto důvodu jsou například dna rozlehlých jezer s velkou hlubokou vody málo oživena. Ve stojatých vodách nejčastěji narazíme na zástupce máloštětinatců (Oligochaeta), larvy pakomárů (Diptera, Chironomidae), různé měkkýše (Mollusca), nebo například korýše (Crustacea). Naopak velmi vysoká druhová rozmanitost je ve vodách tekoucích. Základní faktor, který má výrazný vliv na druhové složení je rychlost proudění vody v toku. Organismy obývající tekoucí vody jsou často vybaveni různými morfologickými adaptacemi pro život v proudu. Běžnými skupinami bentických organismů, na které můžeme v tekoucích vodách narazit, jsou jepice (Ephemeroptera), chrostíci (Trichoptera), či pošvatky (Plecoptera) (Hartman a kol., 1998).

2.3 Bioindikace pomocí bentických společenstev

Možnost využití společenstva makrozoobentosu pro hodnocení vodního prostředí je založena na faktu, že bentické společenstvo reaguje nejlépe na změnu podmínek a zdrojů jako celek. Může docházet k různým změnám, zejména ke změnám ve druhovém složení a početnostech jednotlivých druhů, nebo taxonů. Tato možnost společně s dnešními znalostmi vztahů a vlastností konkrétních druhů nám umožňuje velmi účinně indikovat

změny prostředí (Adámek a kol., 2008). Obecně se makrozoobentos považuje za vůbec nejlepší nástroj pro bioindikaci (Adámek a kol., 2010). Mezi výhody využití bentických organismů patří například velké množství druhů, které se vykytují ve velké většině biotopů, vázanost způsobu života k lokalitě, kde se daný druh vyskytuje, délka života některých organismů (měsíce až roky), schopnost organismů odlišně reagovat na různé situace, nebo schopnost kumulovat některé polutanty ve vlastních tkáních. Výhodou je i samotné vzorkování – je jednoduché a poměrně finančně nenáročné (Hellawell, 1986; Rosenberg a Resh 1993; Helešic, 2006; Adámek a kol., 2010).

2.3.1 Indexy podobnosti

Tyto indexy spočívají ve sledování struktury jednoho společenstva, které následně porovnávané se společenstvem druhým. Pro tyto indexy je nezbytné mít dostupné výsledky i z jiné lokality, nebo z více lokalit (Kokeš a Vojtišková, 1999). Příklady indexů podobnosti, jež můžeme použít pro sledování makrozoobentosu jsou například Jaccardův index, Sørensonův index a Kulczynského index podobnosti.

2.3.2 Indexy diversity

Princip této metody předpokládá, že ideální společenstvo, které není nijak negativně ovlivněno, je složeno z jednoho, až několika velmi početných druhů, ty označujeme jako dominantní, několika druhů středně početných, nebo také tzv. doprovodných a více druhů, které nejsou příliš početně zastoupené, tedy druhy vzácné (Adámek a kol., 2010). S nejmenší druhovou pestroostí se setkáváme zejména v pramenných a nížinných profilech (tedy v nejvyšších a nejnižších úsecích toků). Společenstva se v těchto úsecích vyznačují nižším počtem druhů o různé početnosti jedinců, ačkoliv v obou případech jsou druhová složení velmi odlišná. Opakem jsou střední části toků, kde se lze setkat s vysokou druhovou rozmanitostí (Lellák a Kubíček, 1991). Velmi často používaným indexem diversity je například Shannon-Wienerův index diversity.

2.3.3 Saprobní index

Tato metoda je založena na citlivosti vybraných skupin organismů vůči organickému zatížení vodního ekosystému, ve kterém žijí. Ačkoliv primárně indikuje organické znečištění, koreluje i s intenzitou eutrofizace, zemědělským využitím povodí a některými prvky hydromorfologických změn (Opatřilová, 2007). O saprobním indexu pojednává norma ČSN 75 7716, která uvádí seznam konkrétních latinských názvů s individuálními saprobními indexy (Si), indikační vahou (Ii) a saprobní valencí. Hodnota saprobního indexu se pohybuje v rozmezí od -1 do 8 (Říhová Ambrožová, 2007). Saprobni systém rozšířil Sládeček (1973), zavedením nových pojmů: katarobita (pro velmi čistou vodu), limnosaprobita (běžné volné vody), eusaprobita (odpadní vody s odbouratelnými látkami), transsaprobita (odpadní vody s de-facto biochemicky neodbouratelnými látkami). Limnosaprobita se dále dělí na další stupně od nejnižšího, tedy xenosaprobity, přes oligosaprobity, betamezosaprobity a alfamezosaprobity, po nejhorší stupeň zatížení – polysaprobity (Adámek a kol., 2010).

2.3.4 BMWP Score

Takzvané skóre systémy jsou jednoduché metody, založené na přiřazování určitého skóre jednotlivým čledím bezobratlých organismů. Přiřazené hodnoty se následně sčítají a dávají nám celkovou hodnotu. Tyto metody počítají s tím, že čledi jsou dobře determinovatelné, a že každý druh z určité čledi má přinejmenším podobné ekologické nároky a může reprezentovat celou čled. Početností jednotlivých zástupců čledi není věnována pozornost. (Guhl, 1987).

2.4 Akvatické invaze

Tyto invaze způsobují velmi vysoké škody. Výše škod v celosvětovém měřítku činí částku 345 miliard amerických dolarů (Cuthbert a kol., 2021). Již v minulosti jsme mohli být svědky mnoha případů, kdy došlo k výrazným ekonomickým či ekologickým změnám způsobeným zavlečením některých druhů organismů do nepůvodního areálu jejich výskytu (Drozd, 2018).

2.5 Invaze v Evropě

Vnik invazních nepůvodních druhů do Evropy připomíná spíše nekonečný zápas, ve kterém až na výjimečné okamžiky vítězí nezvaní hosté. Množství chtěně i nechtěně zavlečených druhů stoupá tak, že počet veškerých introdukovaných organismů zahrnující jak suchozemské, tak vodní druhy rostlin i živočichů stoupl mezi lety 1900–2010 čtyřnásobně (Rabitsch a kol., 2016). Najdeme mezi nimi druhy pocházející ze sladkých, ale i slaných vod. Pro účely této bakalářské práce bude pozornost věnována zejména těm sladkovodním.

Evropská síť vodních cest vznikala více než 200 let a zahrnuje přes 28 000 km řek a umělých kanálů určených pro plavbu. Tato vodní síť vede od Atlantského oceánu, až k pohoří Ural a je spojením 37 různých zemí. V současnosti známe několik, invazních koridorů spojující jižní a severní evropská moře (Galil a kol., 2007). Dva hlavní koridory jsou zobrazeny na Obr. 1. Většina nejvýznamnějších invazních druhů v Evropě, snižuje druhovou rozmanitost původních společenstev a narušuje jejich složení, dochází tedy k poklesu druhové diversity a také ke změnám v početnosti původních druhů i skupin organismů, zatímco menší část naopak způsobuje škody přímou devastací původních druhů (Vilá a kol., 2009; McGeoch a kol., 2010).



Obrázek 1: Dva hlavní invazní koridory v Evropě (Petrušek a Špaček, 2018).

2.6 Vybrané skupiny invazních organismů v Evropě

2.6.1 Raci

Raci tvoří důležitou součást vodních ekosystémů. Jedná se o jedny z největších bezobratlých živočichů žijících ve vodním prostředí, jež zastupují důležitou roli v potravním řetězci (Svobodová a kol., 2010). Z celého světa známe více než 640 různých druhů, přičemž nejvíce jich můžeme nalézt v Severní Americe a Austrálii (Crandall a De Grave., 2017). Na rozlehlém území Evropy se i v současnosti potýkáme s vysazováním nepůvodních druhů raků. Dříve bylo hlavním důvodem vysazování raků jejich následné hospodářské využití, v dnešní době se však setkáváme s jiným problémem vědomé introdukce, a to s nezodpovědným vypouštěním nepůvodních druhů korýšů z akvarijních chovů do volných vod. Na internetu je mnoho běžných obchodů, kde lze jednoduše zakoupit nepůvodní druhy, právě pro akvaristické účely (Kozák a kol., 2013, Patoka a kol., 2014, Patoka a kol., 2018). Celkově se tedy na území Evropy vyskytuje alespoň deset různých druhů raků, které jsou nepůvodní. Především se jedná o severoamerické druhy raků, konkrétně o raka signálního (*Pacifastacus leniusculus*), čtyři zástupce rodu *Procambarus*, z nichž nejznámějším a nejrozšířenějším je rak červený (*Procambarus clarkii*) a čtyři zástupce rodu *Faxonius*, reprezentované zejména rakem pruhovaným (*Faxonius limosus*) (Holdich a kol., 2009; Filipová a kol., 2011a; Jaklič a Vrezec, 2011; Kozák a kol., 2013). Právě druhy jako jsou rak signální, rak pruhovaný a rak červený byli do Evropy dovezeny záměrně. Rozšíření nepůvodních raků v současné době nasvědčuje tomu, že mohlo docházet i k nezaznamenaným introdukcím některých vybraných druhů (Holdich a kol., 2009; Filipová a kol., 2011; Souty-Grossett a kol., 2006; Kossakowski, 1966). Nepůvodní astakofauna, jež se v Evropě úspěšně adaptovala, je nepochybně velmi dobře vybavena pro vytlačování původních druhů. Jejich úspěšnost spočívá zejména ve vysoké přizpůsobivosti životním podmínkám a celkové plasticitě životního cyklu. Neméně významným faktorem zvýhodňujícím invazní raky je jejich vyšší agresivita, která jim umožňuje zvítězit v přímých konfrontacích. Může tak docházet k vytlačování z úkrytů, nebo ovlivnění úspěšnosti v soubojích o zdroje potravy (Kozák a kol., 2013).

Největší problematikou nepůvodních druhů raků však nejsou tyto faktory, ale onemocnění přenášené nepůvodními druhy – račí mor. Toto onemocnění je nejznámější a také nejvíce nebezpečná choroba postihující raky (Cerenius a kol., 1988). Způsobuje ho

hnileček račí (*Aphanomyces astaci*) ze skupiny houbových organismů, která se na evropský kontinent dostala společně se severoamerickými raky v druhé polovině devatenáctého století. Pro evropské raky je toto onemocnění smrtelné. Naopak pro severoamerické druhy není závažnou komplikací, protože jsou schopni zastavit růst tohoto organismu již v kutikule, a tak jsou vůči akutnímu průběhu této choroby imunní (Persson a Söderhäll; 1983; Diéguez-Uribeondo a Söderhäll, 1993; Rallo a Garcia-Arberas, 2002; Kozubíková a kol., 2006; Kozubíková a Petrušek, 2009).

2.6.2 Měkkýši

Další skupinou organismů, která úspěšně pronikla do Evropy jsou měkkýši. Najdeme mezi nimi druhy, jež mají velký dopad například na ekonomiku, ale i druhy poměrně nenápadné, o jejichž dopadech není mnoho známých informací.

Sladkovodní mlži patří mezi nejvíce ohrožené živočichy na celém světě, ale právě v této skupině organismů najdeme také mnoho zavlečených škodlivých druhů (Lydeard a kol., 2004; Karatayev a kol., 2007). Takovým mlžem je například škeble asijská (*Sinanodonta woodiana*) (Obr. 2). Jedná se o sladkovodního mlže z čeledi Unionidae, pocházejícího z východní Asie, kde představuje nejběžnějšího mlže (He a Zhuang, 2013). Mimo přirozený výskyt v tekoucích a stojatých vodách je škeble asijská hojně chována pro produkci masa a sladkovodních perel. V současné době je rozšířena do mnoha oblastí po celém světě. Setkat se s ní můžeme v Thajsku, Malajsii, Indonésii, Číně, Střední Americe, ale intenzivně proniká i evropských států (Douda, 2018). Do Evropy byla zavlečena neúmyslně v roce 1963, při dovozu kaprovitých ryb (Watters, 1997). Nejprve se tento druh vyskytoval převážně v teplejších oblastech a v oblastech s uměle oteplenou vodou, ale přibližně během devadesátých let se rozšířil i do volných vod s běžným teplotním režimem (Kraszewski, 2007). Negativním dopad, který škeble asijská způsobuje, spočívá v jejím rozmnožovacím cyklu. Může docházet ke konkurenci s domácími mlži o rybiho hostitele, neboť pokud byla ryba infikována škeblí asijskou, významně se u ní snižuje úspěšnost vývoje glochidií původních druhů mlžů (Douda, 2018). V Evropě navíc osidluje dno stojatých i tekoucích vod, kde může tvořit velmi početné kolonie s biomasou až 25 kg/m² (Kraszewski a Zdanowski, 2007).



Obrázek 2: Významný invazní druh v Evropě – Škeble asijská (*Sinanodonta woodiana*)

(Foto Luboš Beran).

