

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Fakulta rybářství a ochrany vod
Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický

Diplomová práce

Společenstvo bentických organismů na dolním toku Ohře, Labe a jejich přítocích

Autor: Bc. Martin Musil

Vedoucí diplomové práce: Ing. Miloš Buřič, Ph.D.

Konzultant bakalářské práce: MSc. Sara Roje

Studijní program a obor: B4103 Zootechnika, Rybářství

Forma studia: Prezenční

Ročník: 5.

České Budějovice, 2019

Prohlašuji, že svoji diplomovou 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, 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.

V Českých Budějovicích dne

Podpis studenta: _____

Bc. Martin Musil

Poděkování:

Tímto bych velmi rád poděkoval vedoucímu mé práce Ing. Milošovi Buřičovi, Ph.D. za jeho trpělivost a odbornou pomoc při vypracování této diplomové práce. Jeho lidský přístup a věčný optimismus mi dodával elán po celou dobu práce. Také bych chtěl velmi poděkovat Ing. Martinovi Bláhovi, Ph.D. za jeho pomoc a ochotu při zpracování vzorků bentosu. Dále bych chtěl poděkovat všem, kteří se na tomto výzkumu podíleli a umožnili mi být jeho součástí. Největší poděkování samozřejmě patří mé rodině a mé nejmilovanější přítelkyni Veronice, která mě neustále podporuje při mém dosavadním studiu.

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
Fakulta rybářství a ochrany vod
Akademický rok: 2017/2018

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE
(PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

Jméno a příjmení: **Bc. Martin MUSIL**
Osobní číslo: **V17N010P**
Studijní program: **N4106 Zemědělská specializace**
Studijní obor: **Rybářství a ochrana vod**
Název tématu: **Společenstvo bentických organismů na dolním toku Ohře
a Labe jejich přítocích**
Zadávací katedra: **Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický**

Z á s a d y p r o v y p r a c o v á n í :

Nepůvodní druhy ve sladkovodních ekosystémech v Evropě často výskytem i abundancí významně ovlivňují jednotlivé skupiny původních vodních organismů. Často dokážou omezit, vytlačit nebo zcela vyhubit populace původních druhů. Tak tomu je u ryb i u bezobratlých. Monitoring na invadovaných lokalitách nebo lokalitách, které jsou k nim přilehlé může napovědět, jak daná původní společenstva reagují na postup invazních druhů. Práce bude spočívat v monitorování lokalit na dolním toku řek Ohře a Labe (hlavní toky a po dvou zvolených přítocích). Práce na lokalitách bude zahrnovat podrobný popis vybraných úseků, odběry vzorků bentosu, odlov raků a odlov ryb elektrickým agregátem. Diplomová práce jako taková se bude konkrétně zaměřovat na společenstva bentických organismů na lokalitách s výskytem nepůvodních druhů (zejména hlaváč černoústý a nepůvodní druhy raků). Odebrané vzorky a naměřené parametry budou determinovány a analyzovány na pracovištích Laboratoře Eto-logie ryb a raků ve Vodňanech.

Cílem práce je na jedné straně popsat stav společenstev zasažených a nezasazených invazí nepůvodních druhů a zároveň ustanovit tyto výsledky jako počáteční stav pro budoucí práce na daných lokalitách umožňující zhodnocení stavu před a po invazi sledovaných druhů.

Práce bude podpořena projektem CENAKVA II (LO1205 v rámci programu NPU I) a MoBI-aqua (projekt č. 100314623, INTERREG V-A: Česká republika - Svobodný stát Sasko 2014 - 2020)

Rozsah grafických prací: **dle potřeby (do 20 stran)**
Rozsah pracovní zprávy: **50-70 stran**
Forma zpracování diplomové práce: **tištěná**
Seznam odborné literatury: **viz příloha**

Vedoucí diplomové práce: **Ing. Miloš Buřič, Ph.D.**
Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický
Konzultant diplomové práce: **Bc. et Bc. Sara Roje**
Datum zadání diplomové práce: **5. ledna 2018**
Termín odevzdání diplomové práce: **3. května 2019**


prof. Ing. Pavel Kozák, Ph.D.
děkan

L.S.


doc. Ing. Tomáš Randák, Ph.D.
ředitel

V Českých Budějovicích dne 10. ledna 2018

Příloha zadání diplomové práce

Seznam odborné literatury:

- 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*, (416), 32.
- Gherardi, F. (Ed.). (2007). *Biological invaders in inland waters: profiles, distribution, and threats* (Vol. 2). Springer Science & Business Media.
- Grabowska, J., & Przybylski, M. (2015). Life-history traits of non-native freshwater fish invaders differentiate them from natives in the Central European bioregion. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 25(1), 165-178.
- Jackson, M. C., & Grey, J. (2013). Accelerating rates of freshwater invasions in the catchment of the River Thames. *Biological Invasions*, 15(5), 945-951.
- Jackson, M. C., & Britton, J. R. (2014). Divergence in the trophic niche of sympatric freshwater invaders. *Biological Invasions*, 16(5), 1095-1103.
- Kornis, M. S., Mercado-Silva, N., & Vander Zanden, M. J. (2012). Twenty years of invasion: a review of round goby *Neogobius melanostomus* biology, spread and ecological implications. *Journal of Fish Biology*, 80(2), 235-285.
- Kouba, A., Petrušek, A., Kozák, P., 2014. Continental-wide distribution of crayfish species in Europe: update and maps. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 413: 5.
- Lopes-Lima, M., Sousa, R., Geist, J., Aldridge, D.C., Araujo, R., Bergengren, J., et al., (2017). Conservation status of freshwater mussels in Europe: state of the art and future challenges. *Biological Reviews*, 92(1), 572-607.
- MacNeil, C., Boets, P., & Platvoet, D. (2012). 'Killer shrimps', dangerous experiments and misguided introductions: how freshwater shrimp (Crustacea: Amphipoda) invasions threaten biological water quality monitoring in the British Isles. *Freshwater Reviews*, 5(1), 21-35.
- Rewicz, T., Grabowski, M., MacNeil, C., & Bacela-Spychalska, K. (2014). The profile of a 'perfect' invader-the case of killer shrimp, *Dikerogammarus villosus*. *Aquatic Invasions*, 9(3), 267-288.

Obsah

1. Úvod	10
2. Literární přehled	12
2.1. Původní bentická společenstva tekoucích vod ČR.....	12
2.1.1. Jepice (Ephemeroptera).....	13
2.1.2. Chrostíci (Trichoptera).....	14
2.1.3. Pošvatky (Plecoptera)	15
2.1.4. Brouci (Coleoptera).....	15
2.1.5. Korýši (Crustaceae).....	16
2.1.6. Měkkýši (Mollusca)	18
2.1.8. Společenstvo ryb (Osteichthyes).....	19
2.2. Bioindikace a systémy hodnocení společenstva zoobentosu	23
2.2.1. Bioindikace	23
2.2.2. Indexy diverzity	23
2.2.3. Biotické indexy a skóre	24
2.2.6. Indexy podobnosti.....	27
2.2.7. Predikční systémy	27
2.3. Biologické invaze	28
2.3.1. Biologické invaze ve vnitrozemských vodách.....	28
2.3.2. Ekologické faktory ovlivňující biologické invaze	29
2.3.3. Introdukce nepůvodních invazivních druhů.....	30
2.3.5. Dopady invazivních druhů	32
2.4. Vnitrozemská lodní doprava jako jedna z cest k šíření invazivních druhů	33
2.4.1. Labe a Ohře jako invazivní cesta do ČR.....	34
2.5. Některé příklady AIS.....	36
2.5.1. Invazivní druhy – Různonožci (Amphipoda).....	36

2.5.2. Invazivní druhy – raci (Astacida).....	38
2.4.3. Invazivní druhy – ryby	40
2.6. Cíle práce a hypotézy	44
3. Materiál a metodika	45
3.1. Podmínky studie	45
3.2. Mapování struktury toku	46
3.3. Odlov bentosu.....	47
3.4. Odlov raků.....	49
3.5. Odlov ryb.....	49
3.6. Zpracování výsledků	50
4. Výsledky	51
4.1. Morfologie a základní parametry vody jednotlivých lokalit.....	51
4.1.1. Ohře pod soutokem s Čepelí (O1C).....	51
4.1.2. Čepel nad soutokem s Ohří (OC1).....	52
4.1.3. Horní úsek Čepele (OC2).....	53
4.1.4. Labe u soutoku s Milešovským potokem (L2M).....	53
4.1.5. Milešovský potok nad soutokem s Labe (LM1)	54
4.1.6. Horní úsek Milešovského potoka (LM2)	55
4.1.7. Labe u soutoku s Ploučnicí (L7P).....	56
4.1.8. Ploučnice nad soutokem s Labe (LP1).....	56
4.1.9. Horní úsek Ploučnice (LP2).....	57
4.2. Bentos	58
4.2.1. Čepel nad soutokem s Ohří (OC1).....	58
4.2.2. Horní úsek Čepele (OC2).....	58
4.2.3. Milešovský potok nad soutokem s Labem (LM1)	59
4.2.4. Horní úsek Milešovského potoka (LM2)	59
4.2.5. Ploučnice nad soutokem s Labem (LP1).....	59

4.2.6. Horní úsek Ploučnice (LP2).....	60
4.2.7. Porovnání lokalit.....	60
4.3. Raci.....	61
4.4. Ryby.....	63
4.4.1. Ohře pod soutokem s Čepelí (O1C).....	63
4.4.2. Čepel nad soutokem s Ohří (OC1).....	64
4.4.3. Horní úsek Čepele (OC2).....	65
4.4.4. Labe u soutoku s Milešovským potokem (L2M).....	66
4.4.5. Milešovský potok nad soutokem s Labem (LM1).....	67
4.4.6. Horní úsek Milešovského potoka (LM2).....	68
4.4.7. Labe u soutoku s Ploučnicí (L7P).....	69
4.4.8. Ploučnice nad soutokem s Labem (LP1).....	70
4.4.9. Horní úsek Ploučnice (LP2).....	71
5. Diskuse.....	72
5.1. Ohře pod soutokem s Čepelí (O1C).....	72
5.2. Čepel nad soutokem s Ohří (OC1).....	72
5.3. Horní úsek Čepele (OC2).....	73
5.4. Labe u soutoku s Milešovským potokem (L2M).....	74
5.5. Milešovský potok nad soutokem s Labem (LM1).....	75
5.6. Horní úsek Milešovského potoka (LM2).....	76
5.7. Labe u soutoku s Ploučnicí (L7P).....	77
5.8. Ploučnice nad soutokem s Labem (LP1).....	78
5.9. Horní úsek Ploučnice (LP2).....	79
5.10. Celková situace.....	81
6. Závěr.....	82
7. Přehled použité literatury.....	84
7.1. Internetové zdroje.....	94

8. Seznam zkratek	95
9. Seznam map	96
10. Mapy	98
11. Seznam příloh	110
12. Přílohy.....	113
13. Abstrakt.....	129
14. Abstract.....	130

1. Úvod

Sladkovodní ekosystémy mají v přepočtu na plochu větší biologickou rozmanitost než mořské a suchozemské ekosystémy (Dudgeon a kol., 2006; Balian a kol., 2007). Žije v nich přibližně jedna desetina všech živočišných druhů světa a jedna třetina všech obratlovců. Přitom sladkovodní ekosystémy zaujímají méně než 1 % povrchu Země (Strayer a Dudgeon, 2010). Neodmyslitelnou součástí sladkovodních ekosystémů jsou společenstva bentických organismů. Tyto společenstva jsou svými životními nároky vázány na substrát dna (Kalff, 2002). Jsou důležitou složkou potravní pyramidy na nižších trofických úrovních a v případě živočišného bentosu (zoobentosu), patří velká část z nich do skupiny tzv. rozkladačů. Ty přeměňují organické látky a udržují tak tok energie, který přímo ovlivňuje sladkovodní ekosystémy (Palmer, 1997; Sedlák, 2000). Díky druhovému složení zoobentosu jsme schopni odhadnout stupeň organického znečištění. Plní tedy i jakousi funkci biologických indikátorů znečištění (Hellawel, 2012).

V poslední době je velkým ekologickým problémem proces biologické invaze. Biologická invaze je jev, při kterém se některé druhy dostanou mimo svůj původní areál výskytu, kde úspěšně založí životaschopnou populaci. Tato „nová“ populace však zcela naruší tisíce let fungující spletence vztahů mezi jednotlivými původními druhy (Gherardi, 2007). Mezi nejnebezpečnější invazní skupiny v rámci evropských sladkovodních ekosystémů patří korýši (Crustacea), konkrétně raci (Astacida) a různonozi korýši (Amphipoda). Dále sem řadíme měkkýše (Mollusca), především mlže (Bivalvia) a ryby (Osteichthyes) (Sakai a kol., 2001; Savini a kol., 2010).

Evropská síť vnitrozemských vodních cest, sestávající z více než 28 000 km splavných řek a postavených kanálů, spojuje povodí jižních a severních moří. Tyto vodní cesty spojily dříve izolované vodní toky a umožnily distribuci velkého množství invazivních druhů napříč Evropou (Galil a kol., 2008; Panov a kol., 2009). Labe jako jedna z nejvytíženějších vodních cest střední Evropy, se stalo hlavním migračním koridorem sladkovodních invazivních organismů do České republiky (Heinrich a Butow, 2015). Ohrožuje tak jedny z posledních refugií ohrožených původních druhů na našem území, jako jsou například rak říční (*Astacus astacus*), rak kamenáč (*Austropotamobius torrentium*), vranka obecná (*Cottus gobio*) a další. Ohře jako první velký levostranný přítok Labe je tak další řekou v pořadí. V případě pokračování a dokončení projektu splavnění řeky Vltavy od Českých Budějovic až po soutok s Labem u města Mělník, je řeka Vltava i s jejími přítoky v ohrožení možné biologické invaze.

Diplomová práce jako taková se zaměřuje na společenstva bentických organismů na lokalitách s výskytem nepůvodních druhů, zejména hlaváč černoústý (*Neogobius melanostomus*) a nepůvodní druhy raků. Monitoring na invadovaných lokalitách nebo lokalitách, které jsou k nim přilehlé, může napovědět, jak daná původní společenstva reagují na postup invazních druhů. Konkrétně tato práce spočívala v monitorování lokalit na dolním toku řek Ohře a Labe (hlavní toky a jejich zvolené přítoky).

Mým cílem bylo na jedné straně popsat aktuální stav zasažených a nezasazených bentických společenstev invazí nepůvodních druhů, srovnání zasažených a nezasazených lokalit a zhodnocení stavu před a po biologické invazi. Dalším cílem bylo ustanovit tyto výsledky jako počáteční stav pro budoucí práce na daných lokalitách, umožňující zhodnocení stavu před a po invazi sledovaných druhů. Studie je směřována zejména k tématu výskytu a šíření hlaváče a jeho vlivu na sledovaná společenstva.

Práce byla podpořena projektem CENAKVA II (LO1205 v rámci programu NPU I). Dále v rámci řešení projektu spolupráce MoBI-aqua: Přeshraniční monitoring biologických invazí jako nástroj pro ochranu sladkovodní biodiverzity (projekt č. 100314623, INTERREG V-A: Česká republika – Svobodný stát Sasko 2014 – 2020).

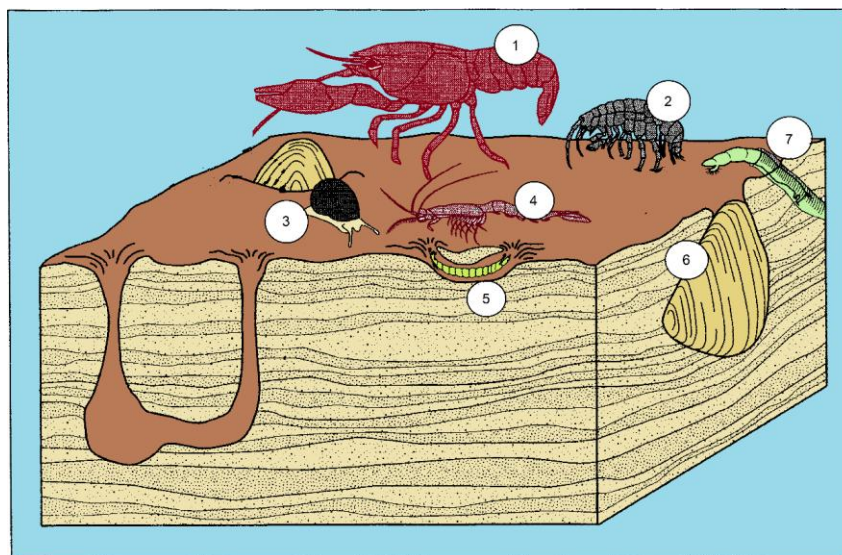
2. Literární přehled

2.1. Původní bentická společenstva tekoucích vod ČR

Bentos je vodní společenstvo vázané svými životními nároky na substrát dna (Kalff, 2002). Bentos dělíme na dvě základní skupiny, rostlinný (fytobentos) a živočišný (zoobentos) (Sedlák, 2000). Jednotlivé bentické druhy patří mezi nejdůležitější zástupce při zpracování organických látek, a jejich společenstva tak přímo ovlivňují sladkovodní ekosystémy (Palmer, 1997). Druhové zastoupení zoobentosu tekoucích vod je mnohem pestřejší než druhové zastoupení zoobentosu stojatých vod (Covich a kol., 1999; Kalff, 2002).

Kalff (2000) dělí zoobentos na čtyři skupiny podle jejich velikosti:

1. mikrobentos ($\leq 100 \mu\text{m}$)
2. mesobentos (100 – 400 μm)
3. makrobentos ($\geq 400 \mu\text{m}$)
4. megabentos ($\geq 1000 \mu\text{m}$)



Obr. č. 1: Znázornění některých běžných skupin zoobentosu. 1) *Astacus* (rak; Decapoda); 2) *Gammarus* (blešivec; Crustacea); 3) *Ancylus* (plž; Gastropoda); 4) *Baetis*, *Perla* (jepice, pošvatka; Ephemeroptera, Plecoptera) 5) *Hydropsyche* (chrostík; Trichoptera) 6) *Unio* (mlž; Bivalvia); 7) *Simulium* (muchnička; Diptera). Upraveno dle (Covich a kol., 1999; Kalff, 2002)

2.1.1. Jepice (Ephemeroptera)

Rozšíření jepic je téměř kosmopolitní s výjimkou polárních zón a několika izolovaných ostrovů (Hatton – Ellis, 2004). Celosvětově známe více než 3 000 druhů a 42 čeledí (Barber-James a kol., 2007), z toho v Evropě 250 druhů a v ČR kolem 110 druhů. Zhruba 38 druhů jepic se nachází na červeném seznamu ohrožených druhů hmyzu v ČR (Reisinger a kol., 2004; Adámek a kol., 2010).

Larvy jepic – nymfy žijí ve vodě. Vývin nymf ve vodě trvá 3 měsíce až 3 roky. Líhnutí v dospělce je u mnoha druhů jepic charakteristické tvořením velkých rojů (Studemann a kol., 1992; Reisinger a kol., 2004; Sartori a Brittain, 2014; Adámek a kol., 2015).

Dospělci – imaga většiny druhů jepic jsou si velice podobné. Na konci zadečku můžeme najít jeden pár štětů, někdy s jedním paštětem mezi nimi. Většina druhů má dva páry blanitých křídel (zadní pár je výrazně menší) s typickou složitou žilnatinou. U některých druhů může druhý pár zcela chybět (Sartori a Brittain, 2014). U jepice, která je vklidu, jsou křídla postavena kolmo k hrudi. Dospělci jepic žijí jen krátkou dobu (hodiny až dny) v závislosti na druhu. Samice po naklazení vajíček umírá. Jepice jsou ve všech stádiích potravní základnou pro ryby (Studemann a kol., 1992; Sartori a Brittain, 2014; Adámek a kol., 2015).

Většina druhů jepic je velmi citlivá na změny přirozeného prostředí. Silnější zatížení odpadními vodami působí negativně na jejich rozšíření (Reisinger a kol., 2004; Barber-James a kol., 2007). Proto řadíme některé jepice mezi bioindikátory čistých vod (Hatton – Ellis, 2004). Regulace vodních toků, hloubení vodních toků z důvodu lodní dopravy a stavby a provoz malých vodních elektráren (MVE) drasticky zhoršily podmínky pro život mnoha druhům. V místech, kde jsme dříve pozorovali pravidelně masové líhnutí, je líhnutí jen vzácné nebo jepice úplně vymizely (Reisinger a kol., 2004).

Příznačnými druhy jepic v rychle tekoucích horských potocích jsou jepice peřejová (*Epeorus assimilis*), jepice horská (*Ameletus inopinatus*), jepice předjarní (*Baetis rhodani*). V potůčcích a níže postavených říčkách je typickým zástupcem jepice bystřinná (*Rhitrogena semicolorata*). Běžným druhem v potocích a řekách je jepice potoční (*Ecdyonurus venosus*) a v řekách s pomalejším tokem a bahnitým dnem můžeme najít jepici sírožlutou (*Heptagenia sulphurea*) a jepici jarní (*Paraleptophlebia submarginata*). K největším druhům v ČR patří jepice obecná (*Ephemera vulgata*) a jepice dánská

(*Ephemera danica*) (Studemann a kol., 1992; Reisinger a kol., 2004; Adámek a kol., 2015).

2.1.2. Chrostíci (Trichoptera)

Rozšíření chrostíků je téměř kosmopolitní, s výjimkou Antarktidy a jednotlivých izolovaných ostrovů (Wallace a kol., 1990). Celosvětově je zatím známo kolem 14 500 druhů a 45 čeledí (Gullan a Cranston, 2010), v Evropě přibližně 1 000 druhů a v ČR zhruba 250 druhů (Reisinger a kol., 2004; Adámek a kol., 2015), tím se chrostíci řadí vedle dvoukřídlých (Diptera) k nejbohatšímu řádu vodního hmyzu (Reisinger a kol., 2004).

Larvy chrostíků rozdělujeme na dvě základní skupiny: druhy stavějící si schránku – eruciformní, bezschránkaté druhy – kampodeoidní (Gullan a Cranston, 2010). U eruciformních druhů jsou schránky zhotoveny z různých druhů materiálů, jsou většinou druhově specifické a probíhá v nich celý larvální vývoj včetně kuklení (Mouro a kol., 2016). Kampodeoidní druhy larev si staví ve vodě různé obytné a lapací sítě různého tvaru (Gullan a Cranston, 2010). Až na pár výjimek jsou všechna larvální stádia akvatická (Reisinger a kol., 2004; Gullan a Cranston, 2010).

Dospělci mají dva páry neprůhledných křídel sedlovitě složených přes hrud' a zadeček. Křídla i hrud' mohou být pokryta chloupky nebo štětkami. Na hlavě jsou dvě vypouklé oči a dlouhá nitkovitá tykadla (Wallace a kol., 1990; Gullan a Cranston, 2010).

Stejně jako jepice, tak i chrostíci mají velký podíl na biomase tekoucích vod. Ve všech stádiích tvoří potravní základnu pro ryby (Wallace a kol., 1990; Reisinger a kol., 2004). V závislosti na podmínkách se tyto dvě skupiny doplňují. Vody s vysokým výskytem chrostíků jsou pro některé druhy jepic málo příhodné a naopak. Stejně tak jako jepice, jsou chrostíci významným bioindikátorem vody. Velký počet druhů vykazuje větší toleranci ke zvýšené eutrofizaci narozdíl od jepic (Pereira a kol., 2012).

V čistých pramenných oblastech se vyskytují zástupci rodu *Agapetus*, v mírně eutrofně zatížených vodách zástupci rodu *Silo* a náš jediný dravý zástupce *Rhyacophyla*, v silněji eutrofně zatížených vodách zástupci rodů *Hydropsyche*, *Anabolia*, *Limnephilus*, *Polycentropus*, *Brachycentrus* (Adámek a kol., 2015).

2.1.3. Pošvatky (Plecoptera)

Pošvatky jsou rozšířeny po celém světě, vyjma Antarktidy a některých izolovaných ostrovů (Reisinger a kol., 2004). Na světě je dosud známo 3 500 druhů, v Evropě přes 400 a v ČR kolem 115 druhů, z toho 58 druhů je na červeném seznamu ohrožených druhů hmyzu (Reisinger a kol., 2004; Fochetti a De Figueroa, 2007; Adámek a kol., 2015).

Nymfy i dospělci se vyznačují protáhlým a mírně zploštělým tvarem těla, na konci zadečku vždy pouze s jedním párem štětů (Hynes, 1997). Všechny evropské druhy pošvatek mají vodní stádia nymf (Reisinger a kol., 2004). Dospělé pošvatky mají dva páry blanitých křídel (zcela výjimečně bývají bez křídel), které jsou ukládány na plochu kolem zadečku (Hynes, 1997).

Pošvatky patří ke skupině vodního hmyzu málo přizpůsobivých na organické zatížení. Obývají jen velmi čisté, většinou horské a podhorské toky a reagují velmi citlivě na změny životního prostředí. Proto jejich větší podíl na biomase stojí za zmínku pouze v čistých horských tocích. Jen zlomek druhů je odolnější vůči znečištění. V dnešní silně industrializované Evropě, se na středních tocích velkých řek s nimi můžeme setkat jen zřídka, a v dolních tocích většinou naprosto vymizely. Vzhledem k jejich nárokům na prostředí se rovněž řadí do skupiny vodního hmyzu vhodného k bioindikaci (Buffagni, 1997; Reisinger a kol., 2004; Dohet a kol., 2002).

Mezi největší druhy pošvatek v ČR patří *Perla abdominalis*. Mezi další běžné zástupce ČR patří druhy *Nemoura*, *Protonemura*, *Brachyptera*, *Leuctra* a další (Adámek a kol., 2015)

2.1.4. Brouci (Coleoptera)

V tekoucích vodách ČR jsou nejběžnějšími zástupci brouci z čeledi Elmidae, konkrétně rody *Limnius*, *Elmis* a *Oreodytes*. Všechny tyto rody žijí v horských a podhorských potocích, často pod kameny nebo na vodní vegetaci. Larvy i dospělci dýchají rozpuštěný kyslík tracheálními žábry. Všechny tyto rody jsou indikátory čistoty vody a k nejběžnějším druhům čistých horských vod patří například *Elmis aenea* (Straka a kol., 2009).

2.1.5. Koryši (Crustaceae)

2.1.5.1. Stejnonožci (Isopoda)

Z tohoto řádu je pro vody ČR velmi běžným zástupcem beruška vodní (*Asellus aquaticus*). Vyznačuje se především zploštělým tělem a pro ni příznačným jedním párem žaberních nožek, díky kterým dýchá (Barnard a Barnard, 1993). Berušky najdeme především v dolních tocích řek se silným organickým znečištěním, kde se živí tlejícími listy a další organickou hmotou (Adámek a kol., 2015). V místě jejich výskytu většinou tvoří velké procento biomasy a je tak důležitou potravní složkou ryb (Verovnik a kol., 2005). Kvůli její toleranci ke zvýšenému organickému znečištění se také využívá k biomonitoringu daného toku (Fraser a kol., 1978; Maltby, 1999).

2.1.5.2. Různonožci (Amphipoda)

Do této skupiny živočichů řadíme blešivce. Označení blešivec používáme především u zástupců podřádu Gammaridea, kteří se vyznačují laterálně zploštělým tělem (Barnard a Barnard, 1993). Výlučně sladkovodní druhy tvoří přibližně 20 % diverzity tohoto podřádu, jenž zahrnuje asi 1 870 druhů (Väinölä a kol., 2008). Blešivci obývají především tekoucí studené čisté vody, s výskytem nahromaděného organického materiálu (Väinölä a kol., 2008; Hou a Sket, 2016). Jsou nedílnou součástí potravní pyramidy vodních ekosystémů a zároveň jsou detritivními druhy, významnými reducenty organického materiálu (Macneil a kol., 1997; Väinölä a kol., 2008). Blešivci jsou vhodnými bioindikátory tekoucích vod s vysokými nároky na rozpuštěný O₂. Nejběžnějším zástupcem v ČR je blešivec potoční (*Gammarus fossarum*) (Väinölä a kol., 2008; Adámek a kol., 2015).

2.1.5.3. Desetinožci (Decapoda)

Do této skupiny řadíme raky (Astacida), kteří patří mezi největší bezobratlé živočichy sladkých vod. V současnosti je na světě známo okolo 700 druhů raků, přičemž se tento počet stále pomalu zvyšuje. V Evropě se však vyskytuje pouze 5 druhů původních raků (Holdich, 2002; Kozák a kol., 2013). V ČR jsou pouze 2 druhy původních raků, reprezentovány rody *Astacus* a *Astrapotamobius* (Filipová a kol., 2011).

Jedná se o všežravce s širokým spektrem přijmané potravy. Živí se nejen vodními bezobratlými a rybami ale i vodními rostlinami, detritem a nárosty řas. Sami raci slouží jako potrava rybám, ptákům a vydrám a jsou také významnou složkou potravní pyramidy sladkovodních habitatů (Kozák a kol., 2013).

Zástupci jediných dvou původních raků v ČR jsou rak říční (*Astacus astacus*) a rak kamenáč (*Austrapotamobius torrentium*). Ještě bychom sem mohli řadit raka bahenního (*Astacus leptodactylus*), který k nám byl dovezen v 19. stol. a zcela se u nás domestikoval. Rak bahenní má nižší nároky na rozpuštěný kyslík a snese i silnější organické znečištění (Kozák a kol., 2013). Oproti tomu, rak říční a rak kamenáč jsou velmi nároční na kvalitu vody a již jen jejich přítomnost v daném habitatu značí vysoké ekologické standardy dané lokality (Pârvulescu a kol., 2011). V současné době však nepůvodní druhy severoamerických druhů raků, raka signálního (*Pacifastacus leunisculus*) a raka pruhovaného (*Faxonius limosus*), na většině míst zcela vytlačili původní druhy. Lze říci, že reprodukce schopná populace raka kamenáče je dnes prokázána jen na několika lokalitách ČR (Kozák a kol., 2013). Oba dva tyto původní druhy jsou zařazeny do Červeného seznamu ohrožených druhů České republiky. Rak říční jako ohrožený a rak kamenáč jako kriticky ohrožený (Farkač a kol., 2005).



Obr. č. 2: *Astacus astacus* s výraznou převahou modrého barviva (cyanokrysalinu) (foto: M. Musil).

2.1.6. Měkkýši (Mollusca)

Vodní měkkýše řadíme mezi nápadnou složku makrozoobentosu, která nachází uplatnění v ekologických studiích hodnotících kvalitu vodního prostředí (Pecina, 1991). Vysoká vnímavost ke změnám prostředí, nízká schopnost přemísťovat se a přítomnost schránky, činí z měkkýšů zajímavou skupinu organismů využitelnou k bioindikaci (Charvet a kol., 1998). Při změně a životních podmínkách dochází k posunu druhové skladby, zpravidla k poklesu stenovalentních druhů (s úzkou ekologickou valencí) a k jejich nahrazení euryvalentními druhy (s širokou ekologickou valencí); (Beran, 1993; Beran, 1995). Indikaci narušení nebo změny biotopu tak můžeme často provést pouhou přítomností či absencí bioindikačně významných druhů (Charvet a kol., 1998).

2.1.6.1. Plži (Gastropoda)

Vodní plži mají břišní stranu těla přizpůsobenou k pohybu v podobě svalnaté nohy a na hřbetní straně je vysunut útrobní vak chráněný vápenitou schránkou. Živí se především řasovými nárosty, které seškrabávají pomocí zdrsňeného jazyka (raduly); (Beran, 2002).

Mezi nejběžnější původní plže, které můžeme najít v tekoucích vodách ČR, patří: kamomil říční (*Ancylus fluviatilis*) – obývá vrchní čisté toky; bahnivka rmutná (*Bithynia tentaculata*) – běžný druh pomaleji tekoucích, úživnějších vod; kružník bělavý (*Gyraulus albus*) – běžný druh pomaleji tekoucích vod (Beran, 2007).

2.1.6.2. Mlži (Bivalvia)

Jejich tělo je zavřeno do dvou miskovitých lastur, které jsou spojeny zámekem, vazem a silnými svaly. Živí se filtrací drobných organických částic a bakterií (Beran, 2002).

K nejběžnějším původním zástupcům vodních mlžů v ČR patří: zástupci čeledi velevrubovitých (Unionidae) – škeble (*Anodonta*) a velevrubové (*Unio*); okružanky (*Sphaerium*); hrachovky (*Pisidium*); a jediný zástupce z čeledi perlorodkovitých (Margaritiferidae) perlorodka říční (*Margaritifera margaritifera*) (Beran, 2007).

2.1.8. Společenstvo ryb (Osteichthyes)

Stejně tak jako společenstva bezobratlých živočichů, tak i společenstva ryb jsou ovlivňovány rozdílnými podmínkami jednotlivých typů tekoucích vod. V horních úsecích většinou žijí proudmilné, krátkověké, individuálně žijící ryby s vyššími nároky na kvalitu vody. V níže položených tocích převažují dlouhověké hejnové druhy s nižšími nároky na kvalitu vody (Adámek, 1995). Díky tomuto rozdílnému charakteru toků položil český zoolog Antonín Frič takřka před 150 lety základ rozdělení tekoucích vod na takzvaná rybí pásma. Jde o rozdělení tekoucích vod na základě charakteristických (ne vždy nejpočetnějších) druhů ryb, vyskytujících se v daném pásmu. Jedná se o pásmo pstruhové, parmové a cejnové (Frič, 1872). Později bylo doplněno ještě pásmo lipanové (Adámek a kol., 2015) a toto základní rozdělení se používá dodnes viz Tab. č. 1.

Tab. č. 1: Charakteristické vlastnosti rybích pásem podle (Randák a kol., 2013).

Pásmo	Pstruhové	Lipanové	Parmové	Cejnové
Charakter toku	bystřina, potok	říčka	řeka	řeka
Dno	kamenité	kamenité, štěrkovité	kamenité, štěrkovité	šterkovité, písčité, bahnité
Spád (%)	přes 0,4	0,1 – 0,2	0,03 – 0,15	Pod 0,08
Proud	velmi rychlý	rychlý	rychlý	výrazně zpomalený
Max. teplota (°C)	12 – 18	18 – 20	18 – 22	20 – 25

2.1.8.1. Pstruhové pásmo

Jedná se o nejnvýše položené partie od pramene s nejvyšším spádem, nejvyšším obsahem rozpuštěného kyslíku a nejnižší teplotou. Typickým pstruhovým tokem je potok do 10 m šířky a 0,5 m hloubky s kamenitým až štěrkovitým dnem. Charakter toku bývá často pozměněn budováním příčných překážek (přírodních i umělých). V případě velkých přehrad typu Lipno, vzniká pod přehradní nádrží takzvané sekundární pstruhové pásmo. Druhové společenstvo ryb je většinou velmi chudé. Hlavními zástupci jsou pstruh obecný (*Salmo trutta*), vranka obecná (*Cottus gobio*) a střevle potoční (*Phoxinus phoxinus*); (Randák a kol., 2013; Adámek, 1995).



Obr. č. 3: Lov pstruhů na umělé mušky v typickém sekundárním pstruhovém pásmu – Vltava pod Lipnem (foto: M. Musil).

2.1.8.2. Lipanové pásmo

Lipanové pásmo se nachází v podhorských oblastech, kde spád koryta výrazně poklesne. Tok bývá širší 10 m a převládá zde laminární proudění s nehlubokými táhlými tůňmi. Dno je tvořeno tvrdým substrátem (písek, štěrk, kameny). Maximální teplota vody obvykle nepřesahuje 20 °C. Druhové společenstvo ryb je zde velmi pestré. Prolíná se zde společenstvo jak z pásma pstruhového, tak z pásma parmového (Randák a kol., 2013). Mezi hlavní zástupce patří lipan podhorní (*Thymallus thymallus*), jelec tloušť (*Squalius cephalus*), jelec proudník (*Leuciscus leuciscus*), ostroretka stěhovavá (*Chondostroma nasus*) a mník jednovousý (*Lota lota*) (Adámek a kol., 2015).



Obr. č. 4: Úlovek lipana na umělou mušku v typickém lipanovém pásmu – Vltava nad Lipnem (foto: M. Musil).

2.1.8.3. Parmové pásmo

Parmová pásma se nachází v nížinách a údolích s táhlými proudy a hloubkou přes 1 m. Dno je stále štěrkopísčité až kamenité a v hlubších partiích se již usazují sedimenty, které mohou způsobovat mírný zákal. Teplota vody obvykle nepřesahuje 22 °C (Randák a kol., 2013). Proudění vody je zde stále silné a tak typickými zástupci parmového pásma jsou reofilní (proudomilné) druhy ryb. Patří sem parma obecná (*Barbus barbus*), podoustev říční (*Vimba vimba*), jelec jesen (*Leuciscus idus*), bolen dravý (*Leuciscus aspius*); (Adámek, 1995; Adámek a kol., 2015).

Parmové pásmo bylo v dřívějších dobách nejtypičtějším pásmem v ČR. Většina těchto pásem však padla za oběť fragmentaci toků (stavba jezů a údolních nádrží). Jezy nejen že zkomplikovaly migrační prostupnost toků, ale vytvořily svými na sebe navazujícími vzdutími pásma cejnová. Údolní nádrže zase přeměnily pásma parmová na stojatou vodu a změnily teplotní a další podmínky pod přehradou na již zmíněná sekundární pstruhová pásma (Lusk a kol., 2004).

2.1.8.4. Cejnové pásmo

Jedná se o úseky s malým spádem a velmi pomalým prouděním. Dno je pokryto sedimenty, které tvoří stálý zákal. Koryto řeky je obvykle širší než 15 m a hloubka vody je i přes 2 m. Reofilní druhy zde spíše ustupují eurytopním druhům ryb (Adámek a kol., 2015). Typickými zástupci cejnového pásma jsou: cejn velký (*Abramis brama*), cejnek malý (*Blicca bjoerkna*), plotice obecná (*Rutilus rutilus*), ouklej obecná (*Alburnus alburnus*), štika obecná (*Esox lucius*), sumec velký (*Silurus glanis*), candát obecný (*Sander lucioperca*) a další (Randák a kol., 2013).

Cejnová pásma jsou dnes z důvodu regulace toků nejběžnějším typem říčního pásma. Jsou na mnoha místech zcela nebroditelné a proto i těžce vzorkovatelné elektrickým agregátem. O přesném složení, počtech a biomase ryb proto máme jen málo spolehlivých informací. Přesto lze z dostupných informací usoudit, že početnosti cejnového pásma mohou oproti ostatním pásmům dosahovat až desetitisíců kusů a biomasa může být ve stovkách kilogramů na hektar plochy (Pivnička, 1994).



Obr. č. 5: Přeměna parmového pásma na pásmo cejnové v rámci projektu splavnění řeky Vltavy – Vltava pod Hněvkovicemi (foto: M. Musil).

2.2. Bioindikace a systémy hodnocení společenstva zoobentosu

2.2.1. Bioindikace

Vztah vlastností organismů a prostředí je využitelný k indikaci stavu daného prostředí – bioindikaci (Hellawel, 2012). Organismus, který můžeme takto využít, nazýváme – bioindikátor (Rosenberg a Resh, 1993). Bioindikace funguje na principu ekologické valence, přičemž druhy stenovalentní patří k jednoznačnějším indikátorům, než druhy euryvalentní (Hellawel, 2012). Bioindikátor by měl splňovat některá kritéria, jako jsou taxonomická spolehlivost, snadná determinace, relativně snadný sběr v terénu, kosmopolitní rozšíření, známost biologie a autekologie, nízká genetická variabilita a schopnost bioakumulace cizorodých látek (Rosenberg a Resh, 1993; Helešic, 2006; Hellawel, 2012).

2.2.2. Indexy diverzity

Hodnocení jakosti vod pomocí indexu diverzity je rozšířeno zejména v USA. Principem této metody je předpoklad, že ideální nestresované společenstvo obsahuje jeden nebo několik málo velmi početných druhů – dominantních, několik druhů středně početných – doprovodných a více vzácných druhů (Callow a Petts, 1994). Předpokladem použití tohoto indexu vyjádřeného jedním číslem nejrůznější diverzity je, že nenarušená společenstva mají větší druhovou diverzitu než společenstva narušená (Adámek a kol., 2010). Organické znečištění způsobuje pokles celkové diverzity a vyrovnanosti, protože stenovalentní druhy zmizí a zvýší se abundance druhů euryvalentních. Při toxickém nebo kyselém znečištění klesá druhová diverzita, abundance a narůstá vyrovnanost (Ghetti a Bonazzi, 1977). Je to způsobeno naprostým vymizením senzitivních druhů a snížením zdrojů potravy pro zbylé tolerantní formy (Kovalak, 1981; Metcalfe-Smith, 1994).

Indexy diverzity patří mezi důležitá kritéria biomonitoringu tekoucích vod, nelze je však doporučit jako jediné kritérium pro rutinní monitoring (Adámek a kol., 2010). Indexy diverzity se nejčastěji aplikují na toxické a fyzikální znečištění (Kovalak, 1981), pro posouzení změn na jedné lokalitě (před a po). Rozdíly v abundanci na jedné lokalitě v určitém čase mají velkou vypovídající schopnost. Oproti tomu rozdíly v abundanci na různých lokalitách ve stejném čase nelze interpretovat jednoznačně (Metcalfe-Smith, 1994; Adámek a kol., 2010).

2.2.3. Biotické indexy a skóre

V anglické literatuře se tyto indexy uvádí jako indexy využívající jakýkoliv typ indikátorového druhu (Metcalf-Smith, 1994). Principem biotických indexů je hodnocení lokalit na základě kombinace indikační hodnoty druhů nebo skupin druhů a abundance daného společenstva (Tolkamp, 1985). Biotické indexy jsou používány pro hodnocení jakosti vody i pro hodnocení ekologického stavu vod (Adámek a kol., 2010). Podle Kokeše a Vojtíškové (1999) vychází koncepce biotických indexů ze dvou principů. Prvním principem je, že bioindikační skupina je různě citlivá na znečištění a se zvyšováním znečištění postupně ubývá počet stenovalentních druhů. Druhý princip je založen na tom, kdy se vzrůstajícím stupněm znečištění klesá bohatost společenstva.

Biotické indexy a indexy diverzity znázorňují výstupy jiného charakteru, což nám nabízí možnost používat při hodnocení vod oba dva indexy. Při rozhodování zda použít biotický index nebo saprobní index přihlížíme k náročnosti na determinaci jednotlivých druhů. U biotických indexů používáme jednodušší metodický postup a není potřeba určovat do samotných druhů. Oproti tomu u saprobního indexu určujeme organismy na úroveň druhů. Výhodou saprobního indexu je možnost porovnání současné situace se situací minulou. V obou případech však vzorky odebrané do co nejnižší úrovně nám poskytnou úplnější přehled o společenstvu dané lokality (Kokeš a Vojtíšková, 1999).

2.2.3.1. Průměrové biotické indexy

Průměrové biotické indexy se počítají jako průměr indikačních hodnot jednotlivých druhů nebo jejich skupin. Ve výsledné hodnotě tak není započítána individualita jednotlivých taxonů a není zde zohledněna abundance společenstva. Patří sem saprobní index a tzv. „skóre systémy“ (Metcalf-Smith, 1994; Kokeš a Vojtíšková, 1999; Adámek a kol., 2010).

A) Saprobní index (SI)

Jedná se o nejrozšířenější metodou hodnocení kvality vody v ČR. Principem saprobního systému je hodnocení tolerance jednotlivých indikačních druhů (saprobiontů), ke stupni znečištění vody lehce odbouratelnými organickými látkami. (např. BSK₅). U bezobratlých se především jedná o absolutní výši koncentrace rozpuštěného O₂. Výsledkem je číslo vyjadřující na stupnici saprobity (-0,5 – 8,5) tj. stupeň znečištění biochemicky odbouratelnými organickými látkami (Adámek a kol., 2010).

Saprobni systém podle Sládečka (1973) dělí vody podle znečištění na skupiny: **katarobita** (velmi čistá voda bez oživení); **limnosaprobita** (přírodní vody s oživením, aerobní stavy až mikroaerobie); **eusaprobita** (odpadní vody znečištěné biochemicky odbouratelnými látkami, anaerobní stavy); **transsaprobita** (odpadní vody znečištěné neodbouratelnými látkami). **Limnosaprobita** se dělí na:

- a) **xenosaprobita (x)**: Vody tohoto typu jsou relativně málo oživeny a jedná se o prameny a nejhornější části toků často pramenících ve vyšších nadmořských výškách.
- b) **oligosaprobita (o)**: Vody tohoto typu jsou více oživeny, ale stále se jedná o velmi čisté, většinou horní toky.
- c) **betamezosaprobita (β)**: Druhově i početně nejpočetnější vody. Jedná se o střední a větší toky s vyšším organickým zatížením.
- d) **alfamezosaprobita (α)**: Tento stupeň se v přirozených podmínkách vyskytuje jen velmi vzácně. Ve většině případů jde o stav způsobený antropogenními vlivy. Velmi chudé společenstvo organismů tolerující kyslíková minima.
- e) **polysaprobita (p)**: Nejhorší stupeň zatížení. Vždy způsoben antropogenní činností. Velmi chudé společenstvo tolerující silné organické znečištění a nízký obsah rozpuštěného O₂.

Vzorec pro výpočet saprobního indexu podle Sládečka (1973):

$$S = \frac{\sum s_i h_i I_i}{\sum h_i I_i}$$

S= saprobní index, s_i= saprobní hodnota (číslo) druhu, h_i= abundance, I_i= indikační hodnota druhu

Tab. č. 2: Příklady organismů vyskytujících se na dané lokalitě s určitým stupněm saprobity. SI udává rozptyl saprobního indexu. Upraveno dle (Adámek a kol., 2010).

Stupeň limnosaprobity	Organismy vyskytující se na dané lokalitě
xenosaprobita SI= -0,5 – 0,5	<i>Crenobia alpina, Agapetus, Leuctra nigra, Nemurella picteti, Synagapetus, Ameletus inopinatus</i>
Oligosaprobita SI= 0,51 – 1,5	<i>Gammarus fossarum, Ancylus fluviatilis, Ecdyonorus, Leptophlebia, Isoperla, Rhitrogena, Halesus</i>
Betamezosaprobita SI= 1,51 – 2,5	<i>Pisidium, Bythinia tentaculata, Baetis, Ephemera, Tanytarsus, Rhyacophila, Hydropsyche, Anabolia</i>
Alfamezosaprobita SI= 2,51 – 3,5	<i>Erpobdela, Glossiphonia, Asselus aquaticus, Nais, Chironomus, Eristalis</i>
Polysaprobita SI= 3,51 – 4,5	<i>Sphaerotilus, Chironomini, Vorticella, Tubifex</i>

B) BMWP Score (Biological Monitoring Working Party Score) a ASPT index

Tento index nahradil ve Velké Británii všechny předchozí skórovací indexy a dnes je zde nejpoužívanějším skórovacím indexem (De Pauw a Hawkes, 1994). Celý systém je založen na bodovém hodnocení různých čeledí bezobratlých podle jejich tolerance k organickému znečištění. Každá čeleď reprezentuje dané skóre pouze jednou, bez ohledu na počet druhů. BMWP skóre bylo navrženo tak, aby celkové skóre bylo děleno počtem skórujících čeledí (SU = systematic units), tím dostáváme průměrné skóre ASPT (Average Score Per Taxon); (Armitage a kol., 1983).

2.2.3.2. Tabulkové indexy

Principem tabulkových indexů je odečítání z tabulek. Individualita u některých skupin může určovat do značné míry jejich hodnotu. Na rozdíl od průměrových indexů vystihují podrobněji celkovou rozmanitost společenstev a jsou tak vhodnější k posuzování celkového narušení společenstva.

a) Belgian Biotic Index (BBI)

Hodnota BBI se odečítá z tabulek, kdy je při odečtu nutné stanovit přítomnost indikační skupiny a počet systematických jednotek (SU). BBI postihuje individualitu taxonů (většinou na úrovni čeledí, rodů) i rozmanitost společenstva. Hodnota BBI je určována především SU, které jsou nejméně tolerantní ke znečištění (Kokeš a Vojtíšková, 1999).

b) IBGN (Index Biologique Global Normalisé)

Tento systém hodnocení byl vyvinut ve Francii. Funguje na podobném principu jako BBI a originální seznam SU obsahuje 130 systematických jednotek (Kokeš a Vojtíšková, 1999).

2.2.6. Indexy podobnosti

Principem indexů podobnosti je pozorování struktury společenstva a následné porovnání s druhým společenstvem. Indexy diverzity nebo biotickými indexy zjišťujeme stav jedné lokality, pro výpočet indexu podobnosti je nutné mít další lokality pro porovnání výsledků. Stejně jako indexy diverzity, jsou striktně kvantitativní a nesledují aktuální složení společenstva. V porovnání s biotickými indexy reagují indexy podobnosti na všechny faktory, které ovlivňují bentické společenstvo. Indexy podobnosti jsou tedy celkově více citlivé i na nepatrné změny ve struktuře bentického společenstva (Kokeš a Vojtíšková, 1999).

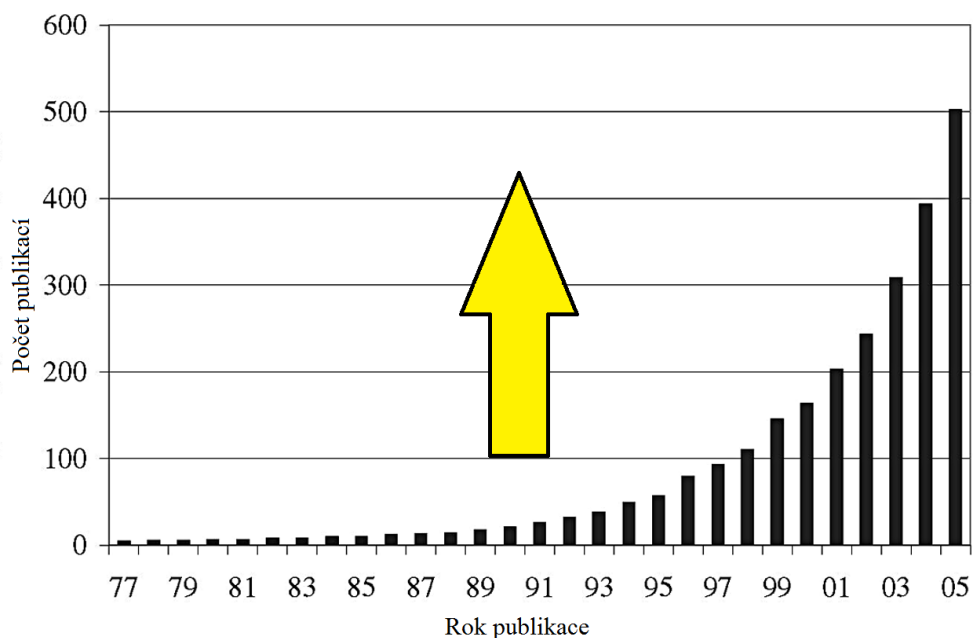
2.2.7. Predikční systémy

Principem predikčních systémů jsou data z referenčních lokalit uložené v podkladové databázi. Podkladová data sledují složení bentických společenstev a hodnoty abiotických proměnných dané lokality. Hodnocená lokalita je pak srovnávána pomocí bioindikačních metod. Základem predikčních systémů je Britský softwarový systém RIVPACS (River In Vertebrate Prediction and Classification System). Srovnání pozorovaných výsledků s predikovanými poskytuje EQR (Environmental Quality Ratio). V České republice byl vyvinut predikční systém PERLA, který je založen na programu HOBENT (Hodnocení podle Bentosu); (Kokeš a Vojtíšková, 1999; Adámek a kol., 2010).

2.3. Biologické invaze

2.3.1. Biologické invaze ve vnitrozemských vodách

V posledních letech je téma biologických invazí velmi aktuální a jedná se o velký ekologický problém (Gherardi, 2007). Zdroje sladkých vod jsou pro lidstvo zcela nepostradatelné. Jezera, řeky a mokřady přispívají v současné době zhruba 20 % odhadované globální hodnoty celé biosféry. Jedná se o hodnotu ve výši 33 bilionů USD ročně (Costanza a kol., 1997). Tato vysoká čísla mohou zdůvodnit současný obecný zájem o zvyšující se degradaci sladkovodních ekosystémů (viz. Graf č. 1), který je spojen s rychlostí zániku jejich biodiverzity (Gherardi, 2007). V roce 2006 se dokonce některé případy shodovaly s případy degradace tropických deštných pralesů (Ricciardi a Rasmussen, 1999). Lidská činnost hraje důležitou roli ve snižování počtu mnoha sladkovodních druhů. Biodiverzita je v krizi a můžeme ji vyjádřit například zánikem mnoha druhů a naopak introdukcí některých druhů nepůvodních, často invazních. Předchozí masové vymizení druhů ukazuje, že globální klimatické a geologické poruchy často podporují biotu, v níž dominuje několik rozšířených, velmi široce přizpůsobivých druhů (Erwin, 1998).



Graf č. 1: Počet publikací související s tématem nepůvodních druhů od roku 1977 do roku 2005. Upraveno dle (Gherardi, 2007).