2.7 Česká republika a akvatické invaze

Šíření nepůvodních organismů, ať už se jedná o živočichy či rostliny, je významným jevem, s rostoucím trendem zejména v posledních dekadách (Jurajda, 2018). Ze zahraničí k nám již pronikla dlouhá řada živočichů z různých koutů světa. Mimo jiné mezi nimi můžeme narazit na větší zástupce nepůvodních organismů, jako jsou ryby, raci, nebo velcí mlži. Současné území České republiky se jeví jako země s ideálními podmínkami, zejména pro nepůvodní druhy ryb (Drozd, 2018). Ve vodách na našem území se lze setkat s řadou nepůvodních druhů ryb, které jsou ve většině případů vysazovány za účelem hospodaření, nebo z důvodu sportovního rybolovu (Petrušek a Špaček, 2018). Takovým typickým zástupcem ryb, který je v ČR vysazován za účelem hospodaření je kapr obecný (*Cyprinus carpio*), nebo amur bílý (*Ctenopharyngodon idella*). Z hlediska sportovního rybolovu jsou často vysazovány nepůvodní lososovité ryby jako pstruh duhový (*Oncorhynchus mykiss*) a siven americký (*Salvelinus fontinalis*).

Kromě účelové introdukce se u nás můžeme setkat i s rybami, které k nám byly zavlečeny nechtěně (Jurajda, 2018). Velmi dobře známým zástupcem tohoto typu introdukce je drobná kaprovitá ryba střevlička východní (*Pseudorasbora parva*), jejíž

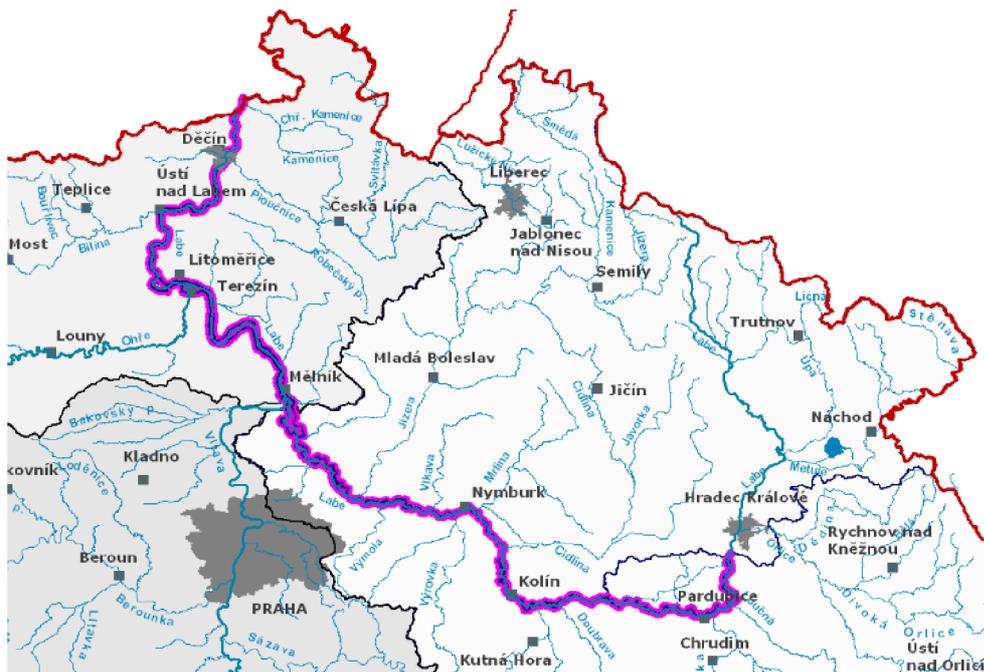
zavlečení je výsledkem manipulace s rybími násadami. Tento druh způsobuje škody především v produkčním rybníkářství (Petrusek a Špaček, 2018; Kalous, 2018).

Nejsou to však pouze ryby, kdo se na naše území dostal ze zahraničí. Již dnes se můžeme v českých tekoucích i stojatých vodách střetnout s několika desítkami nepůvodních druhů vodních bezobratlých, pocházejících z různých kmenů. Mezi těmito bezobratlými najdeme jak druhy nepříliš známé, tak několik populárních druhů, které se úspěšně dostali do podvědomí široké veřejnosti. Příkladem dobře známých invazí mohou být některé druhy severoamerických raků, medúzka sladkovodní (*Craspedacusta sowerbi*), nebo třeba slávička mnohotvárná (*Dreissena polymorpha*). Naopak mezi neznámé až bizarní nepůvodní druhy, o jejichž přítomnosti není velké veřejné povědomí, patří například mnohoštětinatí červi („*Polychaeta*“) (Petrusek a Špaček, 2018).

Pomyslnou vstupní bránu pro tyto organismy tvoří především velké řeky, a právě ty jsou na invaze nepůvodních druhů velmi citlivé. Přirozeně mohou sloužit jako migrační cesty na dlouhé vzdálenosti, avšak většina velkých řek je dnes antropogenně ovlivněna nebo upravena. Tyto toky jsou také často využívány jako plavební cesty pro lodní dopravu, a to je pokládáno za hlavní důvod, proč jsou zvláště velké řeky vystaveny ohrožení z hlediska invaze nepůvodních druhů (Leprieur a kol., 2008; Leuven a kol., 2009). V České republice je bezesporu nejdůležitější migrační cestou pro vodní faunu i floru řeka Labe (Obr. 3). Labe je i na našem území významnou vodní cestou využívanou pro vnitrozemskou nákladní lodní dopravu. Jedním z faktorů dokazujících vhodnost labského koridoru pro invaze je jeho propojení s evropskou sítí vodních cest, tedy umělých kanálů, propojujících říční povodí (Petrusek a Špaček, 2018). Tato evropská síť vodních cest spojuje Labe s řekami jako jsou Vezera, Emže, Odra a Rýn, ale také s Baltským mořem (Kubec a Podzimek, 2015). Vybudované kanály umožňují vodním organismům překonávat bariéru pevniny. Možnost migrace získávají jak aktivně, tak pasivně pohybující se organismy. K přemístění mohou přímo využít lodě, tedy jejich nádrže s balastní vodou optimalizujících ponor lodě. Balastní voda je nabírána ve vzdálených přístavech a poté převezena desítky až stovky kilometrů daleko, kde je vypouštěna i se vším živým, co se v ní právě nachází. Jiné organismy se mohou jednoduše přichytit na trupu lodí a být tak přemístěny na dlouhou vzdálenost (Petrusek a Špaček, 2018). Obecně tedy můžeme konstatovat, že je řeka Labe místem, kde se koncentrují nepůvodní druhy. V části řeky Labe ležící na našem území včetně přítoků, můžeme narazit na mnoho různých nepůvodních druhů, které se sem v průběhu mnoha desetiletí dostali. Ačkoliv se v některých případech jedná o nevýrazné organismy, o jejichž

významnosti pro naše vodní ekosystémy by se na první pohled dalo pochybovat, nelze jejich negativní dopady na původní společenstva jednoznačně vyloučit.

Zda bude daný organismus úspěšně kolonizovat nové prostředí závisí na mnoha faktorech, jako jsou například nároky na potravu, prostředí, v němž daný organismus prosperuje, onemocnění, kterým jsou tyto druhy postihovány, množství, v jakém se takový organismus v nových podmínkách vyskytuje, schopnost migrace a kolonizace, rychlost růstu a další (Orendt a kol., 2010).



Obrázek 3: Labe na území ČR (Zdroj: Povodí Labe, 2022).

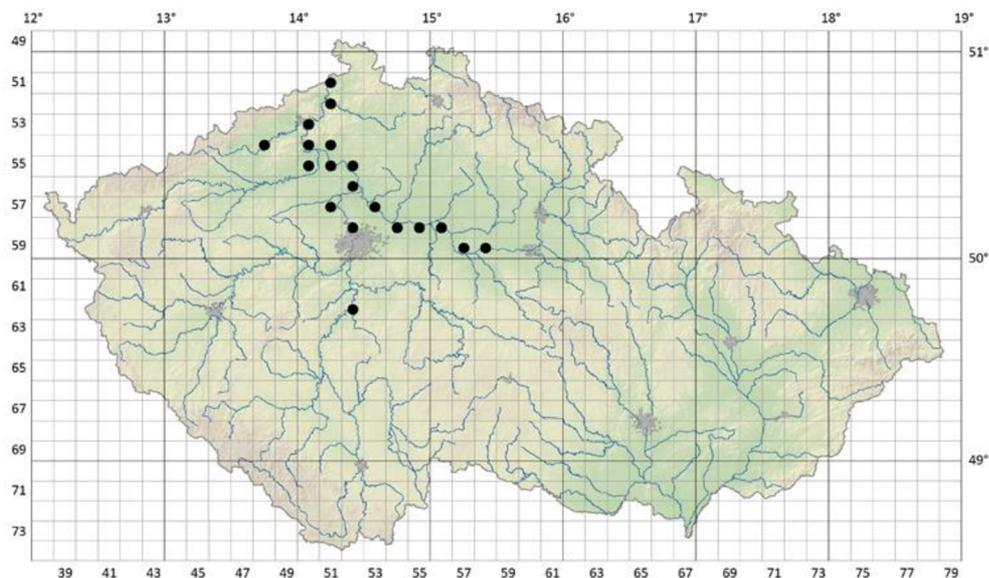
2.8 Vybrané invazní druhy v ČR

2.8.1 Korbikula asijská (*Corbicula fluminea*)

Mezi nejznámější druhy, které pronikly na území České republiky labským koridorem, patří například mlž korbikula asijská (Obr. 5) (Beran, 2018). Tento mlž pochází z jihovýchodní Asie, odkud se nejprve dostal lidskou činností do Severní Ameriky a později kolem roku 1980 s lodní dopravou i do Evropy. Na území ČR se dostala Labem z Německa. První záznam o jejím výskytu u nás, pochází z roku 1999 (Beran, 2013).

V České republice se korbikula postupně rozšiřuje proti proudu řeky Labe a osidluje tak hlavní tok i přítoky, jakými jsou například řeky Ohře nebo Vltava, ale i další menší

potoky (Obr. 4). Vzhledem k výskytu korbikuly v Dunaji na Slovensku, nelze její výskyt v budoucnosti vyloučit ve východní části ČR (Beran, 2018). V našich podmínkách většinou nepřekračuje hustotu 100 jedinců na jeden metr čtvereční. Zajímavou lokalitou s výrazně vyššími koncentracemi korbikuly u nás, je betonový kanál spojující odkaliště Elektrárny Mělník a Labe. V tomto kanále o šířce až 1,5 metru, tvořili její schránky i živí jedinci v podstatě jediný sediment na dně, jehož vrstva byla až 20 centimetrů (Beran, 2013). Studie o negativních dopadech tohoto druhu jsou k dispozici především ze zahraničních lokalit, zejména ze Severní Ameriky, kde ovlivňuje trofii a koloběh živin v nádržích. U nás zatím nedosahuje tak vysokých koncentrací, jako v Severní Americe, avšak nelze její negativní dopad na zdejší habitaty zcela vyloučit (Beran, 2000, 2013, 2017).



Obrázek 4: Rozšíření korbikuly asijské *Corbicula fluminea* v ČR (Luboš Beran, 2018).



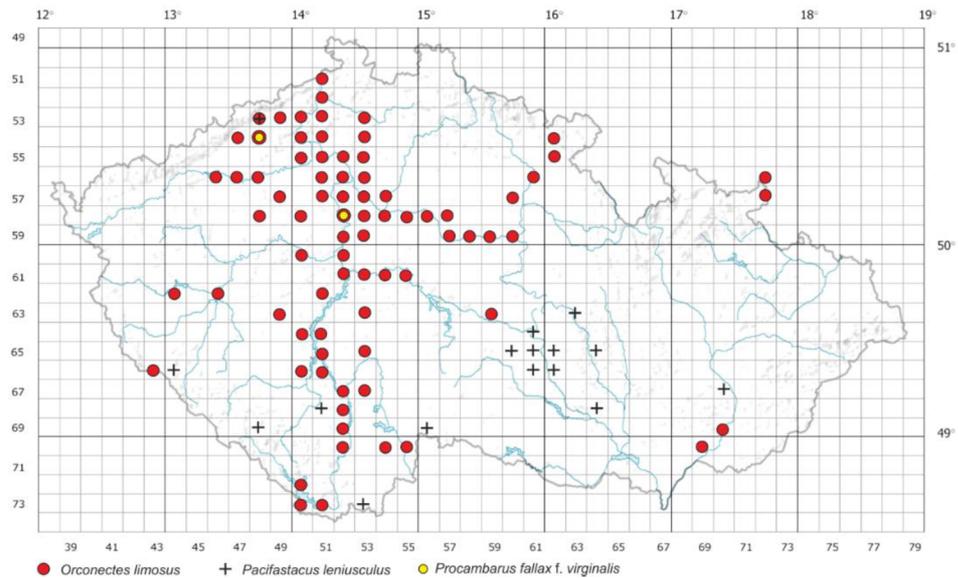
Obrázek 5: Korbikula asijská *Corbicula fluminea* (Foto Jiří Kameníček).