2.3.2. Ekologické faktory ovlivňující biologické invaze

Ekologie zahrnuje studium vzájemných interakcí organismů a abiotických složek jejich prostředí (Brown, 1989). Úspěch nebo selhání introdukce daného druhu nezávisí pouze na biologických attributech, ale také na dané charakteristice habitatu, která zahrnuje jak biotické, tak abiotické faktory (Moyle a Light, 1996; Sakai a kol., 2001).

2.3.2.1. Abiotické faktory

Abiotické složky jsou neživé chemické a fyzikální faktory v životním prostředí, které ovlivňují ekosystémy. Mezi abiotické složky patří například voda, světlo, vítr, půda, vlhkost, nerosty, plyny a další (Moyle a Light, 1996). Ovlivňují přežití organismů, jejich reprodukci, napomáhají nám odhadnout druhy a počty organismů v daném habitatu a jsou zároveň limitujícím faktorem omezujícím růst (Sakai a kol., 2001). Fyzikální faktory zahrnují místní klima a s ním spojenou teplotu, trofickou úroveň a další. Abiotické faktory hrají významnou roli při definování zranitelnosti daného ekosystému k invazi (Rejmánek, 2000).

Právě teplota je v poslední době jedním z nejdůležitějších abiotických faktorů (Galil a kol., 2008). Změny klimatu a s tím spojené postupné zvyšování teploty, umožňují některým živočichům přežít na místech, kde to pro ně ještě před pár desítkami let nebylo možné. Naopak zvyšování teploty může některým původním živočichům daného území zhoršovat podmínky k jejich životu. Změny klimatu mají tedy obrovský vliv na početnost invazních druhů (Gherardi, 2007; Galil a kol., 2008)

2.3.2.2. Biotické faktory

Biotické faktory zahrnují živou složku ekosystému tj. všechny živé organismy autotrofní i heterotrofní, rostliny, zvířata, houby, bakterie. Patří sem zároveň interakce mezi živočichy a rostlinami, které se přímo nebo nepřímo navzájem ovlivňují, vliv nemocí či vztahy jako parazitismus, kompetice či predace (Sakai a kol., 2000).

Složitá potravní pyramida sladkovodního ekosystému také patří mezi biotické faktory ovlivňující biologické invaze (Jackson a Britton, 2014). V případě narušení některé z těchto trofických úrovních, ať už biogenními nebo antropogenními vlivy, dochází ke zhroucení a degradaci daného biotopu. Takto oslabený biotop je pak náchylnější k samotné biologické invazi, nehledě na to, že některé invazivní druhy dokáží

tyto biotopy přímo ovlivňovat (Mack a kol., 2000; Gherardi, 2007; Jeschke, 2014). Hlavní biotické faktory ovlivňují bohatost a rozmanitost původních druhů, ekologické niky a konkurenceschopnost původních druhů (Mack a kol., 2000; Jackson a Britton, 2014).

2.3.2.3. Antropogenní faktory

Ekonomické a demografické proměnné odrážející intenzitu vlivu člověka na druhy a jejich stanoviště, zahrnují tlak na šíření, cesty introdukce a eutrofizaci daného habitatu. Intenzita antropogenního narušení může přímo ovlivnit výsledek invaze (Perdikaris a kol., 2012; Gebauer a kol., 2018). Výskyt většiny invazivních druhů často pozitivně souvisí s hustotou lidské populace, její aktivitou, ale i ekonomickou úrovní (McKinney 2001; Stohlgren a kol., 2006). Tyto faktory jsou podle Pyška a kol. (2010) považovány za důležitější než podmínky prostředí či klima. Nicméně ani oblasti s nízkým dopadem lidské činnosti nejsou odolné vůči invazi (Wu a kol., 2010; Pyšek a kol., 2013).

2.3.3. Introdukce nepůvodních invazivních druhů

Jedním z evropských trendů začátku 21. století byl chov nepůvodních druhů živočichů (Turchini a De Silva, 2008). Tento trend zapříčinil introdukci vodních invazivních druhů (aquatic invasive species – AIS) ať už záměrně nebo nedopatřením. Introdukce AIS však nebyla zapříčiněna pouze chovem ale i dalšími, především lidskými aktivitami. V Tab. č. 3 můžeme vidět přehled dalších introdukčních cest, porovnání mořských a sladkovodních ekosystémů.

Pouze malé množství ze všech introdukovaných druhů dokáže v nových podmínkách úspěšně přežít. Ještě méně z nich následně v nových podmínkách trvale stabilizuje (etabluje) svojí populaci. A jen velmi málo z těch, kteří se etablují, se stane problematickým invazivním druhem (Jeschke, 2014). Toto pravidlo se nazývá „Tens rule“ (pravidlo deseti). Pravidlo je založeno na třech po sobě jdoucích procesech, přičemž přes každý proces projde úspěšně pouze asi 10 % druhů. Pouze 10 % druhů odvezených mimo jejich přirozený výskyt je vypuštěno nebo se jim podaří uprchnout do volné přírody (tyto druhy jsou často nazývané jako druhy introdukované). Pouze 10 % z těchto druhů dokáže ve volné přírodě vytvořit životaschopnou populaci (tyto druhy jsou často nazývány jako zdomácnělé). A jen 10 % druhů, které vytvoří populaci, se stane invazivními druhy. V principu to znamená, že z 1 000 přivezených druhů, se pouze jeden stane

invazivním (Jeschke a Pyšek, 2018). I přesto se v Evropě počet AIS mezi lety 1970 a 2007 zvýšil o 76 %, což představuje stálý tlak na původní ekosystémy (Butchart a kol., 2010). Bohužel tlak těchto druhů vede velmi často k nezvratným ekologickým důsledkům (Keller a kol., 2011). Jakmile jsou introdukovány, je téměř nemožné je odstranit (Gherardi, 2007). Invazivní druhy jsou dobře známy pro svoji schopnost poškození a restrukturalizace sladkovodních potravinových pyramid (Vander Zanden a kol., 1999). Biologické invaze mají zároveň mnoho dalších popsanych a potenciálních dopadů na strukturu a funkci sladkovodních ekosystémů (Havel a kol., 2015).

Tab. č. 3: Počty nepůvodních druhů vodních živočichů a jejich cesty introdukce. Sladkovodní ve srovnání s mořskými, upraveno dle (Gherardi, 2007).

Cesta introdukce	sladkovodní	mořské
Záměrná introdukce	51	27
Neznámé	36	143
Balastní vodou	33	182
Chov okrasných druhů	12	7
Akvakulturní chov	9	125
Znečištění prostředí	3	128
Celkem	144	612

2.3.3.1. Záměrná introdukce

Záměrnou introdukcí se myslí cílené přemístění daného druhu mimo jeho přirozený areál výskytu (Gherardi, 2007; Butchart a kol., 2010). Introdukce daného druhu jako taková, ještě nemusí znamenat, že druh se stane invazivním viz. Tens rule (Jeschke a Pyšek, 2018). Některé druhy vodních živočichů jsou introdukovány za účelem akvakultury, akvaristiky, rekreačního rybolovu či biomanipulací (Gherardi, 2007). Podle Gherardi (2007) je záměrná introdukce hlavním vektorem ve sladkovodních ekosystémech. Je nutné si však připomenout, že ne všechny introdukce nepůvodních

druhů živočichů a rostlin dopadnou zcela negativně (Davis a kol., 2011). Podle Gozlana (2008) se v případě záměrně introdukovaných nepůvodních rybích druhů jedná především o důležitý přínos v oblasti akvakultury, rekreačního rybolovu a výživy obyvatelstva, kdy výsledný socio-ekonomický efekt často převáží ekologické škody na společenstvech.

2.3.5. Dopady invazivních druhů

2.3.5.1. Druhy dopadu

Invazivní druhy jsou jednou z hlavních příčin poklesu původní populace živočichů a to i z důvodu jejich vysoké adaptability na nové prostředí (Moyle a Light, 1996; Gherardi, 2007). Tomuto faktu přispívají i další proměnné jako jsou především změny životního prostředí daného habitatu a následné modifikace daného prostředí (Brown, 1989). Například Früh a kol. (2012) pozoroval zvýšenou toleranci na znečištění prostředí oproti původním druhům. Konkurence o potravu a prostor způsobuje narušení potravní pyramidy (Vander Zanden a kol., 1999; Jackson a Britton, 2014), to pak vede v nejhorším případě až ke zhroucení daného ekosystému (Constanza a kol., 1997). Nepůvodní akvatické druhy se po úspěšném etablování obvykle stávají dominantními, způsobují změny v ekosystému a expandují, čímž se stávají invazivními. Obecně invazivní druhy způsobují změny v energetickém toku zasaženého ekosystému odstraněním klíčových druhů, primárních producentů apod. (Gherardi, 2007). Výjimečně se mohou vyskytovat hybridní zóny, kde se tyto druhy setkávají a páří za vzniku hybridních jedinců. Nepůvodní druhy zároveň často přenášejí nemoci, které mohou být pro původní biotu nebezpečné až smrtící (Sakai a kol., 2001).

2.3.5.2. Šíření chorob

Invazivní druhy sebou do nových oblastí mohou přinášet nové patogeny a parazity a tím ohrožovat původní druhy (Keller a kol., 2011), které nemají vůči těmto patogenům a parazitům vytvořenou imunitu (Davis, 2009). Nejznámějším případem takovéto choroby v Evropě je račí mor (Alderman a kol., 1990). Račí mor způsobil vyhynutí mnoha původních populací raků říčních v Evropě (Holdich, 2017). Podrobněji je račí mor zpracován v kapitole 2.5.2.1. Račí mor. Podle Saxe a Browna (2000) mohou sehrát

v procesu invaze důležitou roli i nativní parazité. Jedná se o takzvanou „hypotézu o uvolnění nepřítele“. Nižší riziko nákazy u AIS než u původních hostitelských druhů jim poskytuje konkurenční výhodu.

2.3.5.3. Ekonomické dopady

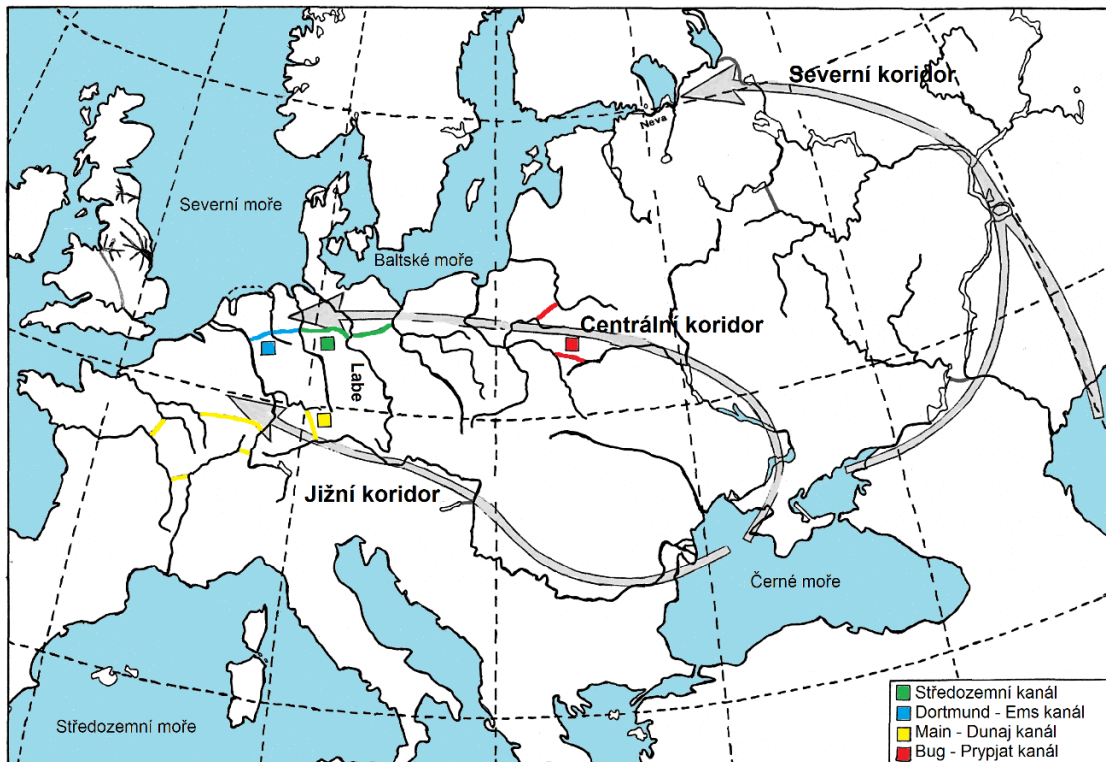
Invazivním druhům je zároveň připisován významný ekonomický dopad (Perrings 2001). V současné době přinášejí AIS značné ekonomické náklady s ročními odhady 12 miliard EUR pro EU (Kettunen a kol., 2008). U mnohých invazních druhů přitom jejich ekonomický efekt stále není známý. Invazní druhy způsobují značné ztráty zejména v hospodářských odvětvích zahrnující zemědělství, lesnictví a rybolov. Prevence a rychlá reakce na nové biologické invaze jsou nejúčinnějším prostředkem k vyloučení nebo zmírnění ekonomických škod způsobených AIS (Ricciardi a kol., 2017).

2.4. Vnitrozemská lodní doprava jako jedna z cest k šíření invazních druhů

Vnitrozemská vodní doprava hraje důležitou roli při přepravě zboží v Evropě, více než 37 000 km vodních cest spojuje stovky měst a průmyslových oblastí (Bij de Vaate a kol., 2002). Evropská síť vnitrozemských vodních cest, sestávající z více než 28 000 km splavných řek a postavených kanálů, spojuje povodí jižních (Azovské, Černé, Kaspické, Středozemní) a severních moří (Baltské, Barensovo, Severní, Waddenské). Konstrukce těchto vnitrozemských kanálů spojujících dříve izolované vodní toky umožnila distribuci velkého množství invazivních druhů napříč Evropou (Galil a kol., 2008; Panov a kol., 2009). Kanály spojující různá povodí, nazývané jako invazní koridory, významně zvýšily dosavadní míru šíření některých nepůvodních druhů v evropských vnitrozemských vodách (Elvira 2001, Hanel a kol., 2011, Semenchenko a kol., 2011). Podle Bij de Vaateho a kol. (2002) se jedná o tři hlavní invazní koridory viz Obr. č 6. Tyto tři koridory rozděluje na Severní, Centrální a Jižní. Centrální invazní koridor je jedním z nejstarších invazních koridorů a řadí se mezi nejdůležitější cestu propojující Černé moře s Baltickým mořem (Bij de Vaate a kol., 2002).

Největší počet nepůvodních druhů přichází do Evropy z oblastí Severní Ameriky a Ponto – Kaspického regionu (Bij de Vaate a kol., 2002; Gherardi, 2007). Dále pak z míst přirozeného výskytu v Evropě, odkud se šíří do míst, kde se předtím nevyskytovaly (Galil

a kol., 2008; Gebauer a kol., 2018). A některé nepůvodní druhy se dostávají do Evropy i z oblasti Asie nebo dokonce Austrálie (Wu a kol., 2010).



Obr. č. 6: Mapa Evropy znázorňující hlavní tři migrační koridory, které jsou propojeny pomocí umělých kanálů. Upraveno dle (Bij de Vaate a kol., 2002).

2.4.1. Labe a Ohře jako invazní cesta do ČR

Labe s délkou toku 1094 km patří k největším evropským řekám a je tak jednou z největších vodních cest. Na základě plavebního akta z roku 1821 je Labe z Mělníka až po ústí do Severního moře prohlášeno za mezinárodní vodní cestu. Jedná se tak o jedinou spojnici vodních cest vltavsko – labského systému se sítí evropských vodních cest (Heinrich a Butow, 2015). U vyústění Labe do Severního moře leží jeden z největších evropských přístavů Hamburk. Evropským systémem kanálů je Labe propojené i s Baltským mořem, Vezrou, Emží, Odrou a Rýnem (Kubec a Podzimek, 2015). Pro ČR je tak Labe hlavní vstupní bránou sladkovodních invazních organismů, zejména díky propojení vodních cest a lodní dopravě. Ohře s délkou toku 316 km je prvním velkým levostranným přítokem Labe, tím pádem potenciálně prvním tokem v pořadí v případě biologické invaze.



Obr. č. 7: Rozsáhlé povodí Labe a potenciální možnosti šíření invazivních druhů (<https://cs.wikipedia.org/wiki/Labe>).

2.5. Některé příklady AIS

2.5.1. Invazivní druhy – Různonožci (Amphipoda)

Různonožci jsou rozšířeni po celém světě. Některé druhy mají širokou ekologickou valenci, což je činí nebezpečnými mimo jejich původní areál výskytu. Na dané lokalitě zcela vytlačí původní druhy bezobratlých a mohou přímo i nepřímo snižovat abundanci a diverzitu ostatních původních živočichů. Mohou být také přenašeči nepůvodních parazitů a infikovat tak původní druhy ryb. Vyhubit nepůvodní různonožce z napadeného území je pak v podstatě nemožné (Kinzler a Maier, 2003; Berezina, 2007).

V dnešní době dochází k introdukci invazivních druhů do 12 evropských povodí pomocí plavebních kanálů a balastních nádrží dopravních lodí. Jedná se především o tyto ponto-kaspické druhy blešivců: *Chelicorophium curvispinum*, *Dikero gammarus villosus*, *D. haemobaphes*, *Pontogammarus robustus* (Bij de Vaate a kol., 2002). Bentické druhy různonožců jako druhy rodu *Dikero gammarus*, dále *Gammarus tigrinus*, *Echinogammarus ischnus*, *Chelicorophium curvispinum*, *Gammarus pulex* se mimo jejich přirozený výskyt vyskytují téměř po celé Evropě a Severní Americe. Prokazatelně mají minimálně negativní vliv na společenstva bezobratlých živočichů a společenstva ryb (Kinzler a Maier, 2003; Kelly a Dick, 2005; Berezina, 2007). Celkový seznam invazivních druhů různonožců můžeme vidět v Tab. č. 4.

Dikero gammarus villosus v angličtině nazývaný jako „killer shrimp“ je momentálně nejúspěšnějším a nejnebezpečnějším invazivním druhem v rámci různonožců. Jeho původní rozšíření je Ponto-kaspická oblast. Jeho hlavní invazivní koridor je Jižní koridor z povodí Dunaje umělými kanály (Gherardi, 2007; Berezina a Ďuriš, 2008). Vzhledem k jeho predačním schopnostem, rychlému růstu, velikosti těla, vysoké plodnosti a vysoké ekologické toleranci, *D. villosus* představuje velkou hrozbu pro sladkovodní ekosystémy po celé Evropě. Je již zdokumentováno několik případů těžkého poškození původních populací nebo dokonce jejich úplné vytlačení (Josens a kol., 2005; van Riel a kol., 2007; Rewicz a kol., 2014).

Tab. č. 4.: Seznam invazivních druhů různonožců upraveno dle (Gherardi, 2007; EASIN, 2018; FAO, 2018).

TAXON	Původní výskyt	Nepůvodní výskyt	Hlavní cesty introdukce
<i>Dikerogammarus villosus</i> (Sowinsky, 1894)	Ponto-Kaspická oblast	Kanály Baltského a Sev. moře, záp. Evropa, ČR	Kanály, balastní nádrže
<i>Dikerogammarus haemobaphes</i> (Eichwald, 1841)	Ponto-Kaspická oblast	Kanály Baltského a Sev. moře	Kanály, balastní nádrže
<i>Dikerogammarus bispinosus</i> (Martynov, 1925)	Ponto-Kaspická oblast	Rakousko	Kanály, balastní nádrže
<i>Echinogammarus ischnus</i> (Stebbing, 1899)	Ponto-Kaspická oblast	Kanály Baltského a Sev. moře	Kanály, balastní nádrže
<i>Echinogammarus trichiatus</i> (Martynov, 1932)	Ponto-Kaspická oblast	Kanály Baltského a Sev. moře	Kanály, záměrná introdukce
<i>Echinogammarus warpachowskyi</i> (Stebbing, 1899)	Ponto-Kaspická oblast	Kanály Baltského moře a jezera na Ukrajině	Záměrná introdukce
<i>Gammarus tigrinus</i> (Sexton, 1939)	Vých. pobřeží Sev. oblast	Britské o., kanály Baltského a Sev. moře	Balastní nádrže
<i>Gmelinoides fasciatus</i> (Stebbing, 1899)	j. Bajkal	Kanály Balt. m., jezera v centrálním Rusku	Záměrná introdukce, obchod s rybami
<i>Obesogammarus crassus</i> (Sars, 1985)	Ponto-Kaspická oblast	Kanály Baltského moře, jezera a nádrže v záp. Rusku	Kanály, záměrná introdukce
<i>Chelicorophium curvispinum</i> (Sars, 1895)	Ponto-Kaspická oblast	Evropa, potenciální AIS ve vodách Sev. Amer.	Kanály, balastní nádrže

<i>Pontogammarus robustoides</i> (Sars, 1894)	Ponto-Kaspická oblast	Pobaltské země, Německo	Záměrná introdukce, kanály
<i>Gammarus lacustris</i> (Sars, 1863)	Ponto-Kaspická oblast	Baltic and North Sea drainages	Akvaristika

*světle modrou barvou jsou vyznačeny invazivní druhy prokazatelně se vyskytující na území ČR

2.5.2. Invazivní druhy – raci (Astacida)

Několik druhů raků se stalo vysoce úspěšnými invazivními druhy v zejména evropských sladkovodních ekosystémech ale mimo Evropu (Strayer, 2010). Tyto druhy způsobují silné negativní ekologické dopady, tam kde vytlačují původní evropská druhy raků i tam, kde se původní populace raků již nevyskytují. V Evropě se jedná především o druhy jako rak signální (*Pacifastacus leunisculus*), rak pruhovaný (*Faxonius limosus*) a rak červený (*Procambarus clarkii*) (Rodriguez a kol., 2003; Twardochleb a kol., 2013; Patoka a kol., 2014; Kouba a kol., 2014). Upravený seznam invazivních druhů raků můžeme vidět v Tab. č. 5.

Některé z těchto druhů byly v minulosti introdukovány z hospodářských důvodů. Například produkce v akvakultuře, vysazení do volných vod a nahrazení zaniklých původních populací, pro akvariální chovy a další. V mnohých případech se jejich vysazené (uniklé) populace se ve volné přírodě etablovaly, dokonce více než je obecně obvyklé (viz. výše „Tens rule“) (Buřič a kol., 2011). Například rak mramorovaný (*Procambarus virginalis*) je schopen se rozmnožovat tzv. obligátní partenogenezí a rak pruhovaný tzv. fakultativní partenogenezí, což oběma těmto druhům dává obrovskou konkurenční výhodu (Buřič a kol., 2011; Hossain a kol., 2018).

Raci jsou přizpůsobivý všežravci, kteří se živí detritem, řasami, makrofyty, drobnými bezobratlými, rybami i jejich jikrami (Bobeldyk a Lamberti, 2008). Některé druhy jsou schopny přijímat i terestrické zdroje potravy nebo dokonce i vývojová stádia obojživelníků, což jen potvrzuje jejich přizpůsobivost (Holdich, 2002; Holdich, 2017). Invazní druhy raků často dosahují vysoké hustoty populace (>1 m²) a mají tak silné přímé i nepřímé dopady na potravní řetězce (Lodge a kol., 2000; Gherardi, 2007). Dále působí negativně přímou kompeticí nebo nepřímo prostřednictvím modifikace stanovišť (Snyder a Evans, 2006). Konkrétně *P. clarkii* je zodpovědný za nejširší škálu dopadů na vodní

ekosystémy. Jedná se o šíření račího moru, predační konkurence, modifikace stanovišť a ničení vodních makrofyt (Savini a kol., 2010).

Tab. č. 5.: Seznam invazivních druhů raků upraveno dle (EASIN, 2018; FAO, 2018).

TAXON	Původní výskyt	Nepůvodní výskyt	Hlavní cesty introdukce
<i>Procambarus virginalis</i> (Martin a kol., 2007)	Severní Amerika	Evropa, Afrika, ČR	Akvakultura, okrasný chov
<i>Procambarus clarkii</i> (Girard, 1852)	Sev. východní Mexiko, Jižní USA	USA, Asie, Afrika, Evropa	Akvakultura, rybářství
<i>Procambarus acutus</i> (Bouvier, 1897)	Severní Amerika	Evropa	Záměrná introdukce
<i>Pacifastacus leniusculus</i> (Dana, 1852)	Severní Amerika	Evropa, ČR	Akvakultura
<i>Faxonius virillis</i> (Hagen 1870)	Severní Amerika	Evropa	Záměrná introdukce
<i>Faxonius limosus</i> (Rafinesque, 1817)	Severní Amerika	Evropa, ČR	Akvakultura
<i>Faxonius juvenilis</i> (Hagen, 1870)	Severní Amerika	Evropa	Akvakultura, záměrná introdukce
<i>Faxonius immunis</i> (Hagen, 1870)	Severní Amerika	Evropa	Záměrná introdukce

*světle modrou barvou jsou vyznačeny invazivní druhy prokazatelně se vyskytující na území ČR

2.5.2.1. Račí mor

Račí mor je pravděpodobně nejničivějším onemocněním raků, kteří nejsou původem ze Severní Ameriky (Kozák a kol., 2013). První zmínky o račím moru v Evropě jsou z roku 1859 z Itálie. Pravděpodobně se sem dostal s dovozem neznámého amerického druhu raka v polovině 19. století. Další kmeny račího moru se do Evropy následně dostaly např. s introdukcí raka pruhovaného v roce 1890 (Westman, 2002) nebo v 70. letech

20. století s vysazením raka signálního a raka červeného do evropských sladkovodních ekosystémů (Alderman a kol., 1990; Kozák a kol., 2013). Během několika desítek let od prvotních případů nákazy se račí mor rozšířil po celé Evropě a způsobil vyhynutí většiny populací původních druhů raků v Evropě, zejména hojných populací raka říčního (Holdich, 2017).

Introdukce raka pruhovaného a raka signálního v Evropě měly původně za cíl nahradit zaniklé populace původního raka říčního, které mizely z vodních ekosystémů (Gherardi, 2007; Strand a kol., 2014). Bohužel až po nasazení raka pruhovaného přišel mykolog Friedrich Shikora s vysvětlením, že račí mor je oomycetické onemocnění způsobené *Aphanomyces astaci* (Alderman a kol., 1990; Bower, 2006). A ještě později si vědecká a obecná veřejnost uvědomila, že severoameričtí raci onemocnění přenášejí. Původce račího moru patří na seznam 100 nejhorších invazivních organismů světa (Lowe a kol., 2004). Severomarické druhy jsou pouze přenašeči tohoto onemocnění a pro původní evropské druhy se tak s jejich rychlým šířením stala epidemie račího moru jednou z hlavních hrozeb (Filipová a kol., 2013). Další hrozbou byla i samotná kompetice mezi nepůvodními druhy, kdy invazivní druhy vytlačovaly druhy původní (Strand a kol., 2014; Holdich, 2017).

2.4.3. Invazivní druhy – ryby

Sladkovodní ryby jsou hlavní skupinou vodních organismů z hlediska introdukcí – zejména kvůli jejich akvakulturnímu významu. Nepůvodní kaprovité a lososovité ryby se v Evropských sladkovodních ekosystémech v průběhu let velmi dobře aklimatizovaly, některé se dokonce staly druhy invazními.

Mezi nejznámějšími případy invaze ryb patří např. introdukce kapra obecného (*Cyprinus carpio*) do Austrálie a tolstolobiků (t. bílý, *Hypophthalmichthys nobilis*, tolstolobec pestrý, *H. molitrix*) do povodí řeky Mississippi v USA. Oproti tomu pozitivním příkladem introdukce ryb s hospodářským využitím v Evropě je introdukce pstruha duhového (*Oncorhynchus mykiss*) a sivena amerického (*Salvenius fontinalis*). Tyto dva druhy hrají v dnešní době zásadní roli v evropské produkci lososovitých ryb i rekreačním rybolovu. Například na Novém Zélandu se nepůvodní pstruh duhový a pstruh obecný stali zcela majoritními druhy tekoucích vod i přilehlých jezer. Ze socioekonomického hlediska se tak staly tyto dva druhy významným faktorem

přispívajícím k zaměstnanosti a rekreačnímu potenciálu tamních destinací. Na druhou stranu se pstruh duhový a siven americký na území ČR stávají konkurenty původních druhů jako pstruha obecného a lipana podhorního. Naprosto stejným příkladem je pak introdukce sumce velkého (*Silurus glanis*), candáta obecného (*Sander lucioperca*) a okounka pstruhového (*Micropterus salmoides*) do toků a nádrží Pyrenejského poloostrova (Verhels a kol., 2016).

Oproti tomu všemu však mohou nepůvodní druhy ryb narušit potravní pyramidu z obou jejích konců (Verhels a kol., 2016). Stejně jako introdukce nové funkční skupiny na uzavřený ostrov, má zavedení nepůvodních druhů ryb do těchto dříve bezbranných stanovišť obrovské dopady na chování, abundanci, rozmanitost a fungování ekosystémů (Simon a Townsend 2003). Mezi nejviditelnější efekty introdukce nepůvodního rybního druhu na dříve fungující lokality patří: narušení potravní pyramidy, změny chování původních druhů, přenos nemocí, mezidruhové křížení a další (Verhels a kol., 2016).

Za posledních 150 let byl ve volných vodách na území ČR prokazatelně doložen výskyt 42 nepůvodních druhů ryb (Musil a kol., 2010), což nás řadí na jedno z předních míst v Evropě (Milíkovský a Stýblo, 2006). Podle Musila a kol. (2010) se 14 druhů zcela přizpůsobilo našim podmínkám a tvoří dnes 27 % naší ichtyofauny. V ČR je známým případem nepůvodní druh karase stříbřitého (*Carrasius gibelio*), který takřka zcela vytlačil původní druh karase obecného (*Carrasius carrasius*). Na našem území se vyskytují pouze jikernačky, které se vytírají s mlíčáky jiných kaprovitých druhů ryb. Spermie aktivuje vývoj zárodku, ale nepředává genetickou informaci (přirozená gynogeneze); (Firlová, 2013). Právě podle Rakauskase a kol. (2016) patří *C. gibelio* mezi tři hlavní invazivní druhy v severní větvi středoevropského invazivního koridoru. Mezi zbylé dva se řadí hlavačkovec Glenův (*Perccottus glenii*) a hlaváč černoústý (*Neogobius melanostomus*). Právě hlaváč černoústý je recentním tématem povodí Labe a Dunaje (Kornis a kol., 2012; Janáč a kol., 2016). Podle Beyera a kol. (2007) je nejagresivnějším a nejinvazivnějším druhem ryb v Evropě střevlička východní (*Pseudorasbora parva*). Má prokazatelně negativní účinky na strukturu a fungování ekosystému, má širokou ekologickou valenci a vysokou rychlost kolonizace díky její reprodukční strategii. Přehled invazivních druhů ryb je uveden v Tab. č. 6.

Tab. č. 6: Seznam invazivních druhů ryb upraveno dle (DAISIE, 2018; EASIN, 2018; FAO, 2018; FishBase, 2018).

TAXON	Původní výskyt	Nepůvodní výskyt	Hlavní cesty introdukce
<i>Ameiurus nebulosus</i> (Linnaeus, 1819)	Severní Amerika	Severní Amerika, Evropa, Asie, Nový Zéland, ČR	Záměrná introdukce, únik z akvakultury
<i>Ameiurus melas</i> (Rafinesque, 1820)	Severní Amerika	Evropa, ČR	Únik z akvakultury, akvaristika
<i>Carassius gibelio</i> (Bloch, 1782)	Asie	Evropa, ČR	Únik z akvakultury, akvaristika
<i>Ctenopharyngodon idella</i> (Valenciennes, 1844)	Čína a vých. Sibiř	Celosvětově, ČR	Záměrná introdukce (biomeliorace), únik z akvakultury
<i>Gasterosteus aculeatus</i> (Linnaeus, 1758)	Severní polokoule	Evropa, ČR	Kanály, balastní nádrže
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (Valenciennes, 1844)	Asie	Celosvětově, ČR	Záměrná introdukce, únik z akvakultury
<i>Hypophthalmichthys nobilis</i> (Richardson, 1845)	Čína	Celosvětově, ČR	Záměrná introdukce, únik z akvakultury
<i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)	Severní Amerika	Západní a střední Evropa, ČR	Záměrná introdukce, únik z akvakultury
<i>Micropterus salmoides</i> (Lacepède, 1820)	Severní Amerika	Jižní Amerika, Evropa, Asie, ČR	Záměrná introdukce, únik z akvakultury, sportovní rybolov
<i>Neogobius fluviatilis</i> (Pallas, 1814)	Euro-asie (oblast Azov. a Čer. m.)	Evropa, ČR	Kanály, balastní nádrže
<i>Neogobius melanostromus</i> (Pallas, 1814)	Euro-asie (oblast Azov., Kasp. a Čer. m.)	Evropa, Severní Amerika, ČR	Kanály, balastní nádrže

<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Walbaum, 1792)	Severní Amerika	Celosvětově, ČR	Záměrná introdukce, akvakultura
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	Afrika	Celosvětově - akvakultura	Akvakultura, záměrná introdukce
<i>Perccottus glenii</i> (Dybowski, 1877)	Asie	Evropa	Záměrná introdukce, akvakultura, akvaristika
<i>Proterorhinus semilunaris</i> (Pallas, 1814)	Euro-asie (oblast Azov., Kasp. a Čer. m.)	Evropa, ČR	Kanály, balastní nádrže
<i>Salvelinus fontinalis</i> (Mitchill, 1814)	Severní Amerika	Celosvětově, ČR	Záměrná introdukce, akvakultura, sportovní rybolov
<i>Pseudorasbora parva</i> (Temminck a Schlegel, 1846)	Severní Amerika	Evropa, Asie, ČR	Akvakultura, akvaristika
<i>Squalius cephalus</i> (Linnaeus, 1758)	Evropa a Asie	Celosvětově	Záměrná introdukce, sportovní rybolov

**světle modrou barvou jsou vyznačeny invazivní druhy prokazatelně se vyskytující na území ČR*

***ne všechny druhy jsou brány jako zcela invazivní – některé jsou na určitých územích domestikovány a na některých naopak invazivní*

2.6. Cíle práce a hypotézy

Nepůvodní druhy ve sladkovodních ekosystémech v Evropě často výskytem i abundancí významně ovlivňují jednotlivé skupiny původních vodních organismů. Často dokážou omezit, vytlačit nebo zcela vyhubit populace původních druhů. Tak tomu je u ryb i u bezobratlých. Monitoring na invadovaných lokalitách nebo lokalitách, které jsou k nim přilehlé, může napovědět, jak daná původní společenstva reagují na postup invazních druhů. Práce spočívá v monitorování lokalit na dolním toku řek Ohře a Labe (hlavní toky a jejich zvolené přítoky).

Diplomová práce jako taková se zaměřuje na společenstva bentických organismů na lokalitách s výskytem nepůvodních druhů (zejména hlaváč černoústý a nepůvodní druhy raků). Cílem mojí diplomové práce je na jedné straně popsat aktuální stav zasažených a nezasazených bentických společenstev invazí nepůvodních druhů. Srovnání zasažených a nezasazených lokalit a zhodnocení stavu před a po biologické invazi. Dalším cílem je zároveň ustanovit tyto výsledky jako počáteční stav pro budoucí práce na daných lokalitách, umožňující zhodnocení stavu před a po invazi sledovaných druhů. Práce je směřována zejména k tématu výskytu a šíření hlaváče černoústého a jeho vlivu na sledovaná společenstva.

Hypotézy:

1/ Bentická společenstva horních úseků sledovaných toků budou méně dotčena vlivem biologických invazí.

2/ Biodiverzita bentických společenstev na horních úsecích sledovaných toků bude bohatší.

3/ Výskyt hlaváče černoústého ovlivňuje bentická a rybí společenstva na sledovaných dotčených lokalitách.

3. Materiál a metodika

3.1. Podmínky studie

Získávání vzorků do této práce probíhalo od dubna 2018 do srpna 2018. Do mojí práce byly vytipovány dva přítoky Labe (Milešovský potok a Ploučnice) a jeden přítok Ohře (Čepel), viz. Tab. č. 7. Na každém přítoku byly monitorovány dva 100 m dlouhé úseky. První úsek vždy začínal ústím do hlavního toku (Labe, Ohře) a představoval úsek potenciálně přímo dotčený nepůvodní biotou osidlující hlavní toky. Druhý úsek představoval část toku oddělenou od přímého kontaktu s nepůvodními druhy žijícími v Labi popř. Ohři. V blízkosti ústí přítoků byl zároveň monitorován 100 m dlouhý úsek hlavního toku.

Tab. č. 7: Rozdělení námi zkoumaných profilů a jejich označení

Profil	Soutok	Dolní část	Horní část
Milešovský p.	L2M	LM1	LM2
Ploučnice	L7P	LP1	LP2
Čepel	O1C	OC1	OC2

**Šedou barvou je označen přítok Ohře*

Vzorkování bylo rozděleno na čtyři etapy, včetně etapy přípravné, kdy byly rozděleny a označeny jednotlivé části sledovaných toků. Následovaly tři vzorkovací etapy: 1 – odběr vzorků bentosu, 2 – odlov raků, 3 – odlov ryb elektrickým agregátem. Při všech odlovech byly měřeny chemické a fyzikální parametry vody – teplota, rozpuštěný O₂, nasycenost O₂, pH pomocí multimetru spolu s aktuálním stavem toku (rychlost proudění, hloubka a šířka úseků). Všechny naměřené hodnoty byly v terénu zaznamenávány do předem připravených tabulek a do skic jednotlivých lokalit (lokalizace nálezů). Prvotní editace a zpracování proběhlo v programu Microsoft Excel.

3.2. Mapování struktury toku

Sledované profily toků byly navštíveny v již listopadu 2017 pro základní charakterizaci úseků a pro vytvoření jejich skic pro lokalizaci odběrů vzorků a ulovených jedinců. Nákresy jednotlivých profilů jsou na Obr. 18 – 23. Stometrové úseky toku byly podélně rozděleny po 10 m a čísla úseků byla označena na stromech nebo kamenech na březích ekologicky odbouratelnou barvou ve spreji. Pro pojištění značení byly v blízkosti značek zároveň zatlučeny dřevěné kolíky pro usnadnění lokalizace jednotlivých bodů. Úseky byly značeny čísly od 0 (ústí) do 10 (konec úseku).

V průběhu mapování struktury toku byly každých 5 m měřeny základní údaje o toku včetně subjektivního popisu substrátu dna a významných bodů v toku. Konkrétně byla měřena šířka toku, hloubka toku a rychlost proudění (MiniWater20, Schiltknecht Messtechnik AG, Švýcarsko) na několika místech v příčném profilu (dle šířky toku). Tyto data byla zapisována do připravených formulářů. Do mapových nákresů byly dále zaznamenávány a zakreslovány typy substrátu (bahno, písek, štěrk, kameny, ponořená vegetace a jejich rozložení), typy břehů (strmé, jílovité, kamenité apod.), příčné překážky nebo jiné objekty v toku (betonové panely, kmeny, balvany aj.), pobřežní vegetace (včetně zastínění). Do mapy byly zároveň schematicky zakresleny i proudné úseky, pomalu proudící části nebo tůňe. Klasifikace tůňe a proudných úseků se kromě subjektivního hodnocení zároveň ověřila pomocí měření hloubky a proudění vody.

Výše zmíněný monitoring byl následně proveden při všech návštěvách lokalit z důvodu revize možných morfologických změn způsobených vysokými průtoky. V případě odlovů ryb elektrickým agregátem byl proveden ještě více podrobný monitoring v návaznosti na popis všech míst bodového odlovu ryb (charakteristika všech odlovných bodů).

3.3. Odlov bentosu

Odlov bentosu probíhal ve druhé polovině dubna 2018. Na každém 100 m profilu došlo k odběru vzorků charakterizujících danou lokalitu. Jednalo se o klíčové mikrohabitaty – proudné úseky a tůně.

K odběru bentosu došlo pouze na přítocích hlavních toků. Odběr bentosu na hlavním toku byl totiž komplikovaný (hloubka, kamenný zához, dostupnost apod.). Místo každého odebraného vzorku bylo zaznamenáno ve zhotovených mapách profilů (Obr 18 až Obr. 23). Bentos byl odebírán pomocí Surberova odběráku (velikost rámu 30 x 30 cm a síťovinou o velikosti otvorů 500 μ m). Vždy se postupovalo proti proudu. Celkem byly na každé lokalitě, pokud to bylo možné, odebrány tři vzorky z proudných úseků a tři vzorky z tůní.

Vzorky byly po odebrání vyčištěny od detritu a jiného materiálu a uloženy ve vzorkovacích plastových lahvích a konzervovány technickým etanolem o koncentraci cca 80%. Přebírání a konzervování vzorků můžeme vidět na Obr 33 a Obr. 34. Vzorky byly popsány kódy lokalit a odběrných míst a později kvantitativně a kvalitativně analyzovány v hydrobiologické laboratoři Fakulty rybářství a ochrany vod Jihočeské univerzity (Laboratoř etologie ryb a raků) (Obr. č. 35 a 36).

Složení komunity bylo určeno na úrovni druhů, pokud to bylo možné. Na úrovni rodu u obtížných rodů a na úrovni čeledí u chironomidů a dalších zástupců dvoukřídlých. K určování jsem používal klíče k určování zoobentosu, konkrétně k určování chrostíků: Atlas of Central European Trichoptera Larvae (Waringer a Graf, 2011), jepic: Larvae of the British Ephemeroptera (Elliot a kol., 1988), brouků: Determinační kurz makrozoobentosu: Coleoptera (Straka a Sychra, 2007) a souhrné klíče (Buchar a kol., 1995; Rozkošný a kol., 1980). K determinaci jsem používal binokulární lupu Olympus SZ51. V případě nutnosti většího zvětšení (některé znaky dvoukřídlých, jepic atd.) jsem využil stereomikroskop Olympus BX51.

Byly zaznamenány počty jednotlivých druhů organismů a stanovena jejich biomasa pomocí analytických vah KERN ABT 220-4M. Data byla zaznamenána do programu Microsoft Office Excel.

U všech přítoků, kde byl odebrán bentos, došlo k následné determinaci a výpočtu saprobního indexu (SI), BMWP skóre (BMWP), ASPT indexu (ASPT) (Armitage a kol., 1983; De Pauw a Hawkes, 1994; Adámek a kol, 2010) a stanovení celkové biomasy v gramech dané lokality. Z těchto indexů došlo i k odhadu organického zatížení lokalit.

Přehled rozptylů pro SI najdeme v kapitole 2.2.3.1. v Tab. č. 2. Hodnocení a rozptyl pro BMWP skóre a ASPT index je v Tab. č. 8.

Vzorec pro výpočet saprobního indexu podle Sládečka (1973):

$$S = \frac{\sum si hi li}{\sum hi li}$$

S= saprobní index, si= saprobní hodnota (číslo) druhu, hi= abundance, li= indikační hodnota druhu

Vzorec pro výpočet ASPT indexu podle Armitage a kol. (1983):

$$ASPT = \frac{BMWP}{SU}$$

ASPT= ASPT index, BMWP= BMWP skóre dané lokality, SU= počet skórujících taxonů

Tab. č. 8: Tabulka rozptylu a hodnocení BMWP skóre a ASPT indexu upraveno dle Armitage a kol. (1983).

	BMWP	ASPT	Hodnocení
5	0 – 25	1,0	velmi nízké
4	25 – 50	2,5	nízké
3	50 – 100	4,0	střední
2	100 – 150	5,5	dobré
1	≥ 150	≥ 7,0	výborné

3.4. Odlov raků

Odlov raků se uskutečnil na začátku července 2018. V rámci přítoků bylo na každém 100 m profilu prohledáno vždy 100 potenciálních úkrytů raků. V případě menšího počtu byly prohledány všechny dostupné úkryty. Na úsecích hlavních toků byly prohledány všechny dostupné úkryty.

Samotný odlov na přítocích probíhal vždy proti proudu za použití sítě (Obr. č. 39 a 40). Lovce odkryl úkryt a po proudu (ve směru od úkrytu) sítíkou znemožnil únik raka. V případě odchytu raka se zaznamenalo místo odlovu raka, druh raka, velikost (délka hlavohruď – CL), hmotnost (W) a pohlaví (M/F) (Obr. č. 37 a 38).

3.5. Odlov ryb

Odlov ryb probíhal v srpnu 2018. Jednalo se o odlov ryb pomocí elektrického agregátu.

Lov ryb elektrickým agregátem se podle Zákona o rybářství č. 99/2004 Sb. a vyhlášky č. 197/2004 Sb. a následně § 13 odst. 2 písm. c) řadí lov elektrickým proudem k zakázaným metodám. Je proto potřeba výjimky podle § 13 odst. 5 od příslušného rybářského orgánu. V případě odlovu ryb elektrickým agregátem se musí dodržovat obecné podmínky lovu ryb elektrickým agregátem. Lovná četa se skládá minimálně ze 3 pracovníků – vedoucího lovu, lovce a obsluhovatele zdroje. Tito hlavní členové lovící čety musí splňovat potřebnou kvalifikaci osoby poučené dle § 4 vyhlášky č. 50/1978 Sb. Další pomocní členové (odebírači, nosiči) musí mít podle § 3 vyhlášky č. 50/1978 Sb. kvalifikaci osoby seznámené. Všichni členové lovící čety i pomocní členové musí být vybaveni ochrannými pomůckami. Jedná se o nepromokavé nevodivé kalhotové boty (nebo vysoké holínky) a vodotěsné gumové rukavice.

V případě přítoků se jednalo o takzvaný „bodový monitoring“. Jednalo se o bod cca 1,5 m v okruhu dosahu elektrody. Používal se zářivý motorový agregát (ELT 62 II GI). Lovilo se vždy tak aby byly monitorovány proudné úseky i tůně na každé sledované lokalitě. Na malých tocích (OC, LM) bylo monitorováno vždy 20 bodů (10 v proudu; 10 v tůních) a na velkém toku (LP) celkem 40 bodů (20 v proudu; 20 v tůních). Každý bod byl proměřen – hloubka, proudění, substrát a zaznamenán do mapy. Na hlavním toku se lovilo postupným prolovením celého vytyčeného 100 m úseku. Vždy se postupovalo proti proudu (Obr. č. 41). U všech ulovených ryb proběhla

determinace druhu, měření délky těla (SL) a celkové délky těla (TL) a zjištění hmotnosti (W) (Obr. č. 43 a 44). Ryby byly následně navráceny do jejich původních stanovišť.

3.6. Zpracování výsledků

Všechny námi zjištěné a naměřené údaje jsme zaznamenávali do tabulek. Dále byly všechny informace zpracovány v počítačovém programu Microsoft Excel.

Statistická analýza byla vyhodnocena pomocí počítačového programu STATISTICA (Statistica 13.0; StatSoft, Inc., USA). Vzhledem k popisnému charakteru získaných dat a k zaměření práce na makrozoobentos byla statisticky vyhodnocena jen část vztahující se na zoobentos. V diplomové práci jsou zároveň popsány výsledky jen z části sledovaného území. Pro porovnání komunity zoobentosu na lokalitách nedaleko soutoku s hlavním tokem Labe (potenciálně narušené) a lokalit umístěných výše proti proudu (referenční lokality) bylo použito Chi-square testu pro porovnání dat očekávaných (získaných na referenční lokalitě) s daty získanými (získaných na potenciálně narušené lokalitě). Pro eliminaci faktoru variability mezi jednotlivými lokalitami byla referenční lokalita vždy brána jako 100 % a lokality na dolním toku jako rozdíl oproti referenční lokalitě (tj. např. 60 %, 80 % apod.). Porovnávány byly indexy saprobity, BMWP, ASPT, biomasa zoobentosu a diverzita zoobentosu (počet řádů a čeledí na sledované lokalitě). Rozdíly byly uznány signifikantními při $P < 0,05$. Data jsou prezentována jako průměr \pm směrodatná odchylka.

4. Výsledky

4.1. Morfologie a základní parametry vody jednotlivých lokalit

U všech lokalit na přítocích hlavních toků Labe a Ohře jsme zakreslili jejich mapy a v tabulkách uvedli základní morfologii toku (šířka, hloubka, rychlost proudění). Zároveň byly zaznamenány údaje o substrátu dna, překážkách v toku a okolí. V níže uvedených tabulkách jsou vypsány GPS souřadnice lokalit a základní fyzikální a chemické parametry vody. (průměrná teplota (t), průměrné pH, rozpuštěný O_2 ($d O_2$), nasycenost O_2 ($s O_2$), průměrná rychlost proudění (V), průměrná hloubka (D), průměrná šířka (W)).

4.1.1. Ohře pod soutokem s Čepelí (O1C)

Tab. č. 9: Vymezení lokality soutoku Ohře a Čepele (O1C).

Lokalita	Soutok Ohře a Čepele (O1C)
Vodní tok	Ohře
GPS souřadnice	50.451135N, 14.162003E
Google maps	https://goo.gl/maps/TrSXiy3qiD2

Z důvodu nemožnosti měření a lovu ryb elektrickým agregátem přesně u soutoku se zvolilo podjezí na řece Ohři níže po proudu. Jednalo se o rovnou část toku s kamenitým břehem. Dno bylo členité, z větší části kamenité (70%) a z menší části písčité (30%). Proud byl rychlý, místy zpomalený, bez výskytu tůní s pomalým prouděním vody. Lokalita charakteristická velkým množstvím potenciálních úkrytů v podobě kamenů a potopených větví. V okolí lokality jsou lesy, slepé rameno Ohře a nedaleká obec Doksany. Satelitní mapu lokality najdeme na Obr. č. 24. Fyzikální a chemické parametry jsou uvedeny v Tab. č. 10.

Tab. č. 10: Tabulka fyzikálních a chemických parametrů na lokalitě v blízkosti soutoku Čepele a Ohře (O1C); průměrná teplota (t), průměrné pH, rozpuštěný O₂ (d O₂), nasycenost O₂ (s O₂), průměrná rychlost proudění (V), průměrná hloubka (D), průměrná šířka (W).

t (°C)	pH	d O ₂ (mg · l ⁻¹)	s O ₂ (%)	W (cm)	D (cm)	V (m · s ⁻¹)
19,9 ± 4,8	8,11 ± 0,3	8,35	97	-	60,1 ± 25,2	0,7 ± 0,4

4.1.2. Čepel nad soutokem s Ohří (OC1)

Tab. č. 11: Vymezení lokality Čepel nad soutokem s Ohří (OC1).

Lokalita	Čepel nad soutokem s Ohří (OC1)
Vodní tok	Ohře
GPS souřadnice	50.4501558N, 14.1652769E
Google maps	https://goo.gl/maps/Ya7pDrUmwGS2

Spodní část Čepele má upravené nemeandrující koryto. Dno je dlážděné a břehy jsou zpevněné skládaným kamenem. Dno bylo pokryto velkou vrstvou nezetlelého organického materiálu. Minimum potenciálních úkrytů, kromě několika kořenů stromů zasahujících do koryta. Okolí toku je zastavěné (zahrádkářská kolonie). Nákres lokality můžeme vidět na Obr. č. 18 a satelitní mapu na Obr. č. 25. Fyzikální a chemické parametry jsou uvedeny v Tab. č. 12.

Tab. č. 12: Tabulka fyzikálních a chemických parametrů na lokalitě Čepel nad soutokem s Ohří (OC1); průměrná teplota (t), průměrné pH, rozpuštěný O₂ (d O₂), nasycenost O₂ (s O₂), průměrná rychlost proudění (V), průměrná hloubka (D), průměrná šířka (W).

t (°C)	pH	d O ₂ (mg · l ⁻¹)	s O ₂ (%)	W (cm)	D (cm)	V (m · s ⁻¹)
17,9 ± 1,9	8,52 ± 0,4	10,31	111	368 ± 76,4	25,2 ± 5,4	0,3 ± 0,03

4.1.3. Horní úsek Čepele (OC2)

Tab. č. 13: Vymezení lokality horního úseku Čepele (OC2).

Lokalita	Horní úsek Čepele (OC2)
Vodní tok	Ohře
GPS souřadnice	50.4369572N, 14. 1999875E
Google maps	https://goo.gl/maps/YGR4Uz2U5jx

Vrchní část Čepele má upravené narovnané koryto. Dno je dlážděné a bylo pokryto nezetlelým organickým materiálem. Na velké části úseku pokryto makrofyty. Převládaly zde proudící části s jednou tůňí za poškozenou příčnou překážkou. Potenciálních úkrytů velmi málo. V okolí lokality jsou pole a louky. Náskres lokality můžeme vidět na Obr. č. 19 a satelitní mapu na Obr. č. 26. Fyzikální a chemické parametry jsou uvedeny v Tab. č. 14.

Tab. č. 14: Tabulka fyzikálních a chemických parametrů na lokalitě horního úseku Čepele (OC2); průměrná teplota (t), průměrné pH, rozpuštěný O₂ (d O₂), nasycenost O₂ (s O₂), redoxní potenciál (ORP), průměrná rychlost proudění (V), průměrná hloubka (D), průměrná šířka (W).

t (°C)	pH	d O₂ (mg · l ⁻¹)	s O₂ (%)	W (cm)	D (cm)	V (m · s ⁻¹)
15,4 ± 1,3	8,32 ± 0,2	12,56	124	282 ± 89,2	19,3 ± 11,6	0,4 ± 0,13

4.1.4. Labe u soutoku s Milešovským potokem (L2M)

Tab. č. 15: Vymezení lokality soutoku Labe a Milešovského potoka (L2M).