2.8.2 Rak pruhovaný (*Faxonius limosus*)

Rak pruhovaný (Obr. 7) se k nám rozšířil pravděpodobně samovolně, tedy z Německa proti proudu řeky Labe. Poprvé byl odchycen v roce 1988 (Patoka, 2022). Současný výskyt tohoto druhu raka je v České republice vázán především na velké řeky (Labe, Vltava) (Obr. 6). Výjimkou však nejsou ani jejich přítoky, tedy i menší řeky jako jsou Ohře, Jizera, Sázava a Lužnice, či stojaté vody i v jejich vzdálenějším okolí (Petrušek a kol., 2006). Díky jeho neobvyklé denní aktivitě, je často přemísťován potápěči do pískoven a zatopených lomů (Patoka, 2022).

Vysoká aktivita raka pruhovaného přes den, byla sledována i v době páření, tedy na podzim a na jaře. Období se sníženou aktivitou raka pruhovaného nebylo během roku zjištěno vůbec (Musil a kol., 2010; Buřič a kol., 2009; Stucki, 2002). Obecně se jedná o velmi odolný druh, a to jak proti organickému, tak chemickému znečištění v jeho životním prostředí. Ve srovnání s našimi původními raky, je tento druh významně tolerantnější vůči vysokým teplotám, obsahu kyslíku ve vodě, a dokonce i eutrofizaci (Schilderman a kol., 1999; Füreder a kol., 2006). Flexibilita tohoto druhu umožňuje populacím zvýšit potravní aktivitu během časového úseku s příznivými podmínkami (zdroje potravy jsou využívány co nejvíce), ale i za nepříznivých podmínek, kdy využívají vše, co mají ještě k dispozici. Původní druhy raků pak nemohou efektivně využívat zdroje potravy a jejich populace neprosperují (dochází ke zpomalení růstu a oddálení dosažení pohlavní dospělosti) (Reynolds, 2002). Pro severoamerické raky, mezi které rak

pruhovaný patří je charakteristický rychlý růst a brzká pohlavní dospělost, což tento druh bezesporu splňuje (Lindqvist a Huner, 1999; Kozák a kol., 2013). Vyšší aktivitu doplňuje i zvýšená agresivita, která ještě více snižuje konkurenceschopnost původních druhů. Jednou z nejzávažnějších hrozeb, jež naše raky ohrožuje je však plísňové onemocnění račí mor, jehož přenašečem může být například právě rak pruhovaný (AOPK ČR, 2018).



Obrázek 6::Rozšíření severoamerických druhů raků v ČR (Pavel Vlach, 2017).



Obrázek 7:: Rak pruhovaný *Faxonius limosus* (Foto Michal Mudra).

2.8.3 Hlaváč černoústý (*Neogobius melanostomus*)

První údaj o výskytu hlaváče černoústého (Obr. 8) na území České republiky pochází z roku 2008 a to z dolních toků řek Moravy a Dyje (Lusk a kol., 2008). Vzhledem k faktu, že řeka Morava není využívána pro lodní dopravu, protože není splavná, jeho šíření muselo být přirozenou cestou. K překonání vzdálenosti 70 km z Dunaje do České republiky potřeboval přibližně 8 let (Jurajda, 2018). Druhá trasa šíření hlaváče černoústého k nám vedla z oblasti Gdaňského zálivu v Polsku, kam byl zavlečen roku 1990 a odtud se šířil do přibřežních vod pobaltských států a po jižním pobřeží Baltského moře k ústím řek Odry, Visly a Vezery, ale i Severního moře, až do Labe (Jurajda, 2018; Janáč a kol. 2018). Po proudu řeky Labe se hlaváči postupně rozšířili až na území České republiky. Poprvé byl chycen juvenilní jedinec nedaleko Ústí nad Labem, 622 km od nejbližšího známého místa výskytu v roce 2015 (Buřič a kol., 2015; Roche a kol., 2015). Pravděpodobně se na rozšíření hlaváče do českého části Labe podílela lodní doprava. Pro tuto teorii hovoří první zjištěný výskyt hlaváče v okolí přístaviště v Ústí nad Labem a vzdálenost společně s krátkým časovým úsekem od zatím nejbližšího místa výskytu na dolním Labi v Německu (téměř 600 km řeky překonané za tři roky) (Jurajda, 2018; Janáč a kol. 2018). Následně v roce 2016 se hlaváči rozšířili po proudu, kde byly chyceni v Drážďanech, ale i proti proudu, kde byli uloveni nejvýše u Litoměřic (Jurajda, 2018; Drozd, 2021). Hlaváč, jakožto dravý druh ryby není pro původní druhy ryb významným nebezpečím. Pokud se vyskytuje ve vysokých koncentracích, může některým původním druhům potravně konkurovat. Naopak bylo zjištěno že právě hlaváč se poměrně běžně stává kořistí některých původních druhů, zejména těch, které mají podobné požadavky na životní prostředí (Mikl a kol., 2017; Jurajda, 2018). V případě řeky Dyje se hlaváči stávají kořistí mníka jednovousého, na Labi tvoří součást jídelníčku úhoře říčního (Mikl a kol., 2017).



Obrázek 8: Hlaváč černoústý *Neogobius melanostomus* (Foto Peter van der Sluijs, 2012).

2.8.4 Blešivec velkohrbý (*Dikerogammarus villosus*)

Jedná se o druh blešivce pocházející z Ponto – Kaspické oblasti. Tento druh se vyznačuje chováním typickým pro dokonalý invazní druh. Dovede se šířit velmi rychle a vzhledem k potravním zvyklostem tohoto druhu, může účinně a v krátkém časovém úseku zásadně ovlivnit (poškodit) potravní vztahy původních makrozoobentických společenstev. Dalším velkým problémem je vysoká agresivita vůči původním druhům, které tak vytlačuje z jejich životního prostředí. Setkat se s ním můžeme v různých podmínkách, ale upřednostňuje spíše habitaty s velkým množstvím úkrytů (např. kamenité, nebo štěrkovité dno). V současné době se blešivec velkohrbý aktivně šíří proti proudu větších řek, mezi které patří například řeka Labe, Vltava, nebo Ohře, kde může být potenciální hrozbou zejména v budoucích letech. V tuto chvíli nedisponujeme žádným efektivním eradikačním opatřením, kterým bychom byli schopni jeho stavy efektivně regulovat (Kuříková a kol, 2016; Bláha, 2021;). Blešivec velkohrbý viz. Obr. 9.



Obrázek 9: Blešivec velkohrbý *Dikerogammarus villosus* (foto Michal Grabowski, 2013).

3 Materiál a metodika

3.1 Popis lokalit

Vzorkování probíhalo na dvou lokalitách. Jedná se o menší potoky, které jsou přítoky řeky Labe. Tyto lokality byly vybrány z důvodu možného vniku invazních druhů z řeky Labe do těchto přítoků, kde potenciálně mohou ovlivnit společenstvo makrozoobentosu.

První lokalitou byl Jílovský potok (označován také jako „LJ“), který je levostranným přítokem Labe a nachází se v Ústeckém kraji. Tento potok pramení v nadmořské výšce 711 m a postupně se dostává do údolí. Do Labe se vlévá ve městě Děčín, kde je nadmořská výška 123 m. Protéká třemi obcemi (Libouchec, Modrá a Martiněves) a dvěma městy (Jílové a Děčín). Jeho celková délka je 20,25 km. Plocha povodí měří 76,16 km². a průměrný průtok činí 0,71 m³/s (Anonym, 2022).

Druhou zkoumanou lokalitou byl Luční potok (zkráceně označován jako „LL“). Jedná se o pravostranný přítok Labe. Délka toku je přibližně 14 km. Pramení poblíž obce Hlupice v nadmořské výšce 468 metrů. Potok celkem protéká šesti obcemi (Starý Mlýnec, Leopoldův Mlýn, Býčkovice, Velký Újezd, Zahořany a Třeboutice), které jsou rozmístěny po celé délce toku. V obci Třeboutice, kde se Luční potok vlévá do Labe je nadmořská výška 147 metrů (změřeno na Mapy.cz).

Na každém potoce byly stanoveny dva úseky. Dolní úsek od vtoku do řeky Labe cca 150–200 m proti proudu (zde označen číslicí 1), horní úsek (zde značený vždy číslem 2). Dolní úseku byl zvolen kvůli možnému výskytu, a tedy i vlivu nepůvodních druhů na tamní společenstvo, naopak v horní části toku nebyl předpokládán možný průnik a vliv nepůvodních organismů z hlavního toku Labe. Fotografie z lokalit jsou umístěny v přílohách (9 Přílohy, s. 50).

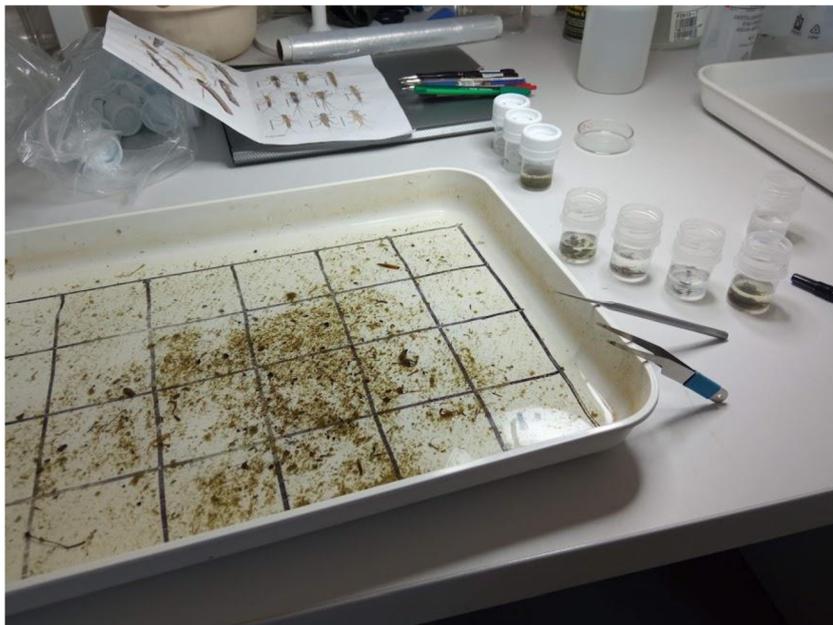
3.2 Odběr vzorků

Odběru vzorků jsem se osobně neúčastnil, probíhal v letech 2018-2019 a byl prováděn pracovníky laboratoře sladkovodních ekosystémů FROV JU Vodňany. V rámci každého spodního i horního úseku bylo vytipováno vždy 6 vzorkovacích bodů odpovídajících dvěma typům habitatů. Typ „tůň“ – úseky s pomaleji proudící vodou, kde probíhala

sedimentace unášeného materiálu a typ „proud“ – úseky s rychle tekoucí vodou a minimální sedimentací materiálu. V každém typu habitatu, pokud byl dostatečně zastoupen, byly odebrány tři vzorky. Pro vzorkování se používal Surberův odběrák s ohraničenou vzorkovací plochou (0,09 m²). Následně byl vzorek promyt na bentických sítích s velikostí ok 1 a 0,5 mm a převeden do vzorkovacích lahví s technickým lihem.

3.3 Laboratorní část

Vzorky byly převezeny do laboratoře, kde následovala jejich analýza. Nejdříve bylo nutné vybrat vlastní bentické organismy a oddělit je od dalšího materiálu (sediment dna, detrit apod.) Vzorek byl po částech odebírán a následně propláchnut vodou za použití jemného sítko. Účelem bylo zbavit vzorek jemného sedimentu a lihu. Propláchnutá část byla rozprostřena pomocí menšího množství čisté vody na bílé fotomisce (Obr. 10) tak, aby se veškeré částice včetně bentosu mohly ze vzorku pomalu odplavovat. Nalezené organismy se postupně pomocí pinzet vkládaly do lahvíček o malém objemu s technickým lihem. Zároveň docházelo k základnímu taxonomickému třídění těchto organismů.



Obrázek 10: Rozbor vzorku (Foto Ondřej Lorenc).

Když byly veškeré vzorky z terénu roztřízené, následovala determinace jednotlivých bentických organismů. Pokud to bylo možné, determinace probíhala na úrovni druhu,

u některých na determinaci obtížných skupin (Diptera a Oligochaeta) probíhala determinace do čeledí, či rodů. K determinaci byla většinou používána binokulární lupa Olympus SZX16, v případě potřeby většího zvětšení některých determinačních znaků byl použit stereomikroskop Olympus BX51. K samotnému procesu určování druhů byla použita dostupná determinační literatura na jepice (Eiseler, 2005), chrostíky (Waringer a Graf, 2013), dvoukřídlé (Špaček a kol., 2009). Vybrané použité pomůcky viz. Obr. 11. Dalším krokem bylo zjišťování početnosti jednotlivých druhů v odebraných vzorcích. Tyto informace byly postupně zanášeny do tabulek v programu Microsoft Office Excel, kde byly následně vyhodnocovány. Veškeré bentické organismy byly vráceny zpět do uzavíratelných lahvíček s technickým lihem a uskladněny.



Obrázek 11: Determinace vzorku – pomůcky (Foto Ondřej Lorenc).

3.3.1 Analýza dat

Pro porovnání profilů byly spočítány Shannon-Wienerův index diverzity (H'), saprobní index (S) a Sørensenův index podobnosti (Q_s). Pro výpočet indexů bylo potřeba nejprve zjistit pro každý taxon indikační váhu a saprobní hodnotu, která byla vyhledávána v atlasu od Sládečka a Sládečkové (Sládeček a Sládečková, 1996).