Lokalita	Soutok Labe a Milešovského p. (L2M)
Vodní tok	Labe
GPS souřadnice	50.5362283N, 14.0628181E
Google maps	https://goo.gl/maps/4fxHQEzJtt12

Část Labe u ústí Milešovského potoka je široká, nebroditelná na druhý břeh. Dno je členité, písčité až kamenité. Břeh zpevněn kamenným záhozem. Velké množství potenciálních úkrytů. Část lokality pokryty makrofyty. Konstantní pomalé proudění.

V okolí lokality jsou pole a louky. Satelitní mapu lokality najdeme na Obr. č. 27. Fyzikální a chemické parametry jsou uvedeny v Tab. č. 16.

Tab. č. 16: Tabulka fyzikálních a chemických parametrů na lokalitě soutoku Labe a Milešovského potoka (L2M); průměrná teplota (t), průměrné pH, rozpuštěný O₂ (d O₂), nasycenost O₂ (s O₂), redoxní potenciál (ORP), průměrná rychlost proudění (V), průměrná hloubka (D), průměrná šířka (W).

t (°C)	pH	d O ₂ (mg · l ⁻¹)	s O ₂ (%)	W (cm)	D (cm)	V (m · s ⁻¹)
19,5 ± 4,3	7,81 ± 0,05	5,2	61,2	-	60 ± 29,1	0,21 ± 0,02

4.1.5. Milešovský potok nad soutokem s Labe (LM1)

Tab. č. 17: Vymezení lokality Milešovského potoka nad soutokem s Labe (LM1).

Lokalita	Milešovský p. nad soutokem Labe (LM1)
Vodní tok	Labe
GPS souřadnice	50.5412731N, 14.0195203E
Google maps	https://goo.gl/maps/uqUyRGwNp2n

Spodní úsek Milešovského potoka má z části koryto přírodního charakteru a z části ho má upravené. Charakter toku je nemeandrující, po většinou rychleji proudící s několika klidnými zónami. Dno je pokryto pískem a kameny, které poskytují větší množství úkrytů. Břehy jsou zpevněné kameny bez přítomnosti stromů. V okolí potoka se rozkládají pole a louky. Nákres lokality můžeme vidět na Obr. č. 19 a satelitní mapu lokality najdeme na Obr. č. 28. Fyzikální a chemické parametry jsou uvedeny v Tab. č. 18.

Tab. č. 18: Tabulka fyzikálních a chemických parametrů na lokalitě Milešovského potoka nad soutokem s Labe (LM1); průměrná teplota (t), průměrné pH, rozpuštěný O₂ (d O₂), nasycenost O₂ (s O₂), redoxní potenciál (ORP), průměrná rychlost proudění (V), průměrná hloubka (D), průměrná šířka (W).

t (°C)	pH	d O ₂ (mg · l ⁻¹)	s O ₂ (%)	W (cm)	D (cm)	V (m · s ⁻¹)
16,8 ± 4,8	8,74 ± 0,7	11,1	124	229,3 ± 136	20,6 ± 14	0,29 ± 0,08

4.1.6. Horní úsek Milešovského potoka (LM2)

Tab. č. 19: Vymezení lokality horního úseku Milešovského potoka (LM2).

Lokalita	Horní úsek Milešovského p. (LM2)
Vodní tok	Labe
GPS souřadnice	50.5412731N, 14.0195203E
Google maps	https://goo.gl/maps/7kbgM3smsW82

Vrchní úsek Milešovského potoka má zcela přírodní charakter. Charakter toku je meandrující s proudnými i klidnými částmi. Dno je převážně písčité, kamenité, místy pokryto nezetlelým organickým materiálem. Břehy jsou pokryty vegetací a okolními stromy. Nachází se zde mnoho úkrytů v podobě kamenů, napadaných stromů, a kořenových systémů živých stromů. V okolí potoka jsou lužní lesy a nedaleký kemp. Nákres lokality můžeme vidět na Obr. č. 20 a satelitní mapu na Obr. č. 28. Fyzikální a chemické parametry jsou uvedeny v Tab. č. 20.

Tab. č. 20: Tabulka fyzikálních a chemických parametrů na lokalitě horního úseku Milešovského potoka (LM2); průměrná teplota (t), průměrné pH, rozpuštěný O₂ (d O₂), nasycenost O₂ (s O₂), redoxní potenciál (ORP), průměrná rychlost proudění (V), průměrná hloubka (D), průměrná šířka (W).

t (°C)	pH	d O ₂ (mg · l ⁻¹)	s O ₂ (%)	W (cm)	D (cm)	V (m · s ⁻¹)
12,3 ± 2,7	8,47 ± 0,2	10,1	105	425 ± 147	40 ± 22,9	0,59 ± 0,3

4.1.7. Labe u soutoku s Ploučnicí (L7P)

Tab. č. 21: Vymezení lokality soutoku Labe a Ploučnice (L7P).

Lokalita	Soutok Labe a Ploučnice (L7P)
Vodní tok	Labe
GPS souřadnice	50.778681N, 14.206804E
Google maps	https://goo.gl/maps/UtY5j6GoAKG2

Část Labe u ústí Ploučnice je široká, hluboká, nebroditelná se silnou lodní dopravou. Dno je členité, písčité až kamenité, porostlé makrofyty. Břeh zpevněn kamenným záhozem. Velké množství potenciálních úkrytů, především kamenů a břehové navigace. Bezprostředně u toku je travnatý porost bez stromů. Soutok Ploučnice a Labe leží ve městě Děčín. Satelitní mapu lokality najdeme na Obr. č. 29. Fyzikální a chemické parametry jsou uvedeny v Tab. č. 22.

Tab. č. 22: Tabulka fyzikálních a chemických parametrů na lokalitě soutoku Labe a Ploučnice (L7P); průměrná teplota (t), průměrné pH, rozpuštěný O₂ (d O₂), nasycenost O₂ (s O₂), redoxní potenciál (ORP), průměrná rychlost proudění (V), průměrná hloubka (D), průměrná šířka (W).

t (°C)	pH	d O ₂ (mg · l ⁻¹)	s O ₂ (%)	W (cm)	D (cm)	V (m · s ⁻¹)
20,9 ± 2,2	8,29 ± 0,7	8,3	98,6	-	25 ± 13,3	0,36 ± 0,1

4.1.8. Ploučnice nad soutokem s Labe (LP1)

Tab. č. 23: Vymezení lokality Ploučnice nad soutokem s Labe (LP1).

Lokalita	Ploučnice nad soutokem s Labe (LP1)
Vodní tok	Labe
GPS souřadnice	50.777291N, 14.206876E
Google maps	https://goo.gl/maps/1ABsX3tL38r

Spodní úsek Ploučnice má z části upravené koryto. Břehy jsou zhruba z 50 % zpevněné kameny zasazenými do betonu a roste zde pouze několik stromů. Charakter

toku lze popsat jako rychle proudící, bez tůní. Dno je kamenité až štěrkovité, místy písčité (80 % kamenité, 20 % písčité). Velké množství úkrytů, především větší kameny a rozpadlé části kamenného zpevnění břehu. Přimo kolem toku jsou louky, dále je město Děčín. Nákres lokality můžeme vidět na Obr. č. 21 a satelitní mapu najdeme na Obr. č. 30. Fyzikální a chemické parametry jsou uvedeny v Tab. č. 24.

Tab. č. 24: Tabulka fyzikálních a chemických parametrů na lokalitě Ploučnice nad soutokem s Labe (LP1); průměrná teplota (t), průměrné pH, rozpuštěný O₂ (d O₂), nasycenost O₂ (s O₂), redoxní potenciál (ORP), průměrná rychlost proudění (V), průměrná hloubka (D), průměrná šířka (W).

t (°C)	pH	d O ₂ (mg · l ⁻¹)	s O ₂ (%)	W (cm)	D (cm)	V (m · s ⁻¹)
19,6 ± 1,3	8,4 ± 0,6	9,4	104	984 ± 161,7	39 ± 21,9	0,75 ± 0,3

4.1.9. Horní úsek Ploučnice (LP2)

Tab. č. 25: Vymezení lokality horního úseku Ploučnice (LP2).

Lokalita	Horní úsek Ploučnice (LP2)
Vodní tok	Labe
GPS souřadnice	50.760335N, 14.248464E
Google maps	https://goo.gl/maps/sAxuDFyKQVU

Vrchní část Ploučnice má koryto přírodního charakteru, kde jsou břehy ze 100 % zpevněny kameny zasazenými do betonu (kameno-betonové zdi ohraničující tok). Charakter toku je rychleji proudící ale i s klidnými zónami. Dno je z 90 % kamenité, místy s písčným sedimentem. Velké množství potenciálních úkrytů v podobě kamenů a napadaných větví. Přimo kolem toku jsou louky. Dále od toku vedou silnice a je zde obec Březiny. Nákres lokality můžeme vidět na Obr. č. 22 a satelitní mapu najdeme na Obr. č. 31. Fyzikální a chemické parametry jsou uvedeny v Tab. č. 26.

Tab. č. 26: Tabulka fyzikálních a chemických parametrů na lokalitě horního úseku Ploučnice (LP2); průměrná teplota (t), pH, rozpuštěný O₂ (d O₂), nasycenost O₂ (s O₂), redoxní potenciál (ORP), průměrná rychlost proudění (V), průměrná hloubka (D), průměrná šířka (W).

t (°C)	pH	d O ₂ (mg · l ⁻¹)	s O ₂ (%)	W (cm)	D (cm)	V (m · s ⁻¹)
17,5 ± 1,4	8,47 ± 0,7	10	109	168 ± 26,5	42,8 ± 16,8	0,55 ± 0,2

4.2. Bentos

4.2.1. Čepel nad soutokem s Ohří (OC1)

Bentos odebraný na Čepeli nad soutokem s Ohří měl druhou nejnížší celkovou biomasu (0,958 g) ze všech lokalit. Saprobni index vyšel naopak nejvyšší ze všech (2,74), tím spadá lokalita OC1 do kategorie alfamezosaprobity. BMWP skóre vyšlo také nízké (24), kvalita vody velmi nízká. ASPT index vyšel 4, což značí střední kvalitu vody.

Nejčastější skupinou bentosu (z hlediska početnosti i biomasy) byla čeled' Asellidae, konkrétně *Asellus aquaticus* (68 ks). Následovaly pijavice z čeledi Erpobdellidae především *Erpobdella* sp. (27 ks) a dva jedinci chrostíků z čeledi Hydrodopsychidae (*Hydropsyche* sp.).

4.2.2. Horní úsek Čepele (OC2)

Na horním úseku Čepele byla celková biomasa 2,062 g. Saprobni index vyšel druhý nejvyšší (2,57) hned po lokalitě OC1 níže po proudu. Horní úsek Čepele spadá do kategorie alfamezosaprobity. BMWP skóre vyšlo nejnížší (18) ze všech lokalit, kvalita vody velmi nízká. ASPT index je 3 – kvalita vody nízká, což je také nejnížší ze všech lokalit.

Nejpočetnější i na biomasu nejvýznamnější skupina bentosu horního úseku Čepele byly pijavice z čeledi Erpobdellidae (118 ks) (*Erpobdella octoculata*). Následovalo 20 ks čeledi Baetidae (*Baetis rhodani*), 13 ks Asellidae (*A. aquaticus*) a 3 ks Bithyniidae (bahňavka rmutá - *Bithynia tentaculata*).

4.2.3. Milešovský potok nad soutokem s Labem (LM1)

Na spodním úseku Milešovského potoka byla celková biomasa bentosu 4,59 g, druhá nejvyšší ze všech lokalit. Saprobni index byl nejnižší (1,6) ze všech lokalit, kategorie betamezosaprobity. Podle BMWP skóre (42) se lokalita LM1 řadí do kategorie nízké kvality vody. ASPT index (4,66) značí střední kvalitu vody.

Nejpočetnější a na biomasu nejvýznamnější byla čeleď Gammaridae, konkrétně *G. fossarum* (253 ks). Druhou nejpočetnější skupinou byla čeleď Baetidae (*Baetis rhodani*) se 143 ks. Byly tu zde i zástupci čeledi Elmidae (*Elmis* sp.) v počtu 36 ks. Následovali jedinci chrostíků z čeledi Hydropsychidae (*Hydropsyche* sp.), Limnephilidae (*Anabolia* sp.) a Polycentropidae (*Cyrnus* sp.). Bylo zde i 20 ks larev z čeledi Chironomidae.

4.2.4. Horní úsek Milešovského potoka (LM2)

Na horním úseku Milešovského potoka byla celková biomasa 9,008 g, což je nejvyšší ze všech monitorovaných lokalit. Saprobni index byl druhý nejnižší (1,78), hned po lokalitě LM1 níže po proudu. Horní úsek Milešovského potoka spadá do kategorie betamezosaprobity. S druhým nejvyšším BMWP skóre (66) řadíme LM2 do kategorie střední kvality vody. Druhý nejvyšší ASPT index (5,07) značí střední kvalitu vody.

I na horním úseku Milešovského potoka byla nejpočetnější a na biomasu nejvýznamnější čeleď Gammaridae, konkrétně *G. fossarum* (246 ks). Další početnou čeledí byla čeleď Baetidae (*Baetis rhodani*) se 139 ks. Následovala čeleď Hydropsychidae s 95 ks *Hydropsyche* sp. Z chrostíků zde byli ještě čeledi Rhyacophilidae (*Rhyacophila* sp.) a Sericostomatidae (*Sericostoma* sp.). Bylo zde 28 ks Elmidae (*Elmis* sp.). Z mlžů zde bylo 28 ks z čeledi Sphaeriidae, konkrétně hrachovky říční (*Pisidium amnicum*). Z plžů čeleď Bithyniidae (*Bithynia tentaculata*).

4.2.5. Ploučnice nad soutokem s Labem (LP1)

Celková biomasa na spodní Ploučnici (0,016 g) byla zanedbatelná v porovnání s ostatními lokalitami. Saprobni index 1,99 řadí spodní Ploučnici do kategorie betamezosaprobity. BMWP skóre bylo nízké (24), LP1 tak spadá do kategorie velmi nízké kvality vody. ASPT index (4,8) indikuje střední kvalitu vody.

Celkový vzorek odebraného bentosu na spodní Ploučnici byl velmi chudý. Nejvíce zde bylo larev jedinců z čeledi Chironomidae (15 ks). Dále zde byly 3 ks z čeledi Potamanthidae (*Potamanthus luteus*) a 1 ks z čeledi Baetidae (*Baetis rhodani*), z čeledi Elmidae 1 ks (*Elmis* sp.) a z pijavic 1 ks z čeledi Glossiphoniidae (*Glossiphonia concolor*).

4.2.6. Horní úsek Ploučnice (LP2)

Celková biomasa na horním úseku Ploučnice byla 2,387 g. Saprobni index 1,99 řadí LP2 do kategorie betamezosaprobity. Nejvyšší BMWP skóre (100) a nejvyšší ASPT index (6,66) indikuje dobrou kvalitu vody.

Horní úsek Ploučnice byl nejbohatším odebraným vzorkem, co do počtu čeledí i druhů. Nejpočetnější byla čeleď Hydropsychidae s 30 ks *Hydropsyche* sp. Jepice zde byly zastoupeny čeledi Potamathidae (*Potamanthus luteus*) 22 ks, Ephemeraidae (*Ephemerella danica*) 8 ks, Baetidae (*Baetis rhodani*) 11 ks, Heptagenidae (*Heptagenia* sp.) 1 ks. Plži zde byli reprezentováni čeledi Bithyniidae 2 ks (*Bythinia tentaculata*) a Planorbidae 6 ks, konkrétně kamomil říční (*Ancylus fluviatilis*). Z mlžů zde bylo 9 ks z čeledi Sphaeriidae (*Pisidium* sp.). Další čeledi chrostíků byly Sericostomatidae (*Sericostoma* sp.), Leptoceridae (*Athripsodes bilineatus*). Z dvoukřídlych čeledí Chironomidae, Simuliidae.

4.2.7. Porovnání lokalit

Při porovnání horní a dolních úseků sledovaných úseků byly zjištěny statisticky významné rozdíly u všech sledovaných parametrů s výjimkou indexu saprobity, kde se data získaná na horních a dolních úsecích nelišili ($\chi^2 = 1,46$; $p = 0,482$). Oproti tomu byl zjištěn nižší index BMWP – (horší kvalita) ($\chi^2 = 82,09$; $p < 10^{-5}$) i index ASPT – (horší kvalita) ($\chi^2 = 19,56$; $p < 10^{-4}$).

Biomasa zoobentosu byla statisticky významně nižší na dolních úsecích toků ($\chi^2 = 151,38$; $p < 10^{-6}$). U úseku LP1 (dolní úsek Ploučnice) činila biomasa pouze 0,7 % biomasy zjištěná na horním úseku toku (LP2). Pokud hodnotu biomasy na úseku LP1 porovnáme s výsledky zjištěnými na ostatních lokalitách, není tento rozdíl statisticky

významný (t -test oproti referenční hodnotě; $t = 2,65$, $p = 0,057$), chybí ale více opakování pro detekci rozdílu. Ty budou pravděpodobně získány v dalších letech sledování.

Při porovnání počtu řádů ($\chi^2 = 45,94$; $p < 10^{-6}$) a čeledí ($\chi^2 = 56,15$; $p < 10^{-6}$) opět získáme statisticky významný rozdíl, kdy na dolních úsecích toků byla menší diverzita.

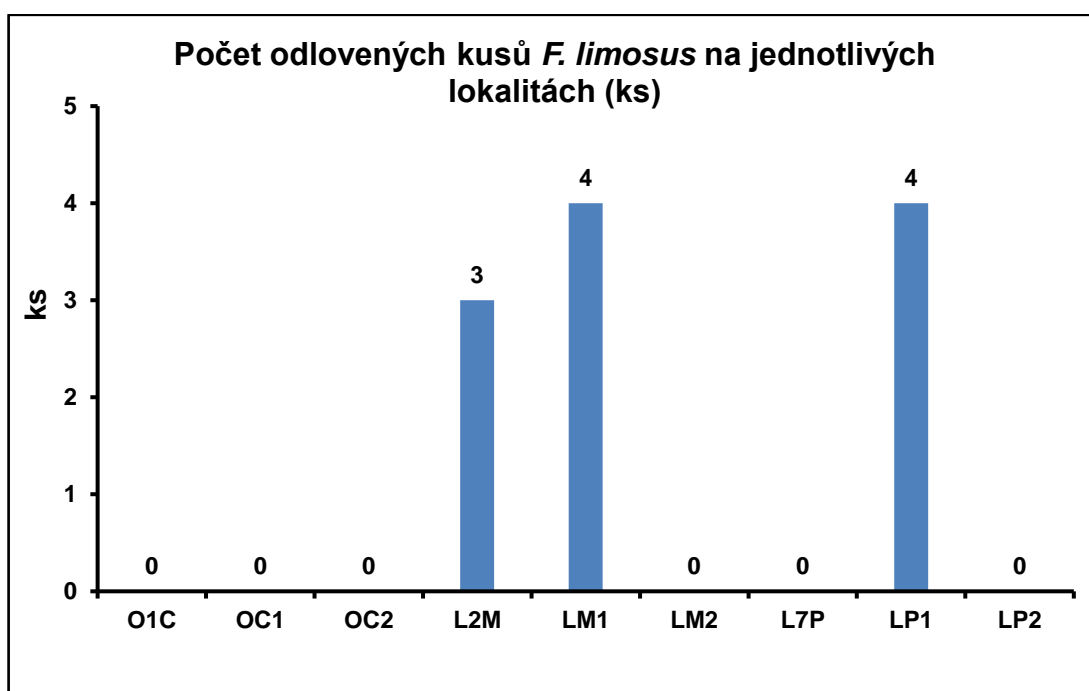
4.3. Raci

Na žádné z lokalit se nám nepodařilo odlovit ani jednoho jedince původních druhů raků ČR. Naopak na třech lokalitách jsme prokázali výskyt nepůvodního invazivního raka pruhovaného (*F. limosus*).

Na lokalitě na hlavním toku Labe u ústí Milešovského potoka (L2M) jsme odlovili 3 kusy raka pruhovaného o průměrné délce hlavohruď (CL) $30,93 \pm 1,98$ mm a průměrné váze $7,7 \pm 1,3$ g. Jednalo se o dvě samice a jednoho samce.

Na Milešovském potoce v blízkosti ústí s Labem (LM1) byly uloveny 4 kusy raka pruhovaného. Průměrná CL byla $28,7 \pm 14,45$ mm a průměrná váha $9,42 \pm 7,55$ g. Všichni čtyři raci byli samice.

Na lokalitě spodní Ploučnice (LP1) u ústí s Labem jsme odlovili také 4 kusy raka pruhovaného. Průměrná CL byla $29,02 \pm 4,07$ mm a průměrná váha $7,05 \pm 2,74$ g. Jednalo se o dvě samice a dva samce. Počty odlovených raků jsou v Grafu č. 2.



Graf č. 2: Počty odlovených kusů *F. limosus* na jednotlivých lokalitách.

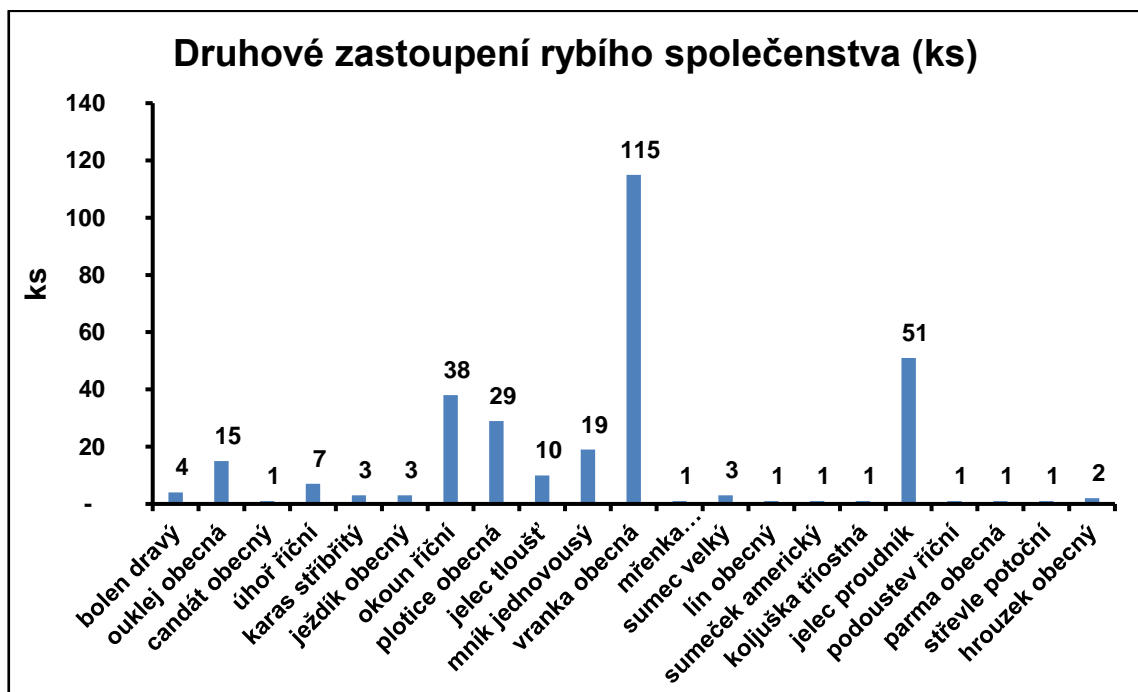
Na zbytku lokalit nebyl výskyt raka pruhovaného prokázán, avšak předpokládáme, že na lokalitě Labe u ústí Ploučnice (L7P) se také vyskytuje, neboť jinde na Labi i v blízkém okolí je hojný. Na Ohři u soutoku s Čepelí (OC1) jsme při lovu elektrickým agregátem také spatřili jedince tohoto druhu. Lokalita ale nedávno prošla otravou postřikem na ošetření chmelnic.

4.4. Ryby

4.4.1. Ohře pod soutokem s Čepelí (O1C)

Na Ohři pod soutokem s Čepelí (O1C) jsme ulovili 21 druhů ryb. Z toho bylo 18 druhů původních, zahrnující nejpočetnější vranku obecnou (115 ks), jelce proudníka (51 ks), okouna říčního (38 ks), plotici obecnou (29 ks), mníka jednovousého (19 ks), ouklej obecnou (15 ks) a jelce tlouště (10 ks). Ulovili jsme zde i 3 nepůvodní druhy, konkrétně karase stříbřitého (3 ks), koljušku třístnou (1 ks) a sumečka amerického (1 ks). Přehled všech ulovených druhů ryb a jejich početnost najdeme v Grafu č. 3.

Při vyjádření ulovených ryb v podílu biomasy (%) na úlovku zaujímají nejvyšší podíly sumec velký (26 %), mník jednovousý (22 %), úhoř říční (*Anguilla anguilla*) (15 %) a okoun říční (11 %). Z celkového podílu biomasy zabírají nepůvodní druhy 13 %, konkrétně karas stříbřitý (8 %) a sumeček americký (5%). Procentické zastoupení jednotlivých druhů na celkové biomase úlovků můžeme najít v příloze v Grafu č. 12. Přehled průměrné délky těla (SL), celkové délky těla (TL), průměrné hmotnosti (W) a celkové biomasy jednotlivých druhů je v příloze v Tab. č. 27.