4 Výsledky

4.1 Charakteristika jednotlivých odběrových míst

Ve dnech 24.3. – 24.4.2019 proběhlo měření, konkrétních vlastností toku na odběrových místech, pro dokreslení situace na obou lokalitách (Tabulka 2).

Tabulka 2: Zjištěné parametry jednotlivých odběrových míst. LL1 = Luční potok, dolní úsek; LL2 = Luční potok, horní úsek; LJ1 = Jilovský potok, dolní úsek; LJ2 = Jilovský potok, horní úsek; B = bahno, K=kameny, NV=nedostatek vody.

LL1						
HABITAT	P1	P2	P3	R1	R2	R3
SUBSTRÁT	B+K	B (6 cm)	X	K (5 - 10 cm)	K (5 cm)	K (5 cm)
RYCHLOST PROUŘNÍ	0.15 m/s	0.06 m/s	X	0.28 m/s	0.7 m/s	0.28 m/s
HLOUBKA VODY	23 cm	25 cm	X	16 cm	24 cm	16 cm
TEPLOTA	15.1°C	X	X	X	X	X
PERIFITON	ANO	NE	X	ANO	ANO	ANO
DÉLKA ÚSEKU	20 m	40 m	X	50 m	58 m	73 m
DATUM	23.04.2019.	23.04.2019.	X	23.04.2019.	23.04.2019.	23.04.2019.
POZNÁMKA	X	X	X	X	X	X
LL2						
HABITAT	P1	P2	P3	R1	R2	R3
SUBSTRÁT	B+K	K (5 - 10 cm)	B + větve	L	BK	K + řasy
RYCHLOST PROUŘNÍ	0.10 m/s	0.15 m/s	0.2 m/s	0.62 m/s	0.4 m/s	1.2 m/s
HLOUBKA VODY	25 cm	56 cm	30 cm	6 cm	11 cm	13 cm
TEPLOTA	10°C	X	X	X	X	X
PERIFITON	ANO	ANO	ANO	ANO	ANO	ANO
DÉLKA ÚSEKU	25 m	45 m	65 m	10 m	32 m	80 m
DATUM	23.04.2019	23.04.2019	23.04.2019	23.04.2019	23.04.2019	23.04.2019
POZNÁMKA	X	X	X	NV	X	X
LJ1						
HABITAT	P1	P2	P3	R1	R2	R3
SUBSTRÁT	beton	B + K	X	beton	beton + B (5 cm)	K >20 cm
RYCHLOST PROUŘNÍ	0,13 m/s	0,16 m/s	X	0,66 m/s	0,32 m/s	0,32 m/s
HLOUBKA VODY	20 cm	20 cm	X	10 cm	25 cm	29 cm
TEPLOTA	15 °C	X	X	X	X	X
PERIFITON	NE	NE	X	ANO	NE	ANO
DÉLKA ÚSEKU	60 m	72 m	X	20 m	75 m	93 m
DATUM	24.04.2019	24.04.2019	X	24.04.2019	24.04.2019	24.04.2019
POZNÁMKA	X	X	X	X	X	X
LJ2						
HABITAT	P1	P2	P3	R1	R2	R3
SUBSTRÁT	B+K+řasy	X	X	K (5-10 cm)	K	balvan
RYCHLOST PROUŘNÍ	0,12 m/s	X	X	0,28 m/s	0,5 m/s	1,2 m/s
HLOUBKA VODY	15 cm	X	X	32 cm	18 cm	25 cm
TEPLOTA	17°C	X	X	X	X	X
PERIFITON	NE	X	X	NE	NE	ANO
DÉLKA ÚSEKU	15 m	X	X	16 m	28 m	39 m
DATUM	24.04.2019	X	X	24.04.2019	24.04.2019	24.04.2019
POZNÁMKA	X	X	X	X	X	X

4.2 Početnost bentosu

Výsledky poměru a početnosti významných skupin makrozoobentosu viz. Graf 1 a Tabulka 3.

4.2.1 Jílovský potok

V roce 2018 byli jednoznačně dominující skupinou velmi hojně zastoupení máloštětinatci (Oligochaeta) z řádu Tubificida a řád dvoukřídlí (Diptera). V případě máloštětinatců (49942 ind.m⁻²) se konkrétně jednalo o roupice (*Enchytraeus* sp.), které se v roce 2018 vyskytovaly nejvíce v tůních ležících ve vzorkovaném úseku LJ1. Oligochaeta tak tvořila 95,6% veškerých bentických organismů odebraných v úseku LJ1. Dvoukřídlí (1845 ind.m⁻²) se tak v dolním úseku stali druhou nejzastoupenější skupinou, která tvořila 3,53 % z celkového množství v tomto profilu. Ostatní skupiny organismů (tj. Ephemeroptera, Trichoptera, Coleoptera, Mollusca, Hirudinea, Crustacea) se vykytovaly v poměrně nízkých početnostech a to od 2 do 193 ind.m⁻². V horním úseku potoka (LJ2) se v roce 2018 roupice nacházely v mnohem nižších početnostech (1123 ind.m⁻²), než u soutoku. Dominantní skupinou zde byli dvoukřídlí (1641 ind.m⁻²). V úseku LJ1 se však nacházeli ve srovnatelném množství jako v úseku LJ2. Dominantní skupinou horního i dolního úseku v rámci dvoukřídlích byli jedinci z podčeledi Orthoclaadiinae. Mezi další poměrně početně zastoupené skupiny v horním profilu patřili například chrostíci (298 ind.m⁻²), což je o 261 ind.m⁻² více než v dolním úseku ve stejném roce. Dominantními zástupci v dolním úseku byli chrostíci rodu *Hydropsyche* a *Hydroptila* v horním úseku již velmi převažoval rod *Hydropsyche*. Z jepic byly v obou úsecích potoka zastoupeny pouze dva druhy. V dolním úseku dominoval druh *Baetis rhodani*, výše byla její početnost srovnatelná s druhým druhem (*Caenis luctosa*). V podobně nižších početnostech se zde vyskytovali i drobní zástupci měkkýšů, například mlži rodu *Pisidium*. Dále nechyběli ani vodní brouci, nejzastoupenější brouci pocházeli z rodu *Elmis*, jejichž densita byla vyšší v horním úseku (203 ind.m⁻²).

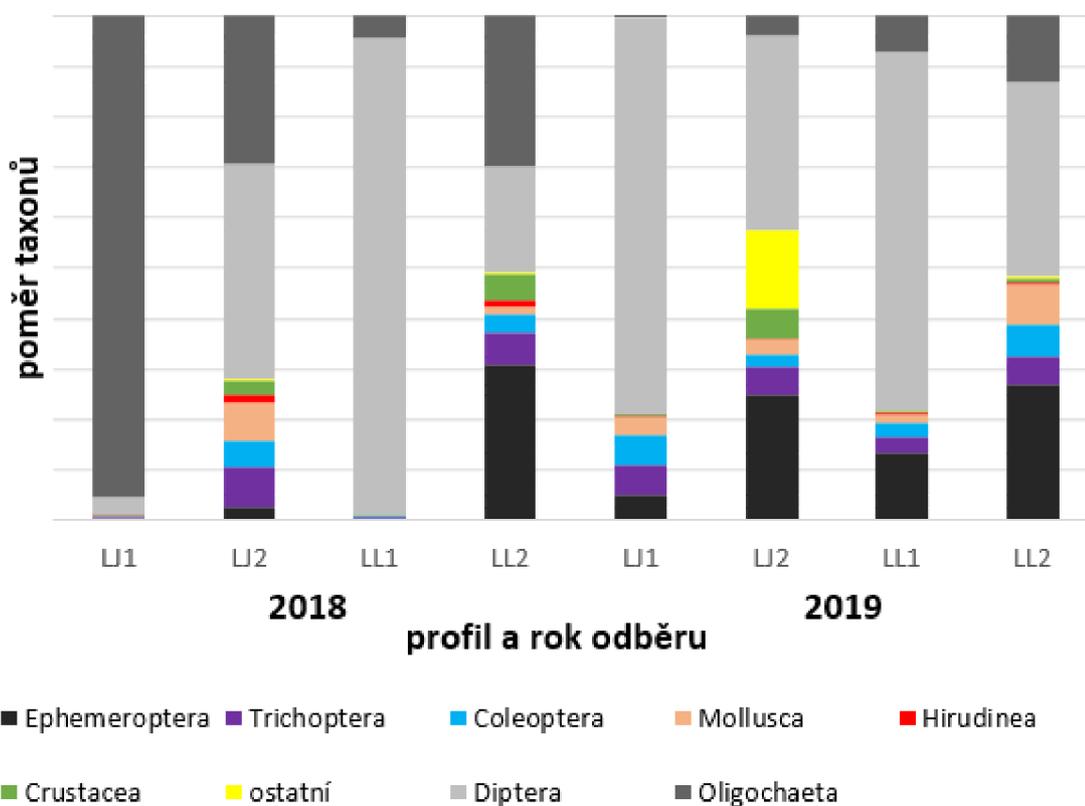
V roce 2019 byli nejzastoupenější skupinou dvoukřídlí, kteří dominovali jak v dolním (2014 ind. m⁻²), tak v horním úseku (1076 ind. m⁻²). I v tomto roce zde značně dominovala podčeď Orthoclaadiinae. I v roce 2019 se na Jílovském potoce vyskytovali máloštětinatci, avšak v mnohem nižších koncentracích (LJ1: 8 ind. m⁻², LJ2: 113 ind. m⁻²). Další v pořadí nejpočetnější skupinou po dvoukřídlých byly v roce 2019 jepice, které dosáhly nižší density v dolním úseku (131 ind. m⁻²) než v roce 2018, ale v horním úseku

koncentrace vzrostla o 591 ind. m⁻² na 695 ind. m⁻². Oproti roku 2018 se zde vyskytla nová skupina makrozoobentosu – ploštice (Hemiptera). Jejich přítomnost byla zaznamenána pouze v horním úseku toku v poměrně vysoké koncentraci 418 ind. m⁻². Opakem jepic se stali chrostíci, jejichž početnost se zvýšila v dolním úseku o 112 ind. m⁻² a v horním poklesla o 134 ind. m⁻². Pokles je viditelný i u dalších skupin, jako jsou například Coleoptera, Bivalvia, nebo Hirudinea.

4.2.2 Luční potok

V dolním úseku Lučního potoka, roku 2018. byli dominantní skupinou také dvoukřídli (3443 ind. m⁻²), ti zde tvořili 94,69 % veškerého odloveného makrozoobentosu. Nejpočetnější byli zástupci rodu *Chironomus* (96,2 %). Obecně zde v roce 2018 nebylo zastoupeno mnoho taxonů. Druhým nejvíce početným taxonem byli máloštětinatci (153 ind. m⁻²), mezi kterými i na této lokalitě dominovali zástupci rodu *Enchytraeus*. Chrostíci se v této části nevyskytovali ve významném množství (17 ind. m⁻²), ale i přesto byli třetí nejzastoupenější skupinou bentosu. Další skupiny zoobentosu se vyskytovaly maximálně v densitě do 11 kusů na m² (např. brouci, jepice). V horním úseku se hojně vyskytovalo více druhů chrostíků: *Potamophylax rotundipennis*, *Hydropsyche* sp., *Sericostoma personatum/flavicorne.*, *Halesus digitatus*, *Hydroptila* sp., *Polycentropus flavomaculatus* a další. Nejvíce se vyskytující skupinou horního úseku byly jepice (1187 ind. m⁻²) reprezentované především jedním druhem – *Baetis rhodani* (1119 ind. m⁻²). Další druhy jepic byly například: *Ephemera vulgata* (80 ind. m⁻²), *Potamanthus luteus* (41 ind. m⁻²), *Caenis luctosa* (22 ind. m⁻²), nebo *E. danica* (15 ind. m⁻²). Také se zde objevilo několik skupin, jež se v dolní části nevyskytovali vůbec, nebo jen ve velmi omezené míře – Oligochaeta (1144 ind. m⁻²), Amphipoda (178 ind. m⁻²) a další. Supina Amphipoda byla zastoupena pouze jedním druhem, kterým byl blešivec potoční (*Gammarus fossarum*).

Rok 2019 ukazuje poměrně vyrovnané početnosti v obou úsecích toku. V obou případech (LL1, LL2) byli dominantní skupinou dvoukřídli (LL1: 4228 ind. m⁻², LL2: 1393 ind. m⁻²). Druhou velmi početnou skupinou byly například jepice (LL1: 791 ind. m⁻², LL2: 964 ind. m⁻²). Oproti předcházejícímu roku se v dolním úseku zvýšilo množství máloštětinatců a to ze 15 ind. m⁻² na 406 ind. m⁻². Pravým opakem je horní úsek, kde se početnost snížila na 466 ind. m⁻². Stabilně se v potoce mezi roky 2018 a 2019 vyskytují například někteří zástupci brouků (*Elmis* sp.) a mlžů (*Pisidium* sp.).