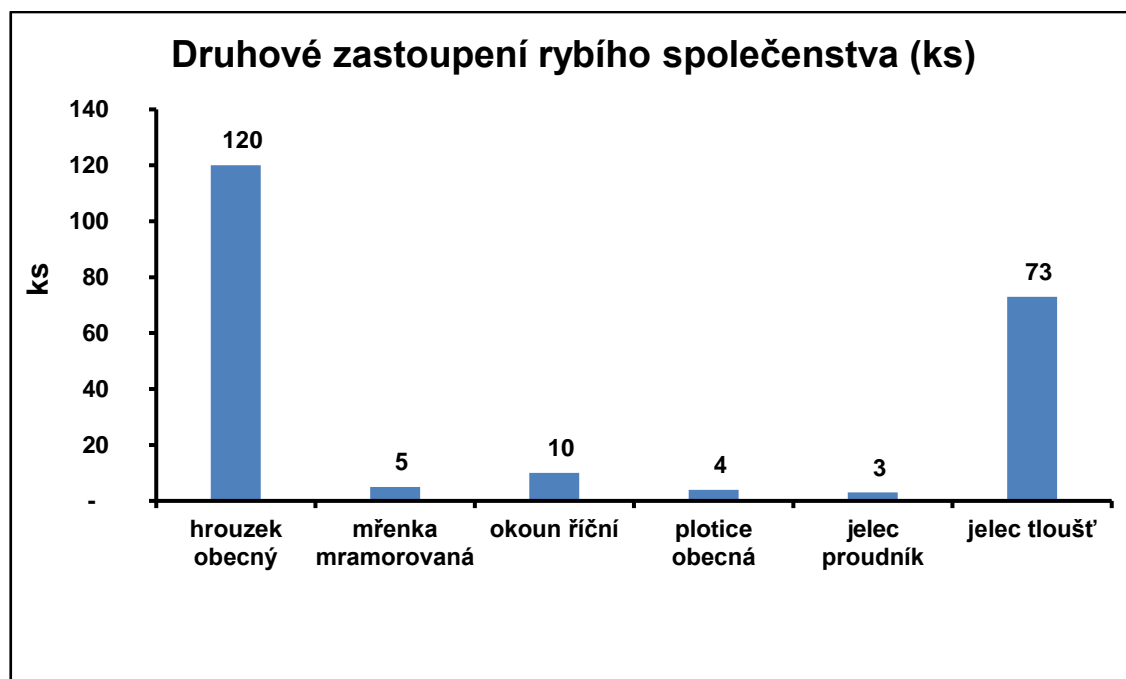


Graf č. 3: Kusové zastoupení ulovených druhů ryb na úseku O1C (Ohře pod soutokem s Čepelí).

4.4.2. Čepel nad soutokem s Ohří (OC1)

Na lokalitě Čepel nad soutokem s Ohří (OC1) jsme ulovili 6 druhů ryb. Všechny ulovené druhy ryb byly původní, konkrétně hrouzek obecný (*Gobio gobio*) (120 ks), jelec tlušť (73 ks), okoun říční (10 ks), mřenka mramorovaná (*Barbatula barbatula*) (5 ks), plotice obecná (4 ks), jelec proudník (3 ks). Počty ulovených druhů ryb jsou v Grafu č. 4.

Většinu biomasy na lokalitě OC1 tvoří jelec tlušť (68 %) a hrouzek obecný (22 %). Zbytek zaujímají okoun říční (6 %), plotice obecná (3 %) a jelec proudník (1%). Procentuální vyjádření biomasy všech ulovených druhů ryb na lokalitě OC1 najdeme v Grafu č. 13. Průměrná délka těla (SL), průměrná celková délka těla (TL), průměrná hmotnost (W) a celková biomasa jednotlivých ulovených druhů je v příloze v Tab. č. 28.

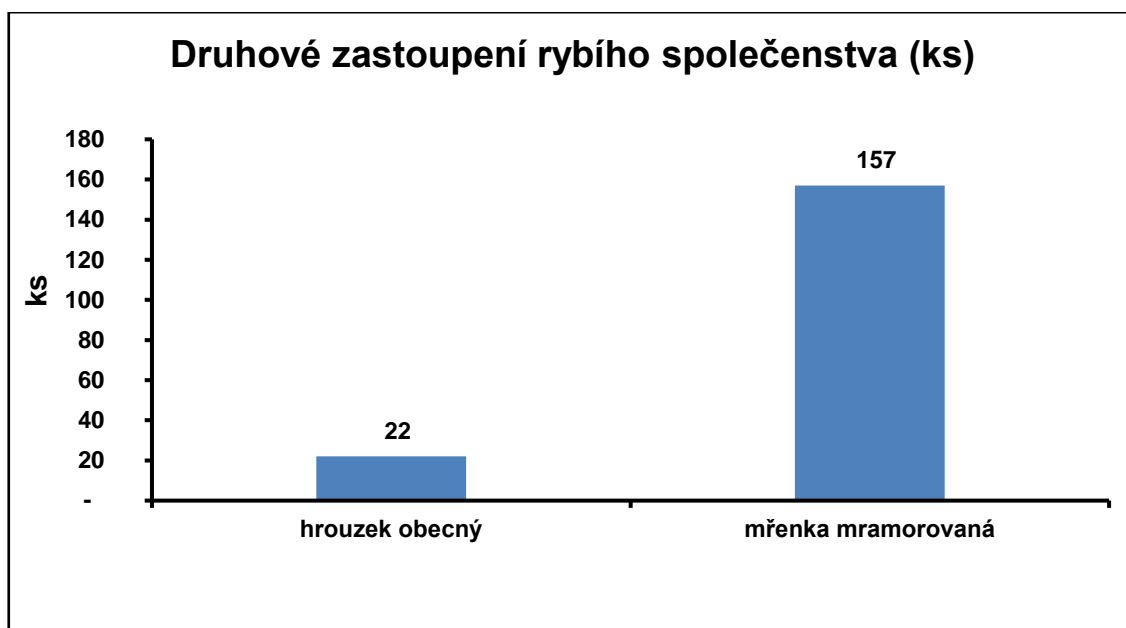


Graf č. 4: Kusové zastoupení ulovených druhů ryb na úseku OC1 (Čepel nad soutokem s Ohří).

4.4.3. Horní úsek Čepele (OC2)

Na horním úseku Čepele jsme ulovili pouze dva druhy ryb. Oba dva druhy byly původní, mřenka mramorovaná (157 ks) a hrouzek obecný (22 ks), viz Graf č. 5.

Na přepočet biomasy zaujímala mřenka 61 % a hrouzek 39 % (Graf č. 14). Průměrná délka těla (SL), průměrná celková délka těla (TL), průměrná hmotnost (W) a celková biomasa jednotlivých druhů je v příloze v Tab. č. 29.

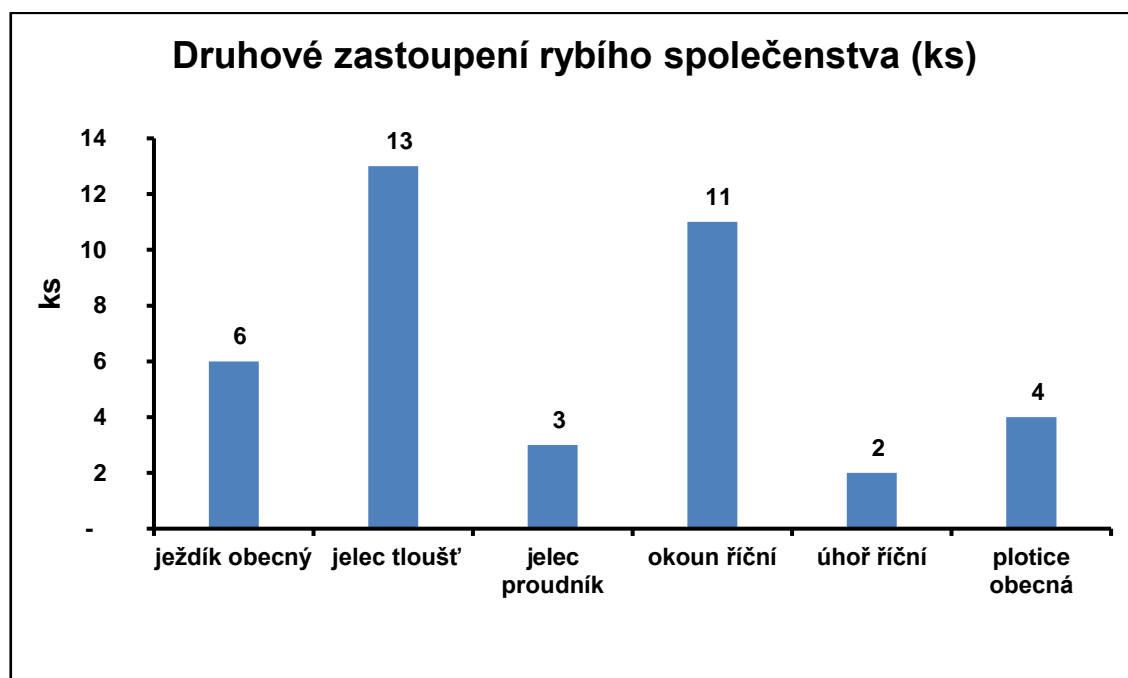


Graf č. 5: Kusové zastoupení ulovených druhů ryb na úseku OC2 (horní úsek Čepele)

4.4.4. Labe u soutoku s Milešovským potokem (L2M)

Na Labi u soutoku s Milešovským potokem (L2M) jsme ulovili 6 druhů původních ryb. Nejvíce bylo jelce tlušť (13 ks), dále okouna říčního (11 ks), ježdíka obecného (6 ks), plotice obecné (4 ks), jelce proudníka (3 ks) a úhoře říčního (2 ks). Všechny ulovené druhy a jejich počty jsou uvedeny v Grafu č. 6.

Při přepočtu na biomasu tvořil skoro polovinu úlovků jelec tlušť (46 %), úhoř říční (31 %), okoun říční (18 %). Celkové rozložení biomasy lokality L2M najdete v příloze v Grafu č. 15. Průměrná délka těla (SL), průměrná celková délka těla (TL), průměrná hmotnost (W) a celková biomasa jednotlivých druhů je v příloze v Tab. č. 30.

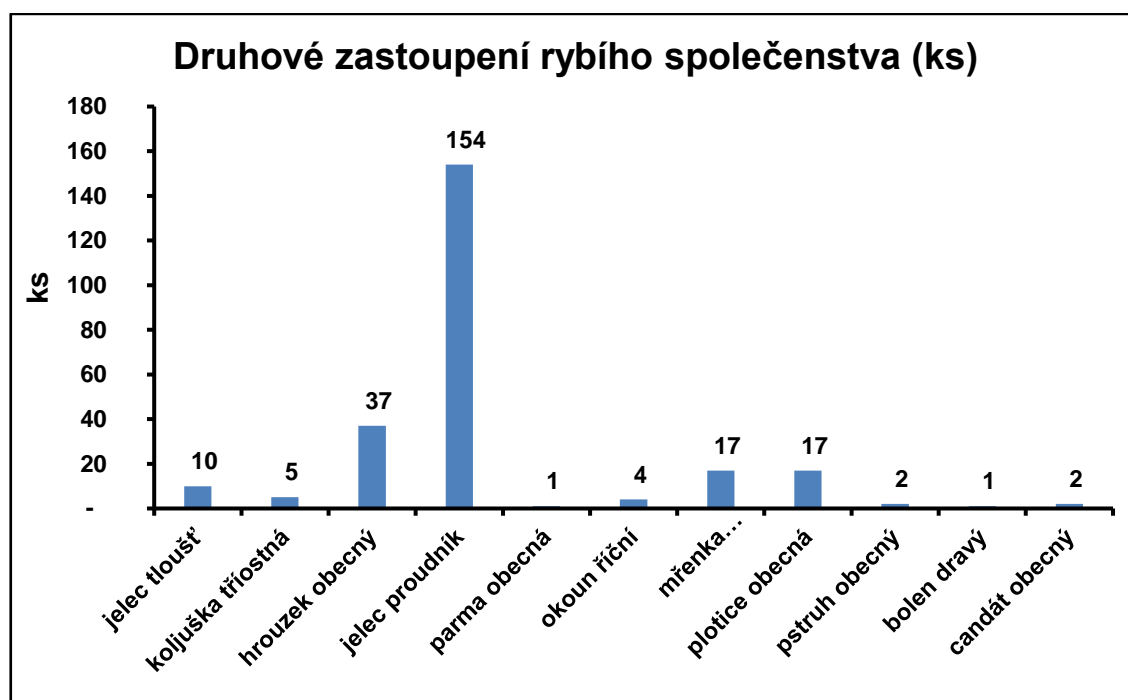


Graf č. 6: Kusové zastoupení ulovených druhů ryb na úseku L2M (Labe u soutoku Milešovského potoka).

4.4.5. Milešovský potok nad soutokem s Labem (LM1)

Na lokalitě Milešovského potoka nad soutokem s Labem (LM1) jsme ulovili 11 druhů ryb, přičemž 1 z druhů byl nepůvodní. V kusovém zastoupení bylo nejvíce jelce proudníka (154 ks), hrouzka obecného (37 ks), mřenky mramorované a plotice obecné (obě 17 ks), jelce tloušť (10 ks), následoval jediný nepůvodní druh – koljuška tříostná (5 ks), okoun říční (4 ks), pstruh obecný a candát obecný (oba 2 ks), bolen dravý a parma obecná (oba 1 ks). Druhové zastoupení uloveného rybiho společenstva v kusech na lokalitě LM1 je zaneseno v Grafu č. 7.

V přepočtu na biomasu bylo nejvíce jelce proudníka (46 %) a parmy obecné (32 %). Hrouzek obecný zaujímal (8 %), jelec tloušť (4 %), plotice obecná a mřenka mramorovaná (oba 3 %) a zbytek ulovených ryb 1 % a méně. Rozložení biomasy na lokalitě LM1 je znázorněno v příloze v Grafu č. 16. Průměrná délka těla (SL), průměrná celková délka těla (TL), průměrná hmotnost (W) a celková biomasa jednotlivých druhů je v příloze v Tab. č. 31.

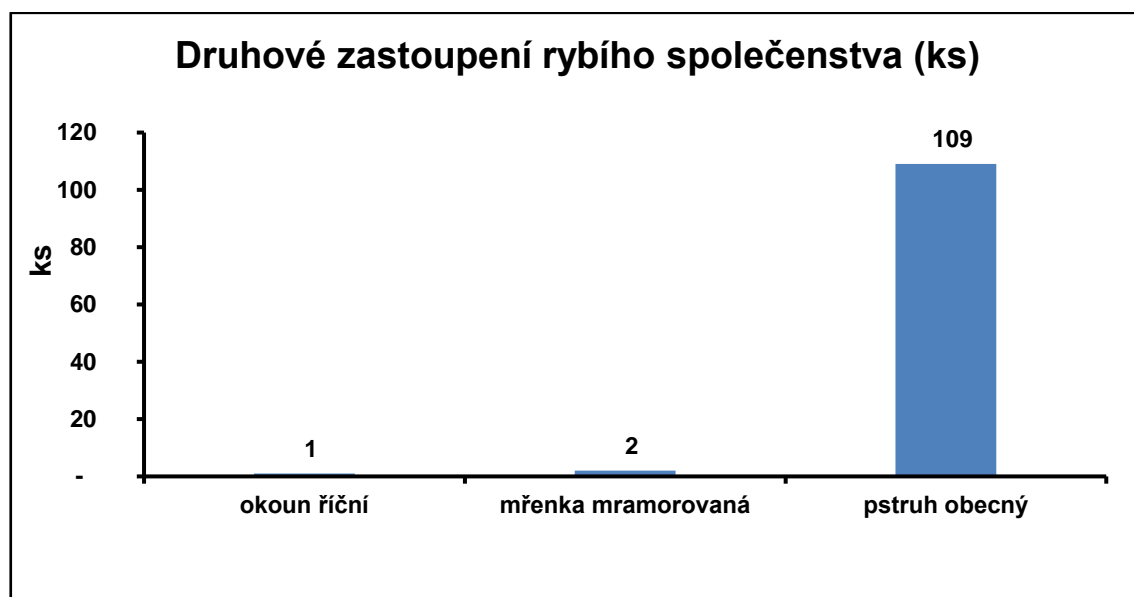


Graf č. 7: Kusové zastoupení ulovených druhů ryb na úseku LM1 (Milešovský potok nad soutokem s Labem).

4.4.6. Horní úsek Milešovského potoka (LM2)

Na horním úseku Milešovského potoka (LM2) jsme ulovili pouze 3 druhy ryb. Všechny druhy byly původní, přičemž nejvíce bylo pstruha obecného (109 ks). Mřenky mramorované byly pouze 2 ks a 1 ks okouna říčního. Druhové zastoupení rybního společenstva v kusech na lokalitě LM2 uvedeno v Grafu č. 8.

V biomase zaujmul pstruh obecný drtivou většinu (98 %). Celkové rozložení rybní biomasy na lokalitě LM2 je v příloze v Grafu č. 17. Průměrná délka těla (SL), průměrná celková délka těla (TL), průměrná hmotnost (W) a celková biomasa jednotlivých druhů je v příloze v Tab. č. 32.

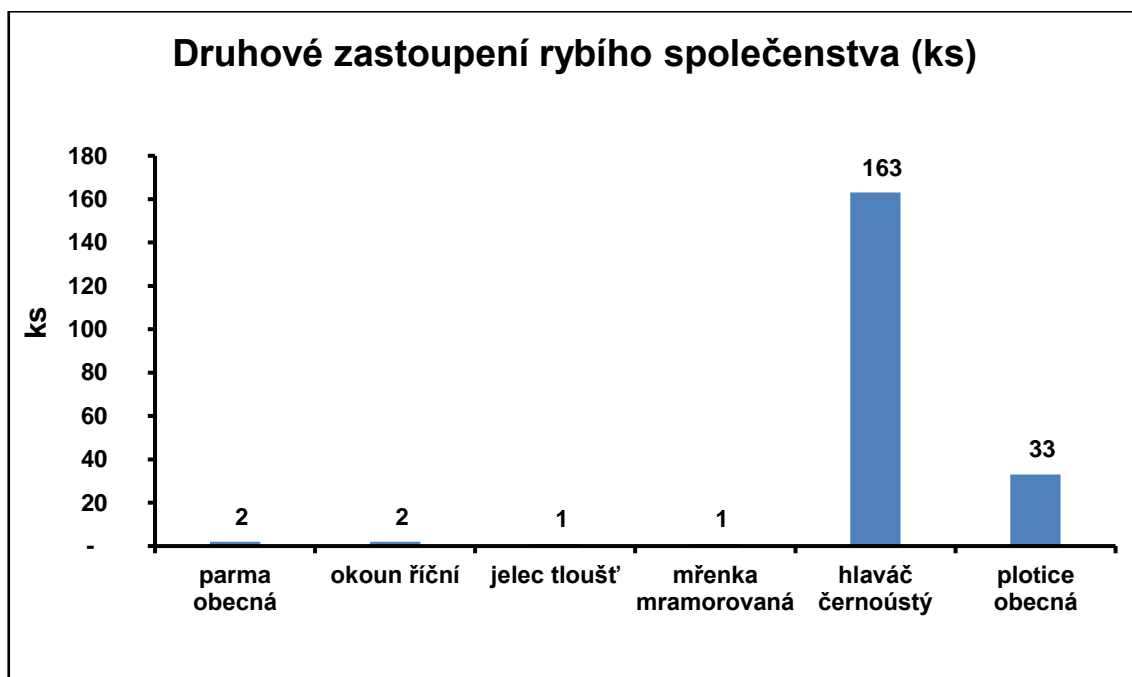


Graf č. 8: Kusové zastoupení ulovených druhů ryb na úseku LM2 (horní úsek Milešovského potoka).

4.4.7. Labe u soutoku s Ploučnicí (L7P)

Na Labi u soutoku s Ploučnicí (L7P) jsme ulovili pouze 6 druhů ryb a 1 z nich byl nepůvodní. Právě nepůvodní – invazivní druh hlaváče černoústého byl na této lokalitě nejpočetnější (163 ks). Plotice obecné bylo 33 ks, parmy obecné a okouna říčního po 2 ks, jelce tloušť a mřenky mramorované po 1 ks. Druhové složení ulovených ryb v kusech je znázorněno v Grafu č. 9.

V přepočtu na biomasu zaujímal hlaváč černoústý většinu biomasy (87 %). Okouna říčního bylo 9 % a plotice obecné 4 %. Zbytek druhů zaujímal tak zanedbatelné procento, že v grafu biomasy na lokalitě L7P nebyl vůbec zanesen (příloha Graf č. 18). Průměrná délka těla (SL), průměrná celková délka těla (TL), průměrná hmotnost (W) a celková biomasa jednotlivých druhů je v příloze v Tab. č. 33.



Graf č. 9: Kusové zastoupení ulovených druhů ryb na úseku L7P (Labe u soutoku s Ploučnicí).

4.4.8. Ploučnice nad soutokem s Labem (LP1)

Na Ploučnici nad soutokem s Labem (LP1) jsme ulovili 11 druhů ryb. Původních bylo 10 druhů a 1 druh byl nepůvodní. Právě nepůvodní hlaváč černoústý byl na tomto úseku nejpočetnějším druhem (35 ks). Následoval hrouzek obecný a vranka obecná (oba 15 ks), jelec tloušť (12 ks), plotice obecná a ouklej obecná (oba 11 ks), okoun říční (6 ks), jelec proudník (5 ks), parma obecná a bolen dravý (oba 3 ks) a mřenka mramorovaná (1 ks). Kusové zastoupení ulovených ryb na lokalitě LP1 je uvedeno v Grafu č. 10.

V biomase tvořil jelec tloušť nadpoloviční většinu ulovených ryb (65 %), dále následoval hrouzek obecný (8 %), jelec proudník (6 %), ouklej obecná a nepůvodní hlaváč černoústý (oba 5 %), plotice obecná (4 %), vranka obecná a okoun říční (oba 3 %) a parma obecná (1 %). Zbytek druhů na lokalitě LP1 byl v přepočtu na biomasu zanedbatelný a nebyl do grafu biomasy zanesen (příloha, Graf č. 19.). Průměrná délka těla (SL), průměrná celková délka těla (TL), průměrná hmotnost (W) a celková biomasa jednotlivých druhů je uvedena v příloze v Tab. č. 34.

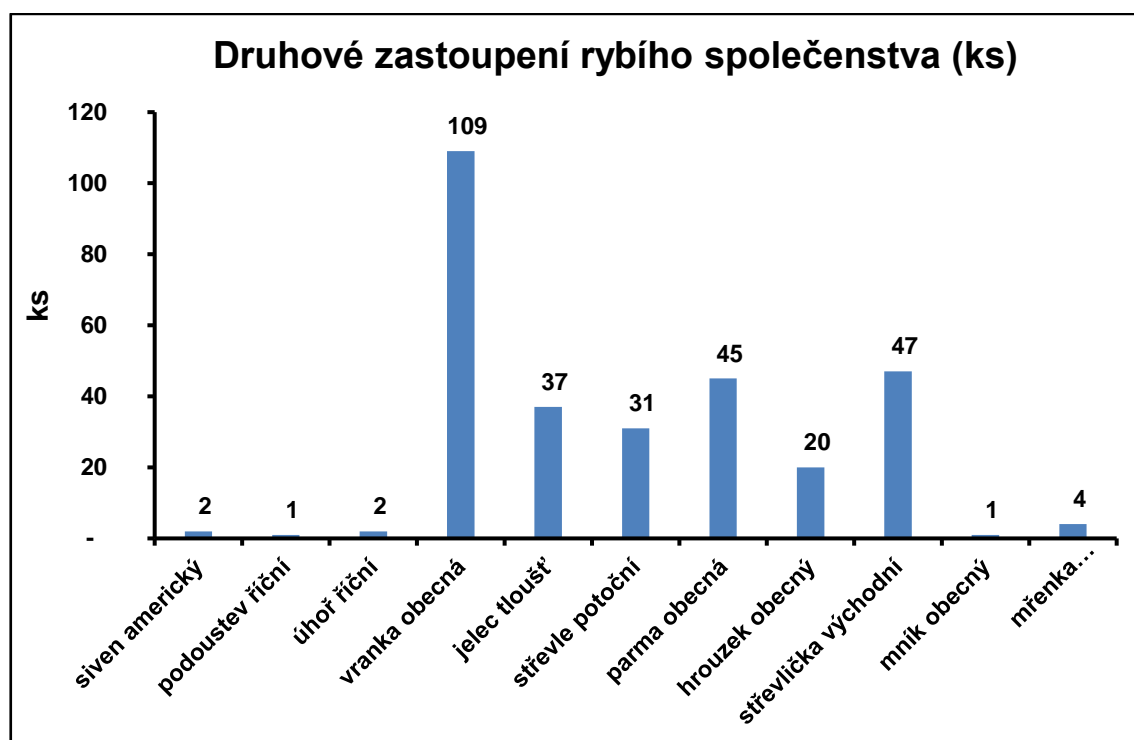


Graf č. 10: Kusové zastoupení ulovených druhů ryb na úseku LP1 (Ploučnice nad soutokem s Labe).

4.4.9. Horní úsek Ploučnice (LP2)

Na horním úseku Ploučnice (LP2) jsme ulovili 11 druhů ryb. Z nich 2 druhy byly nepůvodní. Nejpočetnějším druhem uloveným na této lokalitě byla vranka obecná (109 ks). Druhým nejpočetnějším druhem byl nepůvodní druh, konkrétně střevlička východní (47 ks). Následovaly parma obecná (45 ks), jelec tloušť (37 ks), střevle potoční (31 ks), hrouzek obecný (20 ks), mřenka mramorovaná (4 ks), nepůvodní siven americký (2 ks), úhoř říční (2 ks), mník obecný a podoustev říční (oba 1 ks). Kusové zastoupení ulovených ryb na lokalitě LP2 jsou v Grafu č. 11.

V biomase zaujímá jelec tloušť 37 % a parma obecná 30 %. Následuje vranka obecná (10 %), úhoř říční (7 %), nepůvodní siven americký (6 %), hrouzek obecný (4 %), nepůvodní střevlička východní (3 %) a střevle potoční (2 %). Procentuální rozdělení biomasy lokality LP2 je v příloze v Grafu č. 20. Průměrná délka těla (SL), průměrná celková délka těla (TL), průměrná hmotnost (W) a celková biomasa jednotlivých druhů je uvedena v příloze v Tab. č. 35.



Graf č. 11: Kusové zastoupení ulovených druhů ryb na úseku LP2 (horní úsek Ploučnice).

5. Diskuse

5.1. Ohře pod soutokem s Čepelí (O1C)

Ohře v podjezí pod soutokem s Čepelí měla upravené břehy, ale koryto vykazovalo znaky přírodního charakteru. Velmi členité dno, pokryté kameny (70 %) a písčnými lavicemi (30 %). Celkovým charakterem toku, s teplotou vody v letním období $19,9 \pm 4,8$ °C a průměrnou rychlostí proudění $0,7 \pm 0,4$ m.s⁻¹, se charakterem jednalo o pásmo parmové. Odpovídalo tomu i společenstvo ryb, které jsme na této lokalitě ulovili (Randák a kol., 2013). S 21 druhy ulovených ryb zde byla největší druhová diverzita ryb ze všech monitorovaných lokalit. Nejpočetnější zde byla původní vranka obecná, což dává možnost jejím potenciálním predátorům vyskytovat se zde ve větších počtech (Fochetti a kol., 2003). Právě dravce, konkrétně okouny a mníky, jsme v porovnání s ostatními lokalitami ulovili v největším počtu. Parmu, jako typického zástupce parmového pásma, jsme ulovili jen jednu. Předpokládám, že to bylo z důvodu nízkého letního stavu vody, kdy parmy vyhledávaly spíše hlubší partie řeky níže po proudu. Tři druhy nepůvodních ryb (karas stříbřitý, sumeček americký, koljuška tříostná), které jsme ulovili na tomto úseku Ohře, byly v tak nízkých počtech, že pravděpodobně nijak významně neovlivňovaly místní ekosystém. Ačkoliv byla tato lokalita charakteristická velkým množstvím potenciálních úkrytů, neulovili jsme zde ani jednoho jedince raka. Bylo to způsobeno pravděpodobně vyšším průtokem Ohře v době odlovu raků a především otravou tohoto úseku Ohře v roce 2017 postřikem k ošetření chmelnic. Přesto je na této lokalitě potvrzený výskyt raka pruhovaného (Petrušek a kol., 2006), kterého jsme zde i spatřili později při odlovu ryb. Je tedy jen otázka času, kdy invazivní rak pruhovaný lokalitu znovu osídlí. Celková ekologická situace této lokality by se dala charakterizovat jako málo dotčená. Vzhledem k cílům práce může být tato lokalita brána v budoucnosti jako referentní z hlediska předpokládané budoucí pokračující invaze hlaváče černoústého proti proudu řeky Labe a Ohře.