Graf 1: Poměr jednotlivých taxonů ve zkoumaných profilech obou potoků.

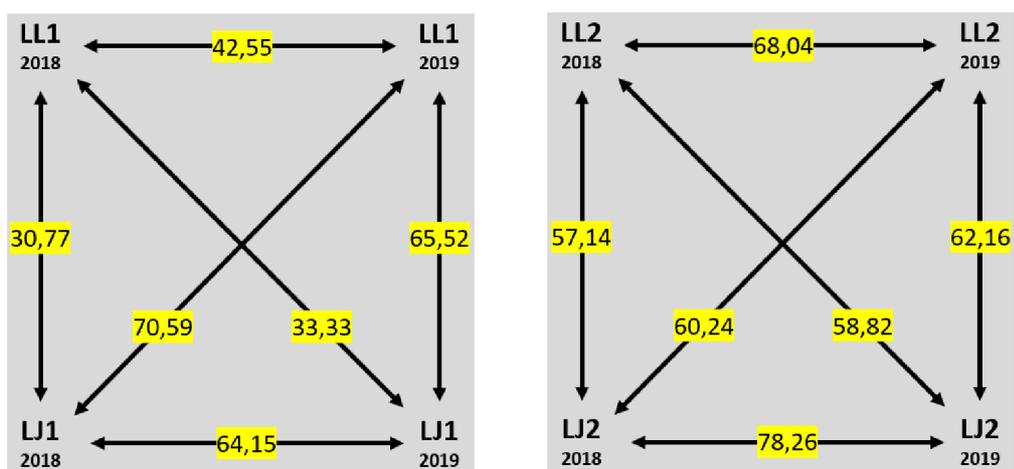
Tabulka 3: Početnosti významných skupin makrozoobentosu pro jednotlivé úseky za roky 2018 a 2019, (ind. m⁻²).

	2018				2019			
	LJ1	LJ2	LL1	LL2	LJ1	LJ2	LL1	LL2
Ephemeroptera	193	104	11	1187	131	695	791	964
Trichoptera	37	298	17	256	149	154	197	198
Coleoptera	88	203	6	129	153	66	149	228
Mollusca	113	286	3	76	89	91	110	288
Hirudinea	22	72	0	43	3	7	16	13
Crustacea	2	109	0	193	6	160	29	39
Diptera	1845	1641	3443	826	2014	1076	4228	1393
Oligochaeta	49942	1123	153	1144	8	113	406	466
ostatní	0	11	3	15	0	438	4	8

4.3 Index podobnosti, diverzity a saprobní index

Výsledky indexu podobnosti zvláště pro dolní, nebo horní profily jsou znázorněny ve schématech viz. Obr.12, výsledky indexu podobnosti získané při porovnávání dolních a horních úseků mezi sebou jsou uvedeny v Tabulce 4.

Podobnost byla počítána jak pro horní, tak dolní úseky zvláště, v rámci jednotlivých potoků, ale i mezi nimi během let. Dále byly srovnány horní úseky s dolními v rámci jednoho potoka pro rok 2018 a 2019. Nejvyšší dosažená hodnota Sørensenova indexu podobnosti byla získána při porovnávání horních úseků Jílovského potoka mezi roky 2018 a 2019. Tato hodnota byla 78,26 %. Podobnost byla zjištěna pouze ve třech porovnání z celkových šestnácti. Většina hodnot tak nepřekračovala hranici 70 %. Nejnižší index podobnosti (33,33 %) byl zaznamenán při porovnávání dolního profilu Lučního potoka z roku 2018 a dolního profilu Jílovského potoka z roku 2019.



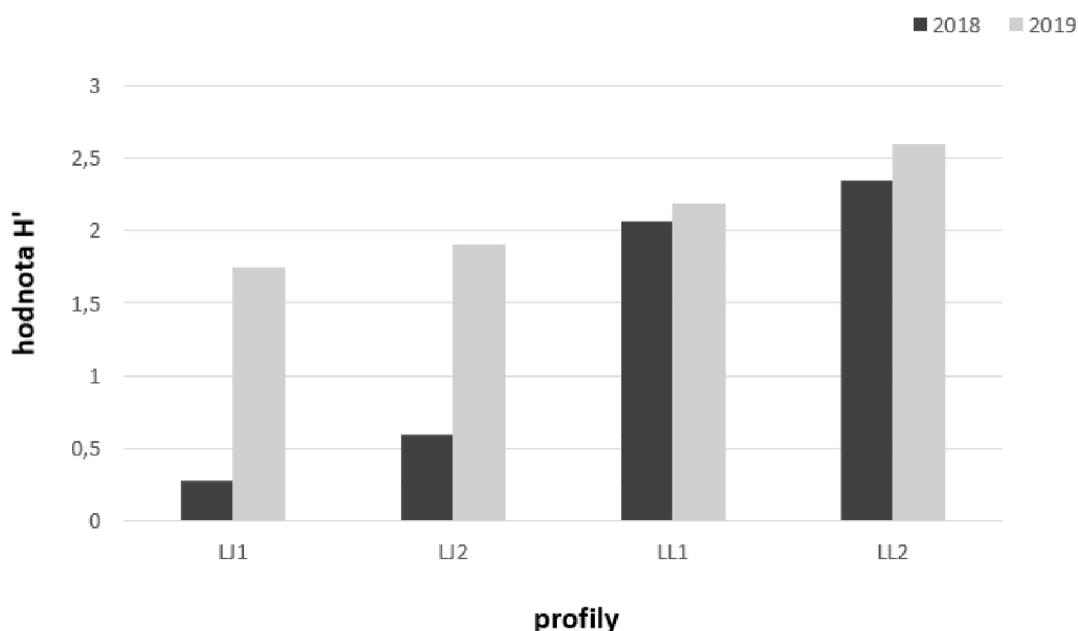
Obrázek 12: Výsledky Sørensenova indexu pro dolní úseky Lučního (LL1) a Jílovského (LJ1) potoka a pro horní úseky Lučního (LL2) a Jílovského (LJ2) potoka v %.

Tabulka 4: Výsledky Sørensenova indexu (%) – srovnání dolních a horních úseků na obou lokalitách.

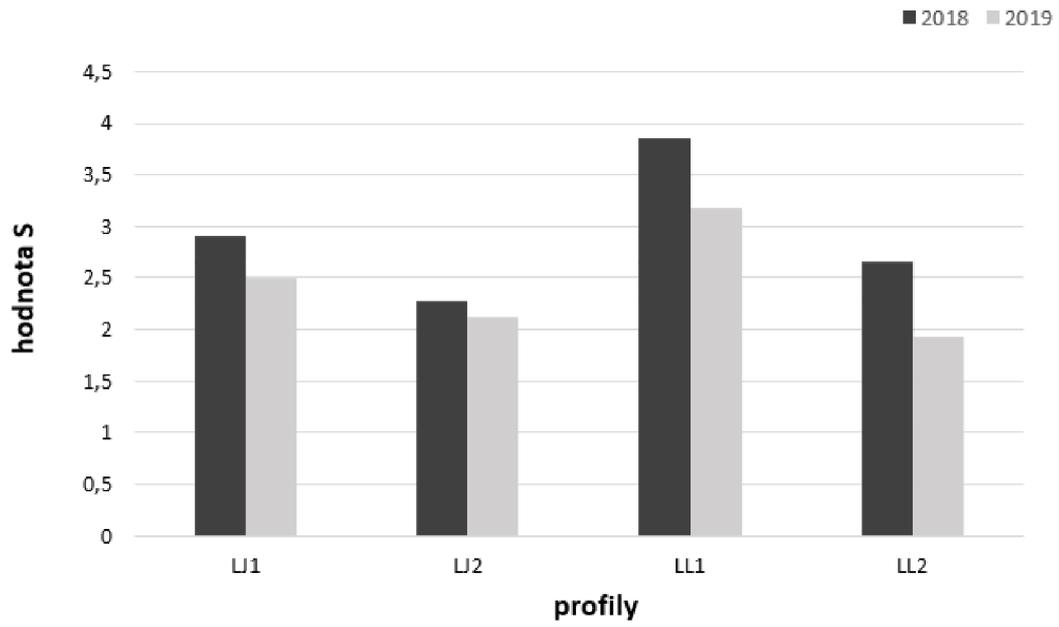
	LJ1 + LJ2	LL1 + LL2
2018	70,97	40
2019	61,29	65

Index diverzity (výsledky viz. Graf 2) dosáhl nejvyšší hodnoty v horním úseku Lučního potoka (LL2) roku 2019, kde jeho hodnota byla 2,6. Tato hodnota vypovídá o střední diverzitě. V ostatních částech byla diversita nízká. Nejnižší diversita byla dle Shanonn-Wienerova indexu v dolním úseku Jílovského potoka, kde v roce 2018 dosáhla hodnoty pouze 0,28.

Saprobní index dosahoval poměrně vysokých hodnot. Zjištěné hodnoty saprobního indexu viz. Graf 3. Nejvyšší byl v úseku Lučního potoka u soutoku s Labem, kde bylo v roce 2018 dosaženo nejvyššího stupně limnosaprobity, tedy polysaprobity. Hodnota saprobního indexu zde byla 3,85. O rok později se v tomto profilu saprobní index lehce snížil. Nejnižší dosažená hodnota byla 1,93, která byla zjištěna v horním profilu Lučního potoka v roce 2019.



Graf 2: Porovnání Shannon-Wienerova indexu diversity na jednotlivých profilech za roky 2018 a 2019.



Graf 3: Porovnání výsledků saprobního indexu na jednotlivých profilech za roky 2018 a 2019.

5 Diskuse

5.1 Jílovský potok, od ústí do Labe (LJ1)

Tato část Jílovského potoka se nachází přímo ve městě Děčín, a proto se v těchto místech lze setkat s různými zásahy do přirozeného prostředí toku. Najdeme zde například zpevněné břehy, ale i dno potoka, nebo narovnaní některých částí toku, pravděpodobně z důvodu zrychlení průtoku, a tak i zabránění škodám způsobených případným vylitím z koryta. Vzhledem k umístění tohoto úseku nelze vyloučit ani případný únik různých znečišťujících látek do daného profilu, jež bezpochyby mohou významně ovlivnit složení společenstva makrozoobentosu. Pokud se zaměříme na rok 2018, můžeme si povšimnout, že zde bylo nejvíce organismů, ze všech zkoumaných nejen úseků, ale i potoků. Tento jev byl však způsoben vysokou hustotou výskytu roupic, které čísla výrazně zkreslily. Když pomíneme vysoký výskyt máloštětinatců v roce 2018, množství bentosu nám v této části poklesne z 52242 ind. m⁻² na pouhých 2300 ind. m⁻², což je méně, než dosáhla společenstva v horním úseku během obou let. Ze zbývajících 2300 ind. m⁻² bylo dalších 1845 ind. m⁻² tvořeno jedním řádem – dvoukřídlí. Právě dvoukřídlí a máloštětinatci jsou skupinami organismů, jejichž zástupci se vyznačují vysokými individuálními saprobními indexy, což vypovídá o vysoké odolnosti těchto organismů, zejména proti organickému znečištění vodního ekosystému, ve kterém se vyskytují. Opakem těchto dvou hlavních skupin jsou například chrostíci a některé druhy jepic. Tyto skupiny byly proto v úseku LJ1 zastoupeny jen velmi málo. Celkem se v roce 2018 ve vzorcích z tohoto úseku nacházelo 9 významných taxonů bentosu, což je o jeden méně než o rok později. V roce 2019 se situace nijak výrazně nezměnila, pouze množství roupic pokleslo na pouhých 8 ind. m⁻² a nejzastoupenějším řádem se tak stali dvoukřídlí (2553 ind. m⁻²). Oproti roku 2018, se zde objevily některé nové druhy makrozoobentosu, mezi které patří i jediný invazní druh, na který jsem během analyzování vzorků narazil. Jednalo se o vodního plže písečníka novozélandského (*Potamopyrgus antipodarum*). Diverzita zde byla během obou let velmi nízká, zejména v roce 2018 kdy Shannon-Wienerův index dosáhl hodnoty pouze 0,28. Saprobní index dosáhl hodnoty 2,91 v roce 2018, z čehož vyplývá, že se jedná o alfa-mesosaprobity. Tento stupeň vypovídá o velmi chudém společenstvu, které je poměrně odolné (např. vůči deficitu O₂). V roce 2019 se situace lehce zlepšila, a saprobní index zde dosáhl hodnoty 2,50, což je samotná horní hranice beta-mesosaprobity, která vypovídá o vyšším organickém zatížení, ale vyskytuje

se u nás běžně. Pravděpodobnou příčinou mohou být například úniky odpadních vod, ke kterým může docházet ve městě (např. vlivem odlehčovacích kanálů). Tuto myšlenku potvrzují i výsledky z horní části toku

5.2 Jílovský potok pod nádrží pod Jílovým (LJ2).

Jedná se o horní vzorkovaný úsek Jílovského potoka. V této části je potok z jedné strany obklopen stavbami (nachází se v městské čtvrti Bynov), z druhé se nachází lesní porost. Ani zde se tok však nechová zcela přirozeně. Hlavním zásahem do toku je vybudovaná nádrž – polder sloužící k zachycení potencionální povodňové vlny, ve kterém je určité množství vody kumulováno trvale. Polder se nachází nad vzorkovacím místem. V této části potoka byli v letech 2018 a 2019 dominantní skupinou dvoukřídlí (1641 ind. m⁻²). V roce 2018 se zde nacházelo také velké množství roupic (1123 ind. m⁻²), avšak mnohem nižší než v dolním úseku. Oproti dolnímu úseku, zde v roce 2018 osminásobně vzrostlo množství chrostíků (Trichoptera) a to ze 37 ind. m⁻² na 298 ind. m⁻². Dominoval rod *Hydropsyche*. Naopak jepic se zde vyskytovalo o něco méně (oproti 193 ind. m⁻² v dolním úseku zde bylo 104. ind. m⁻²), přesto se jejich druhové složení nezměnilo. Vyskytovaly se pouze dva druhy – *Baetis rhodani* a *Caenis luctosa*. Zajímavá změna přišla v roce 2019, kdy poklesl počet dvoukřídlič na 1076 ind. m⁻² a roupic na 113 ind. m⁻² oproti předcházejícímu roku. A naopak se výrazně zvýšilo množství jepic ze 104 ind. m⁻² v roce 2018 na 6958 ind. m⁻² v roce 2019 (druhy zůstaly stejné). V roce 2019 se zároveň objevila nová početně zastoupená skupina – Hemiptera (418 ind. m⁻²). Celkové množství řádů zoobentosu zastoupených v horním úseku se výrazně nezměnilo (12 v roce 2018 a 13 v roce 2019). Pokud však množství řádů porovnáme s dolním úsekem, můžeme si všimnout, že je zde patrný nárůst o 3-4 řády. Také se zde vyskytuje invazní písečník, jehož početnost se během roku lehce zvýšila. Shannon-Wienerův index diversity je zde vyšší, než v dolním úseku (tzn. 0,59 v roce 2018 a 2,38 v roce 2019). Tyto hodnoty však stále signalizují nízkou diversitu. Saprobity zde poklesla oproti dolnímu úseku z 2,91 na 2,28 v roce 2018 – z alfa-mesosaprobity se stala beta-mesosaprobity, což svědčí o vyšší kvalitě vody v horním úseku. V roce 2019 byla saprobity dokonce 2,11. Ačkoliv bylo zjištěno, že je horní vzorkovaný úsek Jílovského potoka stále poměrně dost organicky zatížen, kvalita vody je zde lepší než v dolním úseku. Důvodem můžou být zdroje organického znečištění, které se vyskytují

až pod vzorkovacím místem horního úseku. Hodnoty v tomto úseku však neodpovídají stavu, který bychom mohli považovat za normální. Zdrojem organického zatížení může být právě protipovodňová ochrana, která zadržuje vodu a sediment nad tímto profilem, nebo voda z domácností ze zastavěného území.

5.3 Luční potok od ústí do Labe (LL1)

Podobně jako tomu bylo u Jílovského potoka i dolní vzorkovaný úsek Lučního potoka se nachází a vyúsťuje do Labe v zastavěném území. Jedná se o menší vesnici Třeboutice. I zde nalezneme zásahy člověka do toku jako například opevnění břehů. Dominantní skupina se i v tomto případě shodovala v obou letech. Jednalo se opět o dvoukřídle. V roce 2018 se v úseku LL1 nacházelo 3443 ind. m⁻² a tvořili tak absolutní většinu všech bentických organismů, které se v tomto úseku zjistily. V odebraných vzorcích z dolní části se roku 2018 vyskytovalo pouze 6 skupin bentosu, to je vůbec nejméně ze všech úseků, jak na Lučním, tak na Jílovském potoce v obou letech. Mimo dvoukřídle zde bylo také menší množství máloštětinatců (153 ind. m⁻²). Kromě těchto dvou skupin, byly ostatní taxony zastoupeny maximální početností 17 ind. m⁻². Následující rok byl však mnohem pestřejší a početnost dominantní skupiny (dvoukřídlech) stoupla na 4228 ind. m⁻². Hojně zastoupené byly skupiny odolné (máloštětinatci 406 ind. m⁻²), ale i ty preferující nižší stupeň organického zatížení, například jepice (791 ind. m⁻²), a chrostíci (197 ind. m⁻²). Poměrně hojně se vyskytovali i vodní brouci (149 ind. m⁻²). V tomto úseku byla pro rok 2019 zjištěna i největší početnost invazního plže písečníka novozélandského (36 ind. m⁻²) Oproti roku 2018 se zde nacházelo 11 různých skupin bentosu. Podle Shannon-Wienerova indexu byla i v tomto úseku během obou let nízká diversita. Saprobni index dosáhl v tomto úseku absolutně nejvyšších hodnot, v roce 2018 činil 3,85 a 3,18 v roce 2019. V roce 2018 se tedy jedná o polysaprobity, což je nejhorší stupeň limnosaprobity. Polysaprobity značí nejhorší stupeň zatížení a poukazuje na velmi chudé společenstvo. Důvodem takového zatížení vody v toku mohl být například únik znečišťujících látek do recipientu.

5.4 Luční potok – úsek od Velkého Újezdu dále proti proudu (LL2)

Tento úsek Lučního potoka je na rozdíl od všech předcházejících nejméně ovlivněn zásahem člověka a volně protéká relativně přirozeným prostředím – protéká mezi poli, ale je lemovaný stromovým pásmem. Za přímý zásah do režimu toku lze považovat rybník, který vypouští vodu do zkoumaného úseku. Změnou oproti předešlým úsekům je i dominantní skupina v roce 2018, kterou byly jepice (1187 ind. m⁻²). O rok později se již stali dominantní skupinou dvoukřídlí (1393 ind. m⁻²), početnost jepic lehce poklesla na 964 ind. m⁻². V roce 2018 byli dvoukřídlí (826 ind. m⁻²) až třetí nejzastoupenější skupinou hned po máloštětináčích (1144 ind. m⁻²). V nízké početnosti se zde objevil i nepůvodní písečník novozélandský. Počet skupin makrozoobentosu byl na tomto úseku nejvyšší, ve vzorcích z roku 2018 jsem objevil zástupce 13 řádů bentosu, o rok později 14. Při rozboru vzorku z roku 2018 byli v nižší početnosti objeveni také zástupci planktonu, jednalo se o perloočky (*Daphnia* sp.), kteří nejsou typickými organismy obývajícími tekoucí vody. Jejich výskyt v tomto profilu bude pravděpodobně dopadem přítoku rybníční vody. Ačkoliv se jejich přítomnost může zdát nepodstatná, stálější přísun těchto organismů by mohl ovlivnit potravní zvyky v toku, a tedy i druhovou skladbu bentosu. Shannon-Wienerův index dosáhl v tomto úseku nejvyšších hodnot – 2,4 roku 2018 a 2,6 roku 2019. Hodnota 2,6 již označuje střední diversitu. Saprobni index pro rok 2018 vyšel 2,66 a pro rok 2019 dokonce 1,93 (nejnižší hodnota). Tyto hodnoty i tak ukazují na organické zatížení toku, které může být v tomto případě způsobeno přísunem živin z rybníka nad zkoumaným úsekem, nebo například splachem z polí. Obecně tedy můžeme říct, že tento úsek je ze všech zkoumaných profilů v nejméně dotčeném stavu.

6 Závěr

Analýzou společenstva makrozoobentosu v jednotlivých úsecích Jílovského a Lučního potoka nebyly zjištěny významné rozdíly mezi toky, nebo jejich úseky. Sørensenův index podobnosti ukázal, že až na společenstva horního a dolního úseku Jílovského potoka z roku 2018, horních úseků Jílovského potoka mezi roky 2018 a 2019 a mezi dolními úseky obou toků (LJ1 2018 + LL1 2019), si nejsou podobná.

Hodnota Shannon-Wienerova indexu se pohybovala v rozmezí 0,28 – 2,6. Nejvyšší hodnota byla dosažena na profilu LL2 v roce 2019. Mimo tento profil, kde byla diversita střední, všechny ostatní hodnoty poukazovali na nízkou diversitu. V dolních úsecích vždy dosahovala o něco nižších hodnot než v úsecích výše proti proudu (dolní úseky: od 0,28 do 1,9, horní úseky: od 0,59 po 2,6).

Saprobní index se pohyboval v rozmezí hodnot od 1,93 do 3,85. Ve většině případů se tedy jednalo o beta-mesosaprobity, nebo alfa-mesosaprobity. V profilu LL1 bylo v roce 2018 dosaženo hodnoty 3,85, která signifikuje polysaprobity. Téměř všechny vyšší hodnoty saprobního indexu byly dosaženy v dolních úsecích obou potoků. Právě v dolních úsecích můžeme předpokládat zvýšený obsah organických látek, zejména poté když protékají městy nebo vesnicemi, kde může docházet k úniku odpadních vod do recipientu.

Analýza společenstev makrozoobentosu jasně ukazuje na nepříliš uspokojivý ekologický stav lokalit. Nízká diverzita s dominancí převážně larev dvoukřídlých (pakomárů) jasně odkazuje na narušená společenstva, i hodnoty saprobního indexu zahrnují společenstva makrozoobentosu do vod spíše značně zatížených organickými sloučeninami. Potoky jsou více, či méně kontinuálně regulované na větší části svého toku s početnými stupni a zpomalováním vlastního toku.

Během analýzy vzorků bylo zjištěno, že se v obou potocích vyskytuje invazní druh vodního plže – písečník novozélandský (*Potamopyrguss antipodarum*), který do nich pravděpodobně pronikl z řeky Labe. Ačkoliv jeho početnost během jednoho roku stoupla, nepřepokládá se, že by mohl mít nějaký významný negativní vliv na původní organismy. Naopak se nepodařilo zachytit žádný další invazní například v Labi velmi hojný blešivec *Dikerogammarus villosus*.

7 Přehled použité literatury

- Adáamek, Z., Helešic, J., Maršáalek, B., Rulík, M., 2008. Aplikovaná hydrobiologie. VÚRH Vodňany, Jihočeská univerzita, České Budějovice, ISBN 978-80-85887-79-2, s. 154.
- Adáamek, Z., Helešic, J., Maršáalek, B., Rulík, M., 2010. Aplikovaná hydrobiologie. FROV JU Vodňany, Jihočeská univerzita, České Budějovice, ISBN 978-80-87437-09-4, s. 214.
- Anonym, 2009. What are Invasive Alien Species? [online]. Convention on biological diversity [cit. 10.11.2021]. Dostupné z: <http://www.cbd.int/ldb/2009/about/what/>.
- Anonym., 2022a. Jílovský potok (přítok Labe) [online]. Wikipedie: otevřená encyklopedie [cit. 22.3.2022], poslední změna 27.1.2022 v 15:11. Dostupné na: [https://cs.wikipedia.org/wiki/J%C3%ADlovsk%C3%BD_potok_\(p%C5%99%C3%ADtok_Labe\)](https://cs.wikipedia.org/wiki/J%C3%ADlovsk%C3%BD_potok_(p%C5%99%C3%ADtok_Labe)).
- AOPK ČR, 2018. Zabraňte šíření račícího moru! Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky (AOPK ČR), Praha, ISBN 978-80-7620-019-7, 4 s.
- Beran, L., 2000. First record of *Corbicula fluminea* (Mollusca: Bivalvia) in the Czech Republic. *Acta Societatis Zoologicae Bohemicae* 64, s.1–2.
- Beran, L., 2013. Současný stav invaze a neobvyklá lokalita korbikuly asijské. *Živa* 1, Nakladatelství Academia, Praha, s. 25.
- Beran, L., 2017. Nepůvodní druhy vodních měkkýšů v ČR [online]. *Časopis Fórum ochrany přírody* [cit. 14. 2. 2022]. Dostupné na: <https://www.casopis.forumochranyprirody.cz/magazin/analyzy-komentare/nepuvodni-druhy-vodnich-mekkysu-v-cr>.
- Beran, L., 2018. Korbikula asijská – další přistěhovalec dobývá Prahu. *Živa* 5, Nakladatelství Academia, Praha, s. 257-258.
- Bláha, M., 2021. Nenápadné akvatické invaze – mlži, koryši a ostatní bezobratlí. *Rybářství* 125, 56-59.
- Buřič, M., Kozák, P., Kouba, A., 2009., Movement patterns and ranging behaviour of the invasive spiny-cheek crayfish in a small reservoir tributary in the Czech Republic. *Fundamental and Applied Limnology* 174, 329–337.
- Buřič, M., Bláha, M., Kouba, A., Drozd, B., 2015. Upstream expansion of round goby (*Neogobius Melanostomus*) - first record in the upper reaches of the Elbe river. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 32 416, 1–5.