5.2. Čepel nad soutokem s Ohří (OC1)

Spodní část Čepele měla upravené nemeandrující koryto s dlážděným dnem a upravenými břehy skládaným kamenem. Díky vrstvě nezetlelého organického

materiálu a bahnitého sedimentu se zde vyskytovalo nejvíce jedinců berušek vodních ze všech lokalit jako typický znak organicky zatížené lokality. Spodní část Čepele měla nejnižší druhovou diverzitu v rámci bentosu. Vyskytovaly se zde jen berušky a pijavice rodu *Erpobdella* sp. Celková biomasa bentosu (0,958 g) zde byla druhá nejnižší ze všech lokalit a saprobní index (2,74), BMWP skóre (24), ASPT index (4) značily nízkou kvalitu vody. Minimum potenciálních úkrytů a vrstva měkkého sedimentu predikovala nízké počty raků (Kozák a kol., 2013), což se potvrdilo i při samotném odlovu, kdy nebyl odloven ani jeden jedinec raka.

S průměrnou teplotou v letním období $17,9 \pm 1,9$ °C, průměrnou rychlostí proudění $0,3 \pm 0,03$ m.s⁻¹ a celkovým charakterem toku je spodní Čepel složitě zařaditelná do některého z rybích pásem. I vzhledem k morfologickým úpravám koryta a břehů. Potvrzuje to i složení druhové obsádky na této lokalitě. Sice byly všechny druhy ryb původní, ale druhová diverzita byla nízká. Převládal zde hrouzek obecný a jelec tloušť. Na jednu stranu nebyla potvrzena přítomnost nepůvodních druhů ale na stranu druhou by se celková ekologická situace této lokality dala charakterizovat jako velmi špatná.

5.3 Horní úsek Čepele (OC2)

Vrchní část Čepele byla morfologicky v principu totožná se spodní částí a charakterizovalo ji upravené narovnané koryto s dlážděným dnem pokrytým nezetlelým organickým materiálem a vrstvou písčitého sedimentu. S druhým nejvyšším saprobním indexem (2,57), nejnižším BMWP skóre (18) a nejnižším ASPT indexem (3) se řadí na pomyslné poslední místo v hodnocení kvality a oživení vody všech lokalit. Druhová diverzita bentosu byla velmi chudá, kde většinu biomasy tvořily pijavice rodu *Erpobdella* sp. Stejně tak, jako u spodního úseku, tak ani na horním úseku nebylo dostatek přirozených úkrytů. Nepodařilo se nám zde ulovit ani jednoho jedince raka. Tento úsek je ovlivněný vypouštěním přečištěné komunální vody z ČOV cca 1 km proti proudu toku. To může mít vliv na složení bentosu i rybích společenstev z hlediska akutního efektu (mortalita při nízkých průtocích) tak chronického neletálního efektu (ovlivnění chování, reprodukce či růstu živočichů) (Grabicová a kol., 2015; 2017).

Podobně jako spodní Čepel, tak i horní úsek s průměrnou teplotou vody $15,4 \pm 1,3$ °C a průměrnou rychlostí proudění $0,4 \pm 0,13$ m.s⁻¹, celkovým upraveným charakterem toku, se dá tato lokalita těžko zařadit do některého z rybích pásem. Dokazuje to i druhové

spektrum ryb, které jsme zde ulovili. Ulovili jsme zde pouze dva druhy ryb, konkrétně mřenku mramorovanou a hrouzka obecného. Právě tyto dva druhy jsou nenáročné na celkovou kvalitu prostředí a vyžadují obecně pouze proudné úseky a nižší teplotu vody (Randák a kol., 2013). Navíc celková potravní základna ryb byla velmi chudá a tak na této lokalitě neumožňovala život jiným druhům ryb. I když nebyla potvrzena přítomnost nepůvodního druhu, celková ekologická situace horní Čepele je nejhorší ze všech hodnocených lokalit.

5.4. Labe u soutoku s Milešovským potokem (L2M)

Část Labe u ústí Milešovského potoka je široká a hluboká s členitým písčným až kamenitým dnem. Litorální část byla pokryta makrofyty, které sloužily jako potenciální úkryty pro ryby i raky. Právě potenciálních úkrytů zde bylo velké množství, především v podobě velkých kamenů na dně a kamenů zpevňujících břeh. Na této lokalitě se nám i přes značnou obtížnost odlovu podařilo ulovit pouze 3 invazivní raky pruhované. Potvrzený výskyt raka pruhovaného na Labi se datuje k 60. létům dvacátého století (Petrušek a kol., 2006). Od té doby se úspěšně etabloval ve většině toku Labe a rozšířil se odtud i do větších (včetně Ohře) a menších (včetně Milešovského potoka a Ploučnice) přítoků Labe (Kozák a kol., 2004; Petrušek a kol., 2006).

Labe u soutoku s Milešovským potokem se s průměrnou teplotou $19,5 \pm 4,3$ °C, konstantním pomalým prouděním $0,21 \pm 0,02$ m.s⁻¹ a celkovým charakterem toku řadí mezi pásma cejnové (Randák a kol., 2013). Celkový úlovek ryb z tohoto úseku nebyl nijak přesvědčivý. Pouze 6 druhů ryb, značí nízkou druhovou diverzitu ryb. Odlov byl však limitován náročným brozením (především hloubkou) a proběhl tak jen v litorální části. Nejhojnějším druhem zde byl jelec tloušť a okoun říční. Hlaváč černoústý zde zatím uloven nebyl, přestože již byl nedaleko hlášen (J. Špaček, Povodí Labe s.p., osobní sdělení).

Podařilo se nám ulovit i dva jedince úhoře říčního, který je v dnešní době zařazen na červený seznam kriticky ohrožených druhů. Právě z důvodu splavňování koryt a přehrazování řek, nemůže úhoř v pohlavní dospělosti migrovat do svých přirozených míst k reprodukci v Sargasovém moři (Righton a kol., 2016) a tím mu tak v České republice takzvaně „zvoní hrana“. Všichni úhoři vyskytující se na území ČR jsou přivezeni ve formě tzv. úhořího monté a vysazeni uměle do vodních ekosystémů. Právě

úhoř dle mého názoru může patřit k dalším z chybějících článků v boji proti invazivnímu rakovi pruhovanému a hlaváči černoústému. Tuto teorii potvrzuje například i studie Aquiloni a kol. (2010), kde právě úhoře využívali k biomanipulaci a snížení populace raka červeného v Itálii.

Nízká druhová diverzita ryb a přítomnost invazivního raka pruhovaného značí, že celková ekologická situace tohoto úseku Labe je dotčená.

5.5. Milešovský potok nad soutokem s Labem (LM1)

Spodní úsek Milešovského potoka byl z části upravený a z části přírodní tok, který nemeandruje. Z tohoto důvodu bylo proudění víceméně konstantní s minimem klidných zón. Celková biomasa bentosu byla druhá nejvyšší (4,59 g), vyšší už měl jen horní úsek (LM2). Saprobní index zde byl ze všech lokalit nejnižší (1,6), avšak BMWP skóre (42) značilo nízkou kvalitu vody a ASPT index (4,66) střední kvalitu vody. To je zapříčiněno přítomností obce cca 400 m proti proudu nad sledovaným úsekem. Největší část biomasy bentosu zde tvořili blešivci (*G. fossarum*) a jepice (*B. rhodani*). Spolu s chrostíky ze třech různých čeledí zde tvořili velmi dobrou potravní základnu ryb a raků.

Dno, které bylo pokryto pískem a kameny, poskytovalo větší množství úkrytů. Břehy představovaly také úkryty v podobě uvolněných kamenů, které původně břeh zpevňovaly. Na tomto úseku se nám podařilo ulovit 4 invazivní raky pruhované s průměrnou CL $28,7 \pm 14,45$ mm a průměrnou váhou $9,42 \pm 7,55$ g. Všichni čtyři jedinci byly samice a byly chyceny hned u vyústění potoka do Labe. Tato skutečnost naznačuje, že s blížícím se podzimem mohly samice zahájit reprodukční migraci z Labe do přítoku, kde může dojít k páření s nižším rizikem predace než v hlavním toku Labe (Buřič a kol., 2009b; 2010).

Celkovým morfologickým charakterem koryta a s průměrnou teplotou vody v letním období $16,8 \pm 4,8$ °C a průměrnou rychlostí proudění $0,29 \pm 0,08$ m.s⁻¹ bychom mohli zařadit spodní úsek Milešovského potoka do pásma pstruhového až lipanového (Randák a kol., 2013). Nejhojněji se zde vyskytoval jelec proudník, hrouzek obecný, plotice obecná a mřenka mramorovaná. Rybí společenstvo tak neodpovídá pstruhovému ani lipanovému pásmu. Celková druhová skladba 11 druhů tak byla značně ovlivněna druhy vytahujícími z Labe. Dá se předpokládat, že druhy jako byly candát obecný, bolen dravý, parma obecná a nepůvodní koljuška tříostná migrovaly do tohoto přítoku. Když se

podíváme na průměrnou délku všech druhů ulovených na tomto úseku, zjistíme, že se pohybují okolo 10 cm. Tento fakt by mohl nasvědčovat tomu, že spodní úsek Milešovského potoka slouží jako útočiště pro drobné juvenilní ryby z přilehlého úseku Labe. Toto chování může mít několik vysvětlení. Jedním je právě dostupnost potravních zdrojů (Kottelat a Freyhof, 2007), dalším je predáční tlak (Maciej a kol., 2006), nedostupnost úkrytů v regulovaném Labi (Slavík a Bartoš, 2001) nebo rozdílná teplota vody či kyslíkové poměry (Slavík a Bartoš, 1997). Tyto faktory se samozřejmě mohou prolínat a působit společně.

Přítomnost invazivního raka pruhovaného a koljušky tříostné naznačuje spolu s výskytem druhů migrujících z hlavního toku Labe, že celková ekologická situace tohoto úseku je narušena. Nicméně bohaté potravní zdroje v podobě bezobratlých živočichů umožňují symparii invazivních druhů na této lokalitě.

5.6. Horní úsek Milešovského potoka (LM2)

Horní část Milešovského potoka měla naprosto přírodní charakter. Meandrující potok s proudnými i klidnými částmi s převážně písčitém dnem a velkým množstvím větších i menších kamenů. Břehy byly pokryty vegetací a stromy, kdy jejich kořenové systémy zpevňovaly břeh a poskytovaly další možnosti úkrytů. Celková biomasa bentosu (9,008 g) byla nejvyšší ze všech sledovaných úseků. S nízkým saprobním indexem (1,78), druhým nejvyšším BMWP skóre (66) a druhým nejvyšším ASPT indexem (5,07) se řadí mezi dvě nejlepší lokality, spolu s horním úsekem Ploučnice (LP2), v porovnání kvality vody stanovené pomocí analýzy zoobentosu. I druhová diverzita bentosu byla rozmanitá. Nejpočetnější byli blešivci (*G. fossarum*), jepice (*Baetis rhodani*), chrostíci (*Hydropsyche* sp., *Rhyacophila* sp., *Sericostoma* sp.), brouci (*Elmis* sp.). Byly tu zde i zástupci mlžů, konkrétně hrachovky, které společně s nalezenými blešivci a jepicemi patří do skupiny bioindikátorů čistých vod (Reisinger a kol., 2004; Beran, 2007; Väinölä a kol., 2008).

Ačkoliv se zde nacházelo mnoho úkrytů v podobě kamenů, napadaných stromů a kořenových systémů živých stromů, nepodařilo se nám zde ulovit ani jednoho jedince raka. Tato lokalita se podle Kozáka a kol. (2013) svým charakterem, kvalitou vody a dostupnými potravními zdroji jeví jako vhodná k reintrodukci původního raka říčního. Nicméně se do budoucna dá předpokládat, že rak pruhovaný ze spodního úseku potoka

bude migrovat dále proti proudu až do této zatím nedotčené lokality. Někteří jedinci mohou totiž podle Buřiče a kol. (2009b) urazit denně i stovky metrů. Důvodů k migraci na delší vzdálenosti může být hned několik (Buřič a kol., 2010). Vyčerpání potravních zdrojů (Bubb a kol., 2004), osídlení příznivějšího habitatu (Buřič a kol., 2009b) nebo z důvodu reprodukce (Buřič a kol., 2009a,b). Dalším případným rizikem je pohyb rybožravých predátorů ze spodních úseků toku a potenciální přenos račího moru (Kozák a kol., 2013). Tento úsek společně se spodním úsekem navíc spadá do rybářského revíru v pstruhovém režimu (Milešovský potok 1) v péči MO Litoměřice. To znamená, že je zde zvýšené riziko přenosu račího moru na rybářském náčiní ze spodní části na horní část.

S průměrnou teplotou vody $12,3 \pm 2,7$ v letním období a průměrnou rychlostí proudění $0,59 \pm 0,3 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ se jednalo o typické pstruhové pásmo (Randák a kol., 2013). Zřejmě právě způsob rybářského hospodaření MO Litoměřice ovlivnil druhovou diverzitu horního úseku. Kromě dvou mřenek a jednoho okouna jsme zde ulovili 109 ks pstruha obecného. Na tak malém potoce na 100 m úseku nedovoluje toto vysoké číslo soužití jiným druhům ryb. I průměrná malá velikost pstruhů ($167,23 \pm 50,94 \text{ mm}$) značí přerybněnost tohoto revíru. Nicméně, nepřítomnost typického druhu jako je vranka obecná, pravděpodobně není jen důsledkem přítomnosti vysokého počtu pstruha obecného, ale případných předchozích havárií či manipulací s obsádkami.

Celkový charakter potoka, druhová diverzita bentosu a nepřítomnost žádného nepůvodního druhu značí, že tato lokalita je v současném ekologickém stavu málo dotčená. Jediným zarážejícím faktem je nepřítomnost typického druhu a vysoká obsádka pstruha.

5.7. Labe u soutoku s Ploučnicí (L7P)

Část Labe v Děčíně je široká, hluboká se silnou lodní dopravou. Členité dno pokryté pískem a kameny nabízelo velké množství úkrytů. Ačkoliv je na této lokalitě potvrzený výskyt raka pruhovaného (Petrušek a kol., 2006), tak se nám nepodařilo ulovit ani jednoho jedince. Odlov raků v takto velké a hluboké řece pouze s pomocí sítě je celkově velmi složitý. V takovýchto místech by použití vrší dosahovalo potenciálně lepších výsledků, i když v případě raka pruhovaného je úspěšnost vrší nízká (Kozák a kol., 2013). Raci na této lokalitě ale mohli být vytlačeni velmi hustou populací hlaváče černoústého, kdy dochází ke kompetici o úkryty i potravu (Church a kol., 2017).

Celkovým charakterem toku s průměrnou teplotou vody $20,9 \pm 2,2$ °C a průměrnou konstantní rychlostí proudění $0,36 \pm 0,1$ m.s⁻¹ se podle Randáka a kol. (2013) řadí tento úsek do cejnového pásma. Pravděpodobně silná lodní doprava velmi významně ovlivnila rybí společenstvo této lokality (Gherardi, 2007; Jackson a Grey, 2013). Tato lokalita je naprostým příkladem vrcholu biologické invaze způsobené hlaváčem. První potvrzený výskyt hlaváče černoústého v Labi na území ČR byl v roce 2014 (Buřič a kol., 2015; Roche a kol., 2015). Od té doby se dostává dále proti proudu a do přilehlých přítoků. Při našem odlovu jsme v tomto úseku chytili v přepočtu na biomasu 87 % invazivního hlaváče. To naprosto vyvrací studii Janáče a kol. (2016), který uvádí, že přítomnost hlaváče neměla žádný vliv na abundanci a diverzitu původních druhů ryb. Kromě dvou malých jedinců okouna zde nebyli uloveni žádní přirození nepřátelé – predátoři hlaváče. Ve sledovaném úseku naprosto chybí druhy jako je úhoř říční, sumec velký, mník obecný nebo candát obecný. Podle Hempela a kol. (2016) tvoří hlaváč, tam kde se vyskytuje, významnou složku potravy candáta. Podle Aquiloni a kol. (2010) by umělé vysazování těchto druhů, tedy proces biomanipulace, mohlo pomoci snížit počty invazivních hlaváčů a raků. Praxe (další šíření i na lokalitách s výskytem dravců) tomu ale zatím příliš nenasvědčuje. Vysvětlením může být nedosažitelnost kořisti v kamenném záhozu či podobných strukturách, které jsou preferovaným stanovištěm zmíněných druhů (Janáč a kol., 2018).

Společenstvo ryb absolutně neodpovídá druhové diverzitě, která by se měla v cejnovém pásmu vyskytovat. Nízká druhová diverzita i abundance původních druhů a naprostá dominance invazivního hlaváče značí celkovou ekologickou situaci jako momentálně velmi špatnou a v pokročilém procesu biologické invaze.

5.8. Ploučnice nad soutokem s Labem (LP1)

Spodní úsek Ploučnice měl z části upravené koryto se zpevněným břehem z kamenů zasazených do betonu. Dno bylo z 80 % kamenité až štěrkové a z 20 % písčité, přičemž charakter toku lze popsat jako rychle proudící bez přítomnosti hlubších tůní. Celková biomasa bentosu (0,016 g) byla nejnižší ze sledovaných lokalit. Saprobni index (1,99), nízké BMWP skóre (24) a ASPT index (4,8) indikují nízkou kvalitu vody pravděpodobně díky lokalizaci v městské zástavbě a vyústění lokálních ČOV. Velmi chudé společenstvo bentosu jen s 15 ks pakomárů, 4 ks jepic (*P. luteus* a *B. rhodani*) a jednou pijavicí

(*Glossiphonia concolor*) tvořilo chudou až nedostačující potravní základnu ryb a raků. Velké množství úkrytů, především větší kameny a rozpadlé části kamenného zpevnění břehu, predikovalo výskyt raka pruhovaného. Ulovili jsme zde 2 samce a 2 samice raka pruhovaného. Všichni raci byli chyceni níže po proudu nedaleko od vyústění do Labe. Malé potravní zdroje a místo chycení raků může naznačovat, že se nejspíše nejednalo o etablovanou populaci na spodním toku Ploučnice, ale o raky vytažené z Labe. Může to být ale rovněž dáno výskytem konkurujícího hlaváče černoústého, jelikož rak pruhovaný byl potvrzen i výše proti proudu (HEIS VÚV, 2019).

Celkový charakter toku s průměrnou teplotou $19,6 \pm 1,3$ °C a průměrnou rychlostí proudění $0,75 \pm 0,3$ m.s⁻¹ připomíná pásmo lipanové až parmové. Hospodaří zde MO Děčín v mimopstruhovém režimu. V termínu od 16. 3. do 15. 6. je zde lov ryb zakázán z důvodu migrace ryb z Labe a výskytu jejich přirozeného trdliště. Ulovená druhová skladba tomu však zcela neodpovídá, protože spodní Ploučnice je naprosto jednoznačným příkladem lokality se začínající biologickou invazí hlaváče (Gherardi, 2007; Kornis a kol., 2012). Přítomnost hlaváče prokazatelně ovlivnila potravní zdroje, kdy v dohledné době dojde k vyčerpání potravní základny a predačnímu predačnímu tlaku na původní vranku obecnou (Kornis a kol., 2012) a ostatní druhy ryb. Ačkoliv jelec tloušť zabíral 65 % biomasy tohoto úseku, tak i tady se očekává prudký nárůst biomasy hlaváče z nynějších 5 % na nadpoloviční většinu, stejně tak jako tomu je v Labi těsně pod soutokem. V současném stavu není tento úsek schopen zcela plnit svojí funkci trdliště ani útočiště ryb. Vytřené jikry budou pravděpodobně pod velkým tlakem hlaváče černoústého, který se jikrami a vývojovými stádii ryb rovněž živí (Yavno a Corkum, 2011; Wiegler a kol., 2018).

Celková diverzita a abundance ryb i bentosu byla již nyní ovlivněna přítomností hlaváče, ale pravděpodobně i ostatními faktory jako ostatními invazními druhy a znečištěním lokality. Očekává se ale celkové zhoršení ekologického stavu, který je již nyní silně dotčený.

5.9. Horní úsek Ploučnice (LP2)

Koryto horního úseku mělo přírodní charakter, avšak břehy byly ze 100 % zpevněny kameny zasazenými do betonu (kameno-betonové zdi ohraničující tok). Dno bylo tvořeno z 90 % velkými kameny, které členily tok na proudy a klidná místa. Celková biomasa

bentosu zde byla vyšší než na dolním toku a srovnatelná s ostatními sledovanými lokalitami. Se saprobním indexem 1,99, nejvyšším BMWP skóre (100) a nejvyšším ASPT indexem (6,66) se řadí horní úsek na pomyslné první místo v hodnocení kvality vody. Druhá diverzita i abundance odebraného bentosu zde byla také nejvyšší ze všech hodnocených lokalit. V porovnání s dolní lokalitou se jedná o nedotčené bentické společenstvo, které tvoří rozmanitou potravní základnu ryb a raků.

Velké množství potenciálních úkrytů v podobě velkých kamenů a napadaných větví bylo ideálním místem pro původního raka říčního. Ze studie Buřiče a kol. (2010) vyplývá, že po vyčerpání spodního habitatu (v tomto případě zejména hlaváčem) začne rak pruhovaný osidlovat tok i výše proti proudu. Nicméně rak pruhovaný zde byl již v minulosti hlášen stejně jako nedávný výskyt raka říčního (HEIS VÚV, 2019). Nicméně se nám nepodařilo ulovit ani jednoho jedince raka.

Celkový charakter toku s průměrnou teplotou $17,5 \pm 1,4$ °C a průměrnou rychlostí proudění $0,55 \pm 0,2$ m.s⁻¹ se dá charakterizovat jako typické pstruhové pásmo (Randák a kol., 2013). Tento úsek Ploučnice spravuje MO Děčín a je vyjmut z mimopstruhového revíru Ploučnice 1 a slouží jako chráněná rybní oblast. Ulovili jsme zde typické zástupce pstruhového pásma, konkrétně vranku obecnou, střevli potoční, mníka obecného a nepůvodního sivena amerického. Ten sem byl s největší pravděpodobností vysazen MO Děčín výše proti nebo níže po proudu. Vyskytovala se zde i populace střevličky východní, která je podle Beyera a kol. (2007) nejagresivnějším a nejinvazivnějším druhem ryb v Evropě. Na této lokalitě střevlička vytlačuje původní populaci střevle, tvoří však součást potravní pyramidy a slouží jako kořist pro větší jedince jelce tlouště a další dravé ryby, kterých však není v tomto úseku mnoho. Jelikož jsme neprokázali výskyt střevličky níže po proudu, dá se předpokládat, že je sem vysadil neopatrný rybář, který je používal jako nástražní rybky výše po proudu nebo je zde lokální zdroj střevličky (rybníční chovy). Další možností jak se sem mohla střevlička východní dostat je vysazení společně např. s nasazovaným kaprem (Gozlan a kol., 2010). V porovnání se spodním úsekem jsme zde zatím neprokázali výskyt invazivního hlaváče. V budoucnu však jeho přítomnost nelze vyloučit, spíše naopak.

Celková ekologická situace horní části Ploučnice se dá v současném stavu charakterizovat jako málo dotčená.

5.10. Celková situace

Při porovnání celkové situace na sledovaných lokalitách můžeme relativně snadno odpovědět na hypotézy stanovené v úvodu práce. Přestože tato práce pokrývala pouze část sledovaného území v rámci projektu pro monitoring hlaváče černoústého a dalších invazních druhů na hlavním toku a přítocích Labe a Ohře, můžeme poskytnout poměrně jasné závěry.

V rámci diplomové práce byly zjištěny významné změny bentických společenstev při porovnání úseků dotčených (dolní úseky) a nedotčených (horní úseky) biologickými invazemi vodních živočichů. Dolní úseky vykazovaly významně nižší biomasu zoobentosu i jeho výrazně nižší diverzitu. Nízká diverzita může být znakem působení dalších faktorů – teplota vody, změny průtokových poměrů a hlavně znečištění vodního prostředí (Adámek a kol., 2010). Na druhou stranu by odolnější druhy na dolních tocích měly tvořit spíše vyšší nebo porovnatelnou biomasu, pokud by nebyly pod tlakem dalších faktorů (Armitage a kol., 1983; Balian a kol., 2007). To je zejména patrné na dolním úseku Ploučnice, kde byla zjištěna vůbec nejnižší biomasa zoobentosu. Ta tvořila méně než 1 % biomasy zjištěné na horním úseku Ploučnice, vzdáleném cca. 2 km proti proudu. Daným faktorem může být působení postupující invaze hlaváče černoústého společně s působením invazního raka pruhovaného. Společenstva na dolních tocích jsou tedy obecně méně bohatá a zároveň dotčená vlivem biologických invazí.

To je patrné i při porovnání stavu rybích společenstev na sledovaných úsecích. V rámci sledovaných lokalit byly vybrány lokality dotčené invazí hlaváče černoústého i lokality, na kterých se tato invaze dá v následujících letech očekávat. Z dosažených výsledků je jasné patrné, že hlaváč černoústý, na rozdíl od výsledků Janáče a kol. (2016), má zásadní vliv na rybí společenstva tam, kde se již etabloval – je eudominantním druhem na úseku Labe v Děčíně s výrazně nejvyšší početností i biomasou. Jeho efekt se zdá být viditelný i na dolním úseku Ploučnice, začíná být rovněž dominantním druhem. Tato práce měla sloužit pro monitoring stavu na lokalitách před a po invazi hlaváče černoústého a bude součástí pokračujícího výzkumu na sledovaných lokalitách.