- Cerenius, L., Söderhäll, K., Persson, M., Axajon, R., 1988. The crayfish plague fungus *Aphanomyces astaci* diagnosis, isolation, and pathobiology. *Freshwater Crayfish* 7, 131–144.
- Crandall, K. A., De Grave, S., 2017. An updated classification of the freshwater crayfishes (*Decapoda: Astacidea*) of the world, with a complete species list. *Journal of Crustacean Biology* 37, 615-653.
- Cuthbert, R. N., Pattison, Z., Taylor N. G., Verbrugge, L., Diagne, Ch., Ahmed, D. A., Leroy, B., Angulo, E., Briskia, E., Capinha, C., Catford, J. A., Dalu, T., Essl, F., Gozlane, Haubrock, P. J., Kourantidou, M., Kramer, A. M., Renault, D., Courchamp, F., 2021. Global economic costs of aquatic invasive alien species. *Science of The Total Environment* 775, 145238.
- Černá, A., 2018. Jsou organismy invazní, nebo invazivní? *Živa* 5, Nakladatelství Academia, Praha, s. 125.
- Diéguez-Uribeondo, J., Söderhäll, K., 1993. *Procambarus clarkii* Girard as a vector for the crayfish plague fungus, *Aphanomyces astaci* Schikora. *Aquaculture and Fisheries Management* 24, 761–765.
- Douda, K., 2018. Škeblice asijská – černý pasažér mezi jinak ohroženými mlži. *Živa* 5, Nakladatelství Academia, Praha, s. 254.
- Drozd, B., 2021. Akvatické invaze – „naše“ ryby a obhospodařování volných vod (1). *Rybářství* 2, s. 40-44.
- Eiseler, B., 2005. Identification key to the mayfly larvae of the German Highlands and Lowlands. *Lauterbornia* 53, 1-112.
- Evropská komise, 2010. Invazní nepůvodní druhy [online]. *Příroda a biologická rozmanitost* [cit.30.11.2021], Praha, 4s. Dostupné na WWW: https://ec.europa.eu/environment/pubs/pdf/factsheets/Invasive%20Alien%20Species/Invasive_Alien_CS.pdf.
- Filipová, L., Lieb, D.A., Grandjean, F., Petrusek, A., 2011. Haplotype variation in the spinycheek crayfish *Orconectes limosus*: colonization of Europe and genetic diversity of native stocks. *Journal of the North American Benthological Society* 30, 871-881.
- Filipová, L., Grandjean, F., Chuchol, C., Soes, M., Petrusek, A., 2011a. Identification of exotic North American crayfish in Europe by DNA barcoding. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 401, 14 s.
- Füreder, L., Edsman, L., Holdich, D. M., Kozák, P., Machino, Y., Pöckl, M., Renai, B., Reynolds, J. D., Schulz, H., Schulz, R., Sint, D., Taugbol, T., Trouilhé, M. C., 2006. Indigenous crayfish

- habitat and treats. In: Souty-Groset, C., Holdich, D. M., Noël, P. Y., Reynolds, J. D., Haffner, P. (Eds), Atlas of Crayfish in Europe. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris, s. 25-48.
- Galil, B. S., Nehring, S., Panov, V., 2007. Waterways as anvasion highways – Impact of climate change and globalization. Ecological Studies 193, pp. 59-74.
- Grabowski, M., 2013. *Dikergammarus villosus* [online]. Word Register of Marine Species (WORMS) [cit. 22.3.2022]. Dostupné na: <https://www.marinespecies.org/photogallery.php?album=716&pic=74304>
- Guhl, W., 1987. Aquatic ekosystem characterisation by biotic indices. Intarnational Revue der Gesamten Hydrobiologie 72, 431-455.
- Halešic, J., 2006. Biological monitoring of running waters in Eastern and Central European countries (former communistic block), In: Ziglio G., Siligardi M., Flaim G. (eds.), Biological Monitoring of Rivers, pp. 327-350.
- Hartman, P., Příkryl, I., Štědranský, E., 1998. Hydrobiologie. Informatorium, Praha, s. 221-223.
- He, J., Zhuang, Z., 2013. Zhong Guo Dan Shui Shuang Ke Gang: The Freshwater Bivalves of China. ConchBooks, 198 s.
- Hellawell, J.M., 1986. Biological indicators of freshwater pollution and envirommental management. Elsevier Applied Science Publishing, New York, USA, ISBN 978-94-010-8417-8, 509 s.
- Holdich, D. M., Reynolds, J. D., Souty-Grosset, C., Sibley, P. J., 2009. A review of the ever increasing threat to European crayfish from non-indigenous crayfish species. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems, 394-395.
- Hulme, P.E., Pyšek, P., Nentwig, W., Vila, M., 2009. Will threat of biological invasions unite the European Union?. Science (324), s. 40-41.
- Jaklič, M., Vrezec, A., 2011. The first tropical alien crayfish species in European waters: the redclaw *Cherax quadricarinatus* (Von Martens, 1868) (Decapoda, Parastacidae). Crustaceana 84, 651-665.
- Janáč, M., Roche, K., Šlapanský, L., Polačik, M., Jurajda, P., 2018. Long-term monitoring of native bullhead and invasive gobiids in the Danubian rip-rap zone. Hydrobiologia, 807, 263-275
- Jurajda, P., 2018. Hlaváči v našich vodách. Živa 5, Nakladatelství Academia, Praha, s.269
- Kalff, J., 2001. Limnology: inland water ecosystems. Prentice Hall, New Jersey, USA, s. 435.

- Kalous, L., 2018. (Naše) nepůvodní a invazivní druhy ryb. Živa 5, Nakladatelství Academia, Praha, s.267.
- Kameníček, J., 2015. Korbikula asijská (*Corbicula fluminea*). [online]. Biological Library (BioLib) [cit. 20.3.2022]. Dostupné na: <https://www.biolib.cz/cz/image/id276979/>.
- Karatayev, A. Y., Padilla, D. K., Minchin, D., Boltovskoy, D., Burlakova, L. E., 2007. Changes in global economies and trade: the potential spread of exotic freshwater bivalves. Biological Invasions 9, 161–180.
- Kokeš, J., Vojtíšková, D., 1999. Nové metody hodnocení makrozoobentosu tekoucích vod. Výzkum pro praxi, sešit 39, VÚV T. G. M., Praha, 83 s.
- Kossakowski, J., 1966. Raki. Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa, Poland. 292 s.
- Kozák, P., Ďuriš, Z., Petrusek, A., Buřič, M., Horká, I., Kouba, A., Kozubíková, E., Policar, T., 2013. Biologie a chov raků. FROV JU Vodňany, Jihočeská univerzita, České Budějovice, s. 95, 115, 237.
- Kozubíková, E., Petrusek, A., Ďuriš, Z., Kozák, P., Geiger, S., Hoffmann, R., Oidtmann, B., 2006. The crayfish plague in the Czech Republic – review of recent suspect cases and a pilot detection study. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture 380–381, 1313–1324.
- Kozubíková, E., Petrusek, A., 2009. Račí mor – přehled dosavadních poznatků o závažném onemocnění raků a znehodnocení situace v České republice. Bulletin VÚRH Vodňany 45, s. 34.
- Kraszewski, A., 2007. The continuing expansion of *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) (*Bivalvia: Unionidae*) in Poland and Europe. Folia Malacologica 15, 65-69.
- Kraszewski, A., Zdanowski, B., 2007. *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) (Mollusca)- A new mussel species in Poland: Occurrence and habitat preferences in a heated lake system. Polish Journal of Ecology, 55, 337-356.
- Kubec, J., Podzimek, J., 2015. Křižovatka tří moří: vodní koridor Dunaj – Odra – Labe. Nakladatelství Hejkal, Havlíčkův Brod, ISBN 978-80-254-0105-7, 399 s.
- Kubiček, F., Zelinka, M., 1982. Základy hydrobiologie. SPN Praha, 140 s.
- Kuřiková, P., Kalous, L., Patoka, J., 2016. Invasive potential of *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky) based on climate-match score. MendelNet 23, 314-318.
- Lampert, W., Sommer, U., 1997. Limnoecology: The ecology of lakes and streams. Oxford University Press, New York, USA, s. 278.

- Lellák, J., Kubíček, F., 1991. Hydrobiologie. Univerzita Karlova, Praha, ISBN 80-7066-530-0, s. 104.
- Leprieur, F., Beauchard, O., Blanchet, S., Oberdorff, T., Brosse, S., 2008. Fish invasions in the world's river systems: when natural processes are blurred by human activities. *A Peer – Reviewed Open Access Journal* 6, 404–410.
- Leuven, R. S. E. W., van der Velde, G., Baijens, I., Snijders, J., van der Zwart, Ch., Lenders, H. J. R., Bij de Vaate, A., 2009. The river Rhine: a global highway for dispersal of aquatic invasive species. *Biological Invasions* 11, 1989–2008.
- Levine, J.M., D'Antonio, C.M., 2003. Forecasting biological invasions with increasing international trade. *Conservation Biology* 17, 322–326.
- Lindqvist, O. V., Huner, J. V., 1999. Life history characteristic of crayfish: what makes some of them good colonizers? In: Gherardi, F., Holdich, D. M. (Eds), *Crayfish in Europe as alien species: How to make the best of the bad situation?* A. A. Balkema, Rotterdam, Nizozemsko, s. 23-30.
- Lodge, D. M., 1993. Biological invasions: lessons for ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 8, s. 133–137.
- Lusk, S., Lusková, V., Hanel, L., 2008. Nepůvodní druhy v ichtyofauně České republiky – jejich vliv a význam. *Biodiverzita ichtyofauny ČR* 7, 96–113.
- Lydeard, C., Cowie, R. H., Ponder, W. F., Bogan, A. E., Bouchet, P., Clark, S. A., Cummings, K. S., Frest, T. J., Gargominy, O., Herbert, D. G., Hershler, R., Perez, K. E., Roth, B., Seddon, M. B., Strong, E. E., Thompson, F. G., 2004. The global decline of nonmarine mollusks. *BioScience* 54, 321–330.
- Mapy.cz, 2022. [navštíveno 20.3.2022] Dostupné na: <https://mapy.cz/>
- McGeoch, M. A., Butchart, S. H. M., Spear, D., Marais, E., Kleynhans, E. J., Symes, A., Chanson, J., Hoffmann, M., 2010. Global indicators of biological invasion: species numbers, biodiversity impact, and policy responses. *Diversity and Distribution* 16, p. 95-108.
- Mikl, L., Adámek, Z., Roche, K., Všeticková, L., Šlapanský, L., Jurajda, P., 2017. Invasive Ponto-Caspian gobies in the diet of piscivorous fish in a European lowland river. *Fundamental and Applied Limnology* 190, 157-171.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well Being: Synthesis*. Island Press, Washington DC, USA, ISBN 1-59726-040-1, 137 s.

- Musil, M., Buřič, M., Policar, T., Kouba, A., Kozák, P., 2010. Comparison of day and night activity between noble (*Astacus astacus*) and spiny-cheek crayfish (*Orconectes limosus*). *Freshwater Crayfish* 17, 189-193.
- Opatřilová, L., 2011. Metodika hodnocení ekologického stavu útvarů povrchových vod tekoucích (kategorie řeka) pomocí biologické složky makroozobentos. Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, SFZP, MŽP, Praha, s. 7.
- Orendt, C., Schmidt, C., van Liefferinge, C., Wolfram, G., de Deckere, E., 2010. Include or exclude? A review on the role and suitability of aquatic invertebrate neozoa as indicators in biological assessment with special respect to fresh and brackish European waters. *Biological Invasions* 12, pp. 265–283.
- Patoka, J., Kalous, L., Kopecký, O., 2014. Risk assessment of the crayfish pet trade based on data from the Czech Republic. *Biological Invasions* 16 (12), 2489-2494.
- Patoka, J., Magalhães, A. L. B., Kouba, A., Faulkes, Z., Jerikho, R., Ricardo, J., Vitule, S., 2018. Invasive aquatic pets: failed policies increase risks of harmful invasions. *Biodiversity and Conservation* 27 11, 3037-3046.
- Patoka, J. 2022. *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817) [online] Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky. [cit. 20.3.2022], Praha. Dostupné na: <https://invaznidruhy.nature.cz/res/archive/327/040253.pdf?seek=1478683248>.
- Pergl, J., Dušek, J., Hošek, M., Knapp, M., Simon, O., Berchová, K., Bogdan, V., Černá, M., Poláková, S., Musil, J., Sádlo, J., Svobodová, J., 2016. Metodiky mapování a monitoringu invazních (vybraných nepůvodních) druhů. Botanický Ústav AV ČR, Praha, s. 5.
- Persson, M., Söderhäll, K., 1983. *Pacifastacus leniusculus* Dana and its resistance to the parasitic fungus *Aphanomyces astaci* Schikora. *Freshwater Crayfish* 5, 292–298.
- Petrusek, A., Filipová, L., Ďuriš, Z., Horká, I., Kozák, P., Policar, T., Štambergová, M., Kučera, Z., 2006. Distribution of the invasive spiny-cheek crayfish (*Orconectes limosus*) in the Czech Republic: past and present. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 380-381, 903-917.
- Petrusek, A., Špaček, J., 2018. Noví přistěhovalci v našich vodách. *Živa* 5, Nakladatelství Academia, Praha, s. 251-253.
- Povodí Labe, 2022. Povodí Labe – stavy a průtoky [online]. Stavy a průtoky na vodních tocích [cit. 20.3.2022]. Dostupné na: <http://www.pla.cz/portal/sap/cz/PC/>.
- Pyšková, K., 2018. Živočišné invaze a vymírání původních druhů. *Živa* 5, Nakladatelství Academia, Praha, s. 246-248.

- Rabitsch, W., Genovesi, P., Scalera, R., Biala, K., Josefsson, M., Essl, F., 2016. Developing and testing alien species indicators for Europe. *Journal for Nature Conservation* 29, 89-96.
- Rallo, A., Garcia-Arberas, L., 2002. Differences in abiotic water conditions between fluvial reaches and crayfish fauna in some northern rivers of the Iberian Peninsula. *Aquatic Living Resources* 15, 119–128.
- Reynolds, J. D., 2002. Growth and reproduction. In: D.M. Holdich (Eds.), *Biology of Freshwater Crayfish*. Blackwell Science Ltd., London, United Kingdom, pp. 152–191.
- Roche, K., Janáč, M., Šlapanský, L., Mikl, L., Kopeček, L., Jurajda, P., 2015. A newly established round goby (*Neogobius melanostomus*) population in the upper stretch of the river Elbe. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 416, 11 s.
- Rosenberg, D. M., Resh, V. H., 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York, USA, 480 pp.
- Ruiz, G.M., Carlton, J.T., 2003. Invasion vectors: a conceptual framework for management. *Invasive species: vectors and management strategies*. Island Press, Washington DC, USA, pp. 459–504.
- Říhová Ambrožová, J., 2007. Saprobni index [online]. *Encyklopedie hydrobiologie: výkladový slovník* [cit. 29. 4. 2022]. VŠCHT, Praha, Dostupné na [www: http://vydavatelstvi.vscht.cz/knihy/uid_es-006/ebook.html?p=S002](http://vydavatelstvi.vscht.cz/knihy/uid_es-006/ebook.html?p=S002).
- Schilderman, P. A. E. L., Moonen, E. J. C., Maas, L. M., Welle, I., Kleinjans, J. C. S., 1999. Use of crayfish in biomonitoring studies of environmental pollution of the river Meuse. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 44, s. 241-252.
- Sládeček, V., Sládečková, A., 1996. *Atlas vodních organismů se zřetelem na vodárenství povrchové vody a čistírny odpadních vod I. díl: Destruenti a producenti*. ČVVS Praha, 351 s.
- Souty-Grosset, C., Holdich, D., Noel, P., Reynolds, J. and Haffner, P., 2006. *Atlas of crayfish in Europe*. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris, France, 187 s.
- Stucki, T.P., 2002. Differences in live history of native and introduced crayfish species in Switzerland. *Freshwater Crayfish* 13 463–476.
- Svobodová, J., Vlach, P., Fischer, D., 2010. Legislativní ochrana raků v České republice a ostatních státech Evropy. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace* 4, s. 1.
- Špaček, J., Bulánková, E., Cibik, J. 2009. Vybrané čeladě vodných dvojkrídlavcov (Diptera). Deterinační kurz pre hydrobiologov VIII. Slovenská vodohospodárska spoločnosť pri VÚVH, člen ZSVTS, Výskumným ústav vodného hospodárstva, Slovenská vodohospodárska spoločnosť, člen ZSVTS, Zväz slovenských vedecko-technických spoločností, Slovenská

limnologická spoločnosť pri SAV, Česká limnologická spoločnosť, Povodí Labe, státní podnik ČR, Katedra ekológie, Prírodovedecká fakulta UK v Bratislave. Bratislava 2019.

van der Sluijs, P., 2012. A large *Neogobius melanostomus*.jpg [online]. Wikimedia Commons, the free media repository [cit. 20.3.2022]. Dostupné na: https://commons.wikimedia.org/w/index.php?title=File:A_large_neogobius_melanostomus.jpg&oldid=443166876.

Vilà, M., Basnou, C., Gollasch, S., Josefsson, M., Pergl, J., Scalera, R., 2009. One hundred of the most invasive alien species in Europe. Handbook of Alien Species in Europe, pp. 133–264.

Vilà M., Basnou C., Pyšek P., Josefsson M., Genovesi P., Gollasch S., Nentwig W., Olenin S., Roques A., Roy D., Hulme P.E., DAISIE, 2010. How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European, cross-taxa assessment. *Frontiers in Ecology and the Environment* 8, 135-144.

Vlach, P., 2017. Invazní druhy raků v České republice [online]. Fórum ochrany přírody 3 [cit. 20.3.2022]. Dostupné na: https://www.casopis.forumochranyprirody.cz/magazin/analyzy-komentare/invaznidruhyrakuvceskerepublice?fbclid=IwAR2wv1_5F2GoLr0mBuqpm15LubK5hYFb_uzfk7otNpyzymKVf2aSdMhjQIY.

Waringer, J., Graf, W., 2013. Key and bibliography of the genera of European Trichoptera larvae. *Zootaxa* 36402, 101-151.

Watters, G. T., 1997. A synthesis and review of the expanding range of the Asian freshwater mussel *Anodonta woodiana* (Lea, 1834) (*Bivalvia: Unionidae*). *The Veliger* 40, 152-156.

8 Seznam příloh

Příloha č.1:

Obr. 13: Silně regulovaný dolní úsek Jílovského potoka (LJ1) v Děčíně, pohled proti proudu (Foto Martin Bláha).

Obr. 14: Silně regulovaný dolní úsek Jílovského potoka (LJ1) v Děčíně, pohled po proudu (Foto Martin Bláha).

Příloha č.2:

Obr. 15: Horní úsek Jílovského potoka (LJ2) s opevněním břehu, pohled po proudu (Foto Martin Bláha).

Obr. 16: Horní úsek Jílovského potoka (LJ2) s opevněním břehu, pohled proti proudu (Foto Martin Bláha).

Příloha č.3:

Obr. 17: Dolní úsek Lučního potoka (LL1) - zatačka (Foto Martin Bláha).

Obr. 18: Dolní úsek Lučního potoka (LL1) s úpravami toku (Foto Martin Bláha).

Příloha č.4:

Obr. 19: Horní úsek Lučního potoka (LL2) - tůň (Foto Martin Bláha).

Obr. 20: Horní úsek Lučního potoka (LL2) - proud (Foto Martin Bláha).

Příloha č.5: Obr. 21: Průběh vzorkování na Lučním potoce (Foto Martin Bláha).

Příloha č.6: Obr. 22: Chrostík (*Hydropsyche sp.*) – zástupce nejpočetnějšího rodu chrostíků ve většině vzorkovaných úseků (Foto Ondřej Lorenc).

Příloha č.7: Obr. 23: Nejpočetnější měkkýš (*Pisidium sp.*) (Foto Ondřej Lorenc).

Příloha č.8: Obr. 24: Beruška vodní (*Asellus aquaticus*) (Foto Ondřej Lorenc).

Příloha č.9: Obr. 25: Vzácnější zástupci skupiny Diptera (Foto Ondřej Lorenc).

9 Přílohy

Příloha č.1



Obrázek 14: Silně regulovaný dolní úsek Jílovského potoka (LJ1) v Děčíně, pohled proti proudu (Foto Martin Bláha).



Obrázek 14: Silně regulovaný dolní úsek Jílovského potoka (LJ1) v Děčíně, pohled po proudu (Foto Martin Bláha).

Příloha č.2



Obrázek 15: Horní úsek Jílovského potoka (LJ2) s opevněním břehu, pohled po proudu
(Foto Martin Bláha).



Obrázek 16: Horní úsek Jílovského potoka (LJ2) s opevněním břehu, pohled proti proudu
(Foto Martin Bláha).

Příloha č.3



Obrázek 15: Dolní úsek Lučního potoka (LL1) - zatáčka (Foto Martin Bláha).



Obrázek 16: Dolní úsek Lučního potoka (LL1) s úpravami toku (Foto Martin Bláha).

Příloha č.4



Obrázek 17: Horní úsek Lučního potoka (LL2) - tůň (Foto Martin Bláha).



Obrázek 18: Horní úsek Lučního potoka (LL2) - proud (Foto Martin Bláha).

Příloha č.5



Obrázek 19: Průběh vzorkování na Lučním potoce (Foto Martin Bláha).

Příloha č.6



Obrázek 20: Chrostík (*Hydropsyche* sp.) – zástupce nejpočetnějšího rodu chrostíků ve většině vzorkovaných úseků (Foto Ondřej Lorenc).

Příloha č.7



Obrázek 21: Nejpočetnější měkkýš (*Pisidium sp.*) (Foto Ondřej Lorenc).

Příloha č.8



Obrázek 22: Beruška vodní (*Asellus aquaticus*) (Foto Ondřej Lorenc).

Příloha č.9



Obrázek 23: Vzácnější zástupci skupiny Diptera (Foto Ondřej Lorenc).

10 Abstrakt

Hlavním cílem této bakalářské práce bylo analyzovat a správně determinovat jednotlivé druhy bentických organismů, které se nacházely v odebraných vzorcích z Jílovského (LJ) a Lučního (LL) potoka, které jsou přítoky řeky Labe.

Odběry vzorků byly provedeny během dvou let (2018 a 2019). Z každého potoka bylo v každém roce odebráno 12 vzorků z horních i dolních úseků těchto toků, a to z tůní (P) i proudných částí (R). Na základě zjištěných informací pak byly vyhodnoceny různé ukazatele společenstva makrozoobentosu, konkrétně Sørensonův index podobnosti, Shannon-Wienerův index diversity a saprobní index.

Dominující skupinou během obou let byla u většiny vzorků Diptera, jejichž početnost se pohybovalo v rozmezí 826–4228 ind. m⁻² pro jednotlivé úseky. Jejich početnost byla překonána pouze ve dvou případech z osmi. Poprvé v roce 2018 v úseku LJ1, kde se nacházelo velké množství roupic (*Enchytraeus sp.*), přesně 49942 ind. m⁻² a podruhé také v roce 2018, v úseku LL2. Podobnost podle Sørensonova indexu byla při porovnávání horních úseků s dolními zjištěna pouze jednou v roce 2018 na Jílovském potoce (70,97 %). Diversita byla převážně nízká, s výjimkou úseku LL2 roku 2019 kde byla zjištěna střední diversita. Saprobní index dosahoval vyšších hodnot v dolních úsecích než v horních, a to u obou potoků. Nejvýše dosáhl hodnoty 3,85 (polysaprobity) v dolním úseku Lučního potoka v roce 2018. Nejnižší hodnota saprobního indexu byla 1,9, které bylo dosaženo v horním úseku Lučního potoka v roce 2019.

Diversita i saprobity vypovídá o nepřírodném stavu bentosu v toku, a to zejména v úsecích blíže u soutoku s řekou Labe. Společenstvo makrozoobentosu je v těchto částech obou toků silně ovlivněno antropogenní činností. Ve vzorcích z obou potoků byl objeven jeden nepůvodní zástupce makrozoobentosu – písečník novozélandský (*Potamopyrgus antipodarum*). Z hlediska stavu společenstev makrozoobentosu na Jílovském a Lučním potoce vyplývá, že hlavní problematikou těchto toků je organické zatížení, způsobené lidskou aktivitou.

Klíčová slova: invaze, akvatické invaze, společenstvo makrozoobentosu, Labe, přítoky Labe, bioindikace, diversita

11 Abstract

The main objective of this bachelor thesis was to analyse and correctly determine the individual species of benthic organisms, that were present in the samples collected from the Jílovský (LJ) and Luční (LL) brooks, which are tributaries of the Elbe River.

The sampling was carried out for two years (2018 and 2019). In each year, 12 samples were collected from the upper and lower reaches of these streams, both from the pools (P) and the stream reaches (R). The information was then used to assess various indicators of the macrozoobenthos community, namely the Sørensen similarity index, the Shannon-Wiener diversity index and the saprobic index. The dominant group during both years for most samples was Diptera, with abundances ranging from 826 to 4228 ind. m⁻² for individual sections. Their abundance was exceeded in only two cases out of eight. The first time was in 2018 in section LJ1, where many Oligochaeta (*Enchytraeus sp.*) were present, exactly 49942 ind. m⁻², and the second time, also in 2018, in section LL2. Similarity according to the Sørensen index was found only once before comparing the upper sections with the lower sections in 2018 in the Jílovský Brook (70.97%). Diversity was mostly low, except in section LL2 in 2019 where medium diversity was found. Saprobic index values were higher in the lower reaches than in the upper reaches for both streams. It reached the highest value of 3.85 (polysaprobity) in the lower section of Luční Brook in 2018. The lowest value of the saprobic index was 1.9, which was reached in the upper section of Luční Brook in 2019.

Results of diversity and saprobicity indicate an unnatural benthic condition in both streams, especially in sections closer to the confluence with the Elbe River. The macrozoobenthos community is strongly influenced by anthropogenic activities in these parts of both streams. One non-native species of macrozoobenthos, the *Potamopyrgus antipodarum*, was found in samples from both streams. In view of the condition of the macrozoobenthos communities in the Jílovský and Luční brooks, the main problem of these streams is the organic load caused by human activities.

Keywords: invasions, aquatic invasions, macrozoobenthos community, Elbe River, River Elbe tributaries, bioindication, diversity