6. Závěr

Cílem této diplomové práce byl monitoring a popis aktuálního stavu bentických a rybích společenstev na hlavním toku a vybraných přítocích Labe a Ohře zasažených a nezasazených invazí nepůvodních druhů (zejména hlaváče černoústého a nepůvodních druhů raků). Náplň diplomové práce byla částí obsáhlejšího výzkumu spojeného s mezinárodním projektem. Výsledky poslouží k následnému srovnání zasažených a nezasazených lokalit invazí zejména hlaváče černoústého a zhodnocení stavu před (lokality bez jeho výskytu) a po biologické invazi (s potvrzeným výskytem). Díky výsledkům naší práce bude v budoucnu možné zhodnocení ekologického stavu, průběhu a důsledků biologické invaze, na námi sledovaných lokalitách. V rámci úvodní části diplomové práce byly stanoveny tři základní hypotézy:

1/ Bentická společenstva horních úseků sledovaných toků budou méně dotčena vlivem biologických invazí.

Tato hypotéza se ukázala jako správná. Dolní úseky sledovaných toků vykazovaly významně nižší biomasu zoobentosu i jeho výrazně nižší diverzitu. Zejména na dolním úseku Ploučnice byla zjištěna vůbec nejnižší biomasa zoobentosu (přesto že se zde vyskytují i invazní druhy zoobentosu), kde tvořila méně než 1 % biomasy zjištěné na horním úseku Ploučnice. Změny se ale týkaly obecně všech přítoků. Společenstva na dolních úsecích jsou tedy obecně méně bohatá a zároveň více dotčena vlivem biologických invazí.

2/ Biodiverzita bentických společenstev na horních úsecích sledovaných toků bude bohatší.

I tato hypotéza byla našimi daty významně podpořena. S jednou výjimkou (horní tok Milešovského potoka) je to potom platné i pro rybí společenstva sledovaných toků. I tak můžeme říci, že společenstva na horních úsecích vykazovaly obecně bohatší biodiverzitu oproti spodním úsekům.

3/ Výskyt hlaváče černoústého ovlivňuje bentická a rybí společenstva na sledovaných dotčených lokalitách.

Bohužel nemáme tolik sledovaných lokalit, aby tato i tato hypotéza byla zcela jasně zodpovězena. Ale z námi dosažených výsledků je ale jasně patrné, že hlaváč černoústý

může mít naprosto zásadní vliv na bentická a rybí společenstva. Tam, kde se již etabloval, byl zcela eudominantním druhem a i přes svou malou kusovou hmotnost dominoval i v biomase rybího společenstva. Na dolním úseku Ploučnice začínal být také dominantním druhem, i když zde zatím pouze v početnosti.

Výsledky práce poukazují na nutnost dalších studií nejen na námi sledovaných lokalitách, ale i jinde, současně se sledování postupu invaze hlaváče černoústého.

7. Přehled použité literatury

- Adámek, Z., Andreska, J., Dubský, K., Edelmann, Z., Hanel, L., Hanzély, P., Hartvich, P., Kepr, T., Křivanec, K., Kučera, M., Lusk, S., Navrátilová, J., Tomi, P., Tychler, M., Stupka, P. & Vostradovský, J. (2015). Rybářství a rybolov. Český rybářský svaz, Praha, 384 s.
- Adámek, Z. (1995). Rybářství ve volných vodách. Victoria Publishing.
- Adámek, Z., Helešic, J., Maršálek, B., & Rulík, M. (2010). Aplikovaná hydrobiologie. FROV JU Vodňany, 350 s.
- Alderman, D. J., Holdich, D., & Reeve, I. (1990). Signal crayfish as vectors in crayfish plague in Britain. *Aquaculture*, 86(1), 3-6.
- Aquiloni, L., Brusconi, S., Cecchinelli, E., Tricarico, E., Mazza, G., Paglianti, A., & Gherardi, F. (2010). Biological control of invasive populations of crayfish: the European eel (*Anguilla anguilla*) as a predator of *Procambarus clarkii*. *Biological Invasions*, 12(11), 3817-3824.
- Armitage, P. D., Moss, D., Wright, J. F., & Furse, M. T. (1983). The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research*, 17(3), 333-347.
- Balian, E. V., Segers, H., Martens, K., & Lévêque, C. (2007). The freshwater animal diversity assessment: an overview of the results. In *Freshwater animal diversity assessment* (pp. 627-637). Springer, Dordrecht.
- Barber-James, H. M., Gattolliat, J. L., Sartori, M., & Hubbard, M. D. (2007). Global diversity of mayflies (Ephemeroptera, Insecta) in freshwater. In *Freshwater Animal Diversity Assessment*. Springer, Dordrecht, 339-350 pp.
- Barnard, J. L. & Barnard, C. M. (1983). *Freshwater amphipods of the World. I. Evolutionary patterns. II. Handbook and bibliography*. Hayfield Associates: Mt. Vernon, Virginia.
- Beran, L. (1993). Vyhynou v našich vodách velcí mlži. *Ochrana přírody*, 48(10), 301-304.
- Beran, L. (1995). Návrh Červeného seznamu měkkýšů České republiky. Část 1–vodní měkkýši. *Ochr. Přír.*, 50, 41-44.
- Beran, L. (2002). Vodní měkkýši České republiky: rozšíření a jeho změny, stanoviště, šíření, ohrožení a ochrana, červený seznam. Přírodovědný klub v Uherském Hradišti.
- Beran, L. (2007). Vodní měkkýši Malé Bečvy (Česká republika). *Malacologica Bohemoslovaca*, 6(unknown), 29-34.
- Berezina, N. A. (2007). Invasions of alien amphipods (Amphipoda: Gammaridea) in aquatic ecosystems of North-Western Russia: pathways and consequences. *Hydrobiologia*, 590(1), 15-29.
- Berezina, N. A., & Ďuriš, Z. (2008). First record of the invasive species *Dikerogammarus villosus* (Crustacea: Amphipoda) in the Vltava River (Czech Republic). *Aquatic Invasions*, 3(4), 455-460.
- Beyer, K., Copp, G. H., & Gozlan, R. E. (2007). Microhabitat use and interspecific associations of introduced topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva* and native fishes in a small stream. *Journal of Fish Biology*, 71, 224-238.
- Bij de Vaate, A., Jazdzewski, K., Ketelaars, H. A., Gollasch, S., & Van der Velde, G. (2002). Geographical patterns in range extension of Ponto-Caspian macroinvertebrate species in Europe. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59(7), 1159-1174.

- Bobeldyk, A. M., & Lamberti, G. A. (2008). A decade after invasion: evaluating the continuing effects of rusty crayfish on a Michigan river. *Journal of Great Lakes Research*, 34(2), 265-275.
- Bower, S. M. (2006). Synopsis of Infectious Diseases and Parasites of Commercially Exploited Shellfish: Crayfish Plague (Fungus Disease).
- Brown, J. H. (1989). Patterns, modes and extents of invasions by vertebrates. *Biological invasions: a global perspective*, 85-110.
- Bubb, D. H., Thom, T. J., & Lucas, M. C. (2004). Movement and dispersal of the invasive signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* in upland rivers. *Freshwater Biology*, 49(3), 357-368.
- Buffagni, A. (1997). Mayfly community composition and the biological quality of streams. *Ephemeroptera & Plecoptera: biology-ecology-systematics*. MTL, Fribourg, 235-246.
- Buchar, J., Ducháč, V., Hůrka, K., & Lellák, J. (1995). Klíč k určování bezobratlých. Scientia, Praha, 310 p.
- 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*, (416), 32.
- Buřič, M., Hulák, M., Kouba, A., Petrusek, A., & Kozák, P. (2011). A successful crayfish invader is capable of facultative parthenogenesis: a novel reproductive mode in decapod crustaceans. *PloS One*, 6(5), e20281.
- Buřič, M., Hulák, M., Kouba, A., Petrusek, A., & Kozák, P. (2011). A successful crayfish invader is capable of facultative parthenogenesis: a novel reproductive mode in decapod crustaceans. *PloS One*, 6(5).
- Buřič, M., Kouba, A., & Kozák, P. (2009a). Spring mating period in *Orconectes limosus*: the reason for movement. *Aquatic Sciences*, 71(4), 473.
- Buřič, M., Kouba, A., & Kozák, P. (2010). Seasonal migration of *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817) to a small tributary of large river. *Freshwater Crayfish* 17: 183-186.
- Buřič, M., Kozák, P., & Kouba, A. (2009b). Movement patterns and ranging behavior of the invasive spiny-cheek crayfish in a small reservoir tributary. *Fundamental and Applied Limnology/Archiv für Hydrobiologie*, 174(4), 329-337.
- Butchart, S. H., Walpole, M., Collen, B., Van Strien, A., Scharlemann, J. P., Almond, R. E., & Carpenter, K. E. (2010). Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science*, 328(5982), 1164-1168.
- Calow, P., & Petts, G. E. (1994). *The rivers handbook*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Copp, G. H., Vilizzi, L., & Gozlan, R. E. (2010). The demography of introduction pathways, propagule pressure and occurrences of non-native freshwater fish in England. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 20(5), 595-601.
- Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K. S., Naeem, R. V., O'Neill, J., Sutton, P., Van den Belt, M., Raskin, R. G. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253.
- Covich, A. P., Palmer, M. A., & Crowl, T. A. (1999). The role of benthic invertebrate species in freshwater ecosystems: zoobenthic species influence energy flows and nutrient cycling. *BioScience*, 49(2), 119-127.
- Davis, M. A. (2009). *Invasion biology*. Oxford University Press on Demand.

- Davis, M. A., Chew, M. K., Hobbs, R. J., Lugo, A. E., Ewel, J. J., Vermeij, G. J., & Thompson, K. (2011). Don't judge species on their origins. *Nature*, 474(7350), 153.
- De Pauw, N., & Hawkes, H. A. (1994). Biological monitoring of river water quality. River water quality monitoring and control. WJ Walley & S. Judd (Eds). Aston University, Birmingham, 87-111.
- Dohet, A., Dolisy, D., Hoffmann, L., & Dufrêne, M. (2002). Identification of bioindicator species among Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera in a survey of streams belonging to the rhithral classification in the Grand Duchy of Luxembourg. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 28(1), 381-386.
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z. I., Knowler, D. J., Lévêque, C., & Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81(2), 163-182.
- Elliott, J. M., Humpesch, U. H., & Macan, T. T. (1988). Larvae of the British Ephemeroptera: a key with ecological notes (No. 49). Freshwater Biological Association.
- Elvira, B. (2001). Identification of non-native freshwater fishes established in Europe and assessment of their potential threats to the biological diversity. In Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats, Strasbourg.
- Erwin, D. H. (1998). The end and the beginning: recoveries from mass extinctions. *Trends in Ecology & Evolution*, 13(9), 344-349.
- Farkač, J., Král, D., & Škorpík, M. (2005). Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 73.
- Filipová, L., Lieb, D. A., Grandjean, F., & Petrusek, A. (2011). Haplotype variation in the spiny-cheek crayfish *Orconectes limosus*: colonization of Europe and genetic diversity of native stocks. *Journal of the North American Benthological Society*, 30(4), 871-881.
- Filipova, L., Petrusek, A., Matasova, K., Delaunay, C., & Grandjean, F. (2013). Prevalence of the crayfish plague pathogen *Aphanomyces astaci* in populations of the signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* in France: evaluating the threat to native crayfish. *PLoS One*, 8(7).
- Firlová, V. (2013). Karas stříbřitý (*Carassius gibelio*) a jeho vliv na ekosystémy stojatých vod v nepůvodním areálu (Doctoral dissertation, Masarykova univerzita, Přírodovědecká fakulta).
- Fochetti, R., & De Figueroa, J. M. T. (2007). Global diversity of stoneflies (Plecoptera; Insecta) in freshwater. In *Freshwater Animal Diversity Assessment* (pp. 365-377). Springer, Dordrecht.
- Fochetti, R., Amici, I., & Argano, R. (2003). Seasonal changes and selectivity in the diet of brown trout in the River Nera (Central Italy). *Journal of Freshwater Ecology*, 18(3), 437-444.
- Fraser, J., Parkin, D. T., & Verspoor, E. (1978). Tolerance to lead in the freshwater isopod *Asellus aquaticus*. *Water Research*, 12(8), 637-641.
- Frič, A. (1872). Obratlovci země české. *Archiv Přírodovědecký k Proskoumání Čech* (4) 2: 1, 148.
- Früh, D., Stoll, S., & Haase, P. (2012). Physico-chemical variables determining the invasion risk of freshwater habitats by alien mollusks and crustaceans. *Ecology and Evolution*, 2(11), 2843-2853.

- Galil, B. S., Nehring, S., & Panov, V. (2008). Waterways as invasion highways—Impact of climate change and globalization. In *Biological invasions* (pp. 59-74). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Gebauer, R., Divíšek, J., Buřič, M., Večeřa, M., Kouba, A., & Drozd, B. (2018). Distribution of alien animal species richness in the Czech Republic. *Ecology and Evolution*, 8(9), 4455-4464.
- Gherardi, F. (2017). *Crayfish in Europe as alien species*. Routledge.
- Gherardi, F. (Ed.). (2007). *Biological invaders in inland waters: profiles, distribution, and threats* (Vol. 2). Springer Science & Business Media.
- Ghetti, P. F., & Bonazzi, G. (1997). A comparison between various criteria for the interpretation of biological data in the analysis of the quality of running water. *Water Research* 11: 819-31.
- Gozlan, R. E. (2008). Introduction of non-native freshwater fish: is it all bad?. *Fish and Fisheries*, 9(1), 106-115.
- Gozlan, R. E., Andreou, D., Asaeda, T., Beyer, K., Bouhadad, R., Burnard, D., & Falka, I. (2010). Pan-continental invasion of *Pseudorasbora parva*: towards a better understanding of freshwater fish invasions. *Fish and Fisheries*, 11(4), 315-340.
- Grabicova, K., Grabic, R., Blaha, M., Kumar, V., Cerveny, D., Fedorova, G., & Randak, T. (2015) Presence of pharmaceuticals in benthic fauna living in a small stream affected by effluent from a municipal sewage treatment plant. *Water Research* 72, 145-153.
- Grabicova, K., Grabic, R., Fedorova, G., Fick, J., Cerveny, D., Kolarova, J., Turek, J., Zlabek, V. & Randak, T. (2017) Bioaccumulation of psychoactive pharmaceuticals in fish in an effluent dominated stream. *Water Research* 124, 654-662.
- Gullan, P. J.; & Cranston, P. S. (2010). *The Insects: An Outline of Entomology* (4th ed.). Wiley. 522–523 pp.
- Hanel, L., Plesnik, J., Andreska, J., Lusk, S., Novak, J., & Plištil, J. (2011). Alien fishes in European waters. *Bull Lampetra* 7: 148–185.
- Hatton-Ellis, T. (2004). *Freshwater ecology — A scientific introduction*, by Gerry Closs, Barbara Downes and Andrew Boulton. Blackwell Publishing, Oxford, 2004, 221 pp. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 14(5), 540-541.
- Havel, J. E., Kovalenko, K. E., Thomaz, S. M., Amalfitano, S., & Kats, L. B. (2015). Aquatic invasive species: challenges for the future. *Hydrobiologia*, 750(1), 147-170.
- Heinrich, F. & Butow, D. (2015). Přístav Děčín-Loubí: Labe jako česká vodní brána do světa již od roku 1880. Překlad Petra Gruberová. Dresden: Sächsischer Hafen und Verkehrsverein. 141 s.
- Helešic, J. (2006). Biological monitoring of running waters in Eastern and Central European countries (former Communist Block). In *Biological Monitoring of Rivers: Applications and Perspectives* (pp. 327-350). John Wiley and Sons Chichester.
- Hellawell, J. M. (Ed.). (2012). *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. Springer Science & Business Media.
- Hempel, M., Neukamm, R., & Thiel, R. (2016). Effects of introduced round goby (*Neogobius melanostomus*) on diet composition and growth of zander (*Sander lucioperca*), a main predator in European brackish waters. *Aquatic Invasions*, 11(2), 167-178.

- Hobbs III, H. H., Jass, J. P., & Huner, J. V. (1989). A review of global crayfish introductions with particular emphasis on two North American species (Decapoda, Cambaridae). *Crustaceana*, 299-316.
- Holdich, D. M. (2017). The negative effects of established crayfish introductions. In *Crayfish in Europe as alien species* (pp. 31-47). Routledge.
- Holdich, D. M. (Ed.). (2002). *Biology of freshwater crayfish* (p. 702). Oxford: Blackwell Science.
- Hossain, M. S., Patoka, J., Kouba, A., Kubec, J., & Buřič, M. (2018). Clonal crayfish as biological model – a review on marbled crayfish. *Biologia* 73: 841-855.
- Hou, Z., & Sket, B. (2016). A review of Gammaridae (Crustacea: Amphipoda): the family extent, its evolutionary history, and taxonomic redefinition of genera. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 176(2), 323-348
- Hynes, H. B. N. (1976). Biology of plecoptera. *Annual Review of Entomology*, 21(1), 135-153.
- Charvet, S., Kosmala, A., & Statzner, B. (1998). Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: perspectives for a general tool in stream management. *Archiv für Hydrobiologie*, 415-432
- Church, K., Iacarella, J. C., & Ricciardi, A. (2017). Aggressive interactions between two invasive species: the round goby (*Neogobius melanostomus*) and the spinycheek crayfish (*Orconectes limosus*). *Biological Invasions*, 19(1), 425-441.
- Jackson, M. C., & Britton, J. R. (2014). Divergence in the trophic niche of sympatric freshwater invaders. *Biological Invasions*, 16(5), 1095-1103.
- Jackson, M. C., & Grey, J. (2013). Accelerating rates of freshwater invasions in the catchment of the River Thames. *Biological Invasions*, 15(5), 945-951.
- 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(1), 263-275.
- Janáč, M., Valová, Z., Roche, K., & Jurajda, P. (2016). No effect of round goby *Neogobius melanostomus* colonisation on young-of-the-year fish density or microhabitat use. *Biological Invasions*, 18(8), 2333-2347.
- Jeschke, J. M. (2014). General hypotheses in invasion ecology. *Diversity and Distributions*, 20(11), 1229-1234.
- Jeschke, J. M., & Pyšek, P. (2018). *Tens rule. Invasion biology: hypotheses and evidence*. Wallingford, UK: CABI, 124-132.
- Josens, G., de Bij Vaate, A., Usseglio-Polatera, P., Cammaerts, R., Cherot, F., Grisez, F., & Bossche, J. P. V. (2005). Native and exotic Amphipoda and other Peracarida in the River Meuse: new assemblages emerge from a fast changing fauna. In *Aquatic Biodiversity II* (pp. 203-220). Springer, Dordrecht.
- Jowett, I. G. (1993). A method for objectively identifying pool, run, and riffle habitats from physical measurements. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 27(2), 241-248.
- Kalff, J. (2002). *Limnology: Inland Water Ecosystems*. Prentice-Hall, Inc., New Jersey, 592 p.
- Keller, R. P., Geist, J., Jeschke, J. M., & Kühn, I. (2011). Invasive species in Europe: ecology, status, and policy. *Environmental Sciences Europe*, 23(1), 23.
- Keller, R. P., Geist, J., Jeschke, J. M., & Kühn, I. (2011). Invasive species in Europe: ecology, status, and policy. *Environmental Sciences Europe*, 23(1), 23.

- Kelly, D. W., & Dick, J. T. (2005). Introduction of the non-indigenous amphipod *Gammarus pulex* alters population dynamics and diet of juvenile trout *Salmo trutta*. *Freshwater Biology*, 50(1), 127-140.
- Kerr, S. J., Brousseau, C. S., & Muschett, M. (2005). Invasive aquatic species in Ontario: a review and analysis of potential pathways for introduction. *Fisheries*, 30(7), 21-30.
- Kettunen, M., Genovesi, P., Gollasch, S., Pagad, S., Starfinger, U. ten Brink, P. & Shine, C. (2008). Technical support to EU strategy on invasive species (IAS) - Assessment of the impacts of IAS in Europe and the EU (final module report for the European Commission). Institute for European Environmental Policy (IEEP), Brussels, Belgium. 44 pp.
- Kinzler, W., & Maier, G. (2003). Asymmetry in mutual predation: possible reason for the replacement of native gammarids by invasives. *Archiv für Hydrobiologie*, 157(4), 473-481.
- Kokeš, J., & Vojtíšková, D. (1999). Nové metody hodnocení makrozoobentosu tekoucích vod. Výzkum pro praxi, sešit 39, VÚV T. G. M. Praha, 83 s.
- Kornis, M. S., Mercado-Silva, N., & Vander Zanden, M. J. (2012). Twenty years of invasion: a review of round goby *Neogobius melanostomus* biology, spread and ecological implications. *Journal of Fish Biology*, 80(2), 235-285.
- Kottelat, M., Freyhof, J., 2007: Handbook of European freshwater fishes. Publications Kottelat, Cornol and Freyhof, Berlin, 646 pp.
- Kouba, A., Petrusek, A., & Kozák, P. (2014). Continental-wide distribution of crayfish species in Europe: update and maps. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, (413), 05.
- Kovalak, W. P. (1981). Assessment and prediction of impacts of effluents on communities of benthic stream macroinvertebrates. In *Ecological Assessments of Effluent Impacts on Communities of Indigenous Aquatic Organisms*. ASTM International.
- Kozák, P., Ďuriš, Z., Petrusek, A., Buřič, M., Horká, I., Kouba, A., Kozubíková, E., & Polícar, T. (2013). Biologie a chov raků. *Fakulta rybářství a ochrany vod, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích*, 189-222.
- Kozák, P., Polícar, T., & Ďuriš, Z. (2004). Migratory ability of *Orconectes limosus* through a fishpass and notes on its occurrence in the Czech Republic. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, (372-373), 367-373.
- Kubec, J. & Podzimek, J. (2015). Křižovatka tří moří: vodní koridor Dunaj – Odra – Labe. 391 s.
- Lodge, D. M., Taylor, C. A., Holdich, D. M., & Skurdal, J. (2000). Nonindigenous crayfishes threaten North American freshwater biodiversity: lessons from Europe. *Fisheries*, 25(8), 7-20.
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S., & De-Poorter, M. (2004). One hundred of the world's worst invasive alien species: a selection from the global invasive species database. *Invasive Species Specialist Group, IUCN, Switzerland*.
- Lusk, S., Hanel, L., & Lusková, V. (2004). Red List of the ichthyofauna of the Czech Republic: Development and present status. *Folia Zoologica*, 53(2), 215.
- Maciej Gliwicz, Z., Slon, J., & Szykarczyk, I. (2006). Trading safety for food: evidence from gut contents in roach and bleak captured at different distances offshore from their daytime littoral refuge. *Freshwater Biology*, 51(5), 823-839.

- Mack, R. N., Simberloff, D., Mark Lonsdale, W., Evans, H., Clout, M., & Bazzaz, F. A. (2000). Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications*, 10(3), 689-710.
- MacNeil, C., Dick, J. T. & Elwood, R. W. (1997). The trophic ecology of freshwater *Gammarus* spp. (Crustacea: Amphipoda): problems and perspectives concerning the functional feeding group concept. *Biological Reviews* 72: 349-364.
- Maltby, L. (1991). Pollution as a probe of life-history adaptation in *Asellus aquaticus* (Isopoda). *Oikos*, 11-18
- McKinney, M. L. (2001). Effects of human population, area, and time on non-native plant and fish diversity in the United States. *Biological Conservation*, 100(2), 243-252.
- Metcalf-Smith, J. L. (1994). Biological water-quality assessment of rivers: use of macroinvertebrate communities. *The rivers handbook: hydrological and ecological principles*, 144-170.
- Milíkovský, J., & Stýblo, P. (2006). *Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky. ČSOP, Praha, 496s.*
- Mouro, L. D., Zatoň, M., Fernandes, A. C., & Waichel, B. L. (2016). Larval cases of caddisfly (Insecta: Trichoptera) affinity in Early Permian marine environments of Gondwana. *Scientific Reports*, 6, 19215.
- Moyle, P. B., & Light, T. (1996). Biological invasions of fresh water: empirical rules and assembly theory. *Biological Conservation*, 78(1), 149-161.
- Moyle, P. B., & Marchetti, M. P. (2006). Predicting invasion success: freshwater fishes in California as a model. *AIBS Bulletin*, 56(6), 515-524.
- Musil, J., Jurajda, P., Adámek, Z., Horký, P., & Slavík, O. (2010). Non-native fish introductions in the Czech Republic—species inventory, facts and future perspectives. *Journal of Applied Ichthyology*, 26, 38-45
- Palmer, I. M. (1997). Biodiversity and ecosystem processes. *Ambio*, 26(8).
- Panov, V. E., Alexandrov, B., Arbačiauskas, K., Binimelis, R., Copp, G. H., Grabowski, M., Lucy, F., Leuven, R. S., Nehring, S., Paunović, M., & Semenchenko, V. (2009). Assessing the risks of aquatic species invasions via European inland waterways: from concepts to environmental indicators. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 5(1), 110-126.
- Panov, V. E., Piotr, I., & Riccardi, N. (2004). Role of diapause in dispersal and invasion success by aquatic invertebrates. *Journal of Limnology*, 63(1s), 56-69.
- Pârvulescu, L., Pacioglu, O., & Hamchevici, C. (2011). The assessment of the habitat and water quality requirements of the stone crayfish (*Austropotamobius torrentium*) and noble crayfish (*Astacus astacus*) species in the rivers from the Anina Mountains (SW Romania). *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, (401), 03.
- 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.
- Pecina, P. (1991). Skupiny a druhy živočichů významné pro bioindikaci a biomonitoring. *Památky a příroda*, 8, 481-485.
- Perdikaris, C., Kozák, P., Kouba, A., Konstantinidis, E., & Paschos, I. (2012). Socio-economic drivers and non-indigenous freshwater crayfish species in Europe. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, (404), 01.

- Pereira, L. R., Cabette, H. S., & Juen, L. (2012). Trichoptera as bioindicators of habitat integrity in the Pindaíba river basin, Mato Grosso (Central Brazil). In *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology* (Vol. 48, No. 3, pp. 295-302). EDP Sciences.
- Perrings, C. (2001). The economics of biological invasions. *Land Use and Water Resources Research* 1: 1-9.
- Petrusek, A., Filipová, L., Ďuriš, Z., Horká, I., Kozák, P., Polícar, T., & 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), 903-918.
- Pivnička, K. (1994). The abundance, biomass, and yield of fish in the Labe and Danube basins—a comparison with the other waters. *AUC Environmentalica*, 6, 39-61.
- Pyšek, P., Bacher, S., Chytrý, M., Jarošík, V., Wild, J., Celesti-Grapow, L., & Pergl, J. (2010). Contrasting patterns in the invasions of European terrestrial and freshwater habitats by alien plants, insects and vertebrates. *Global Ecology and Biogeography*, 19(3), 317-331.
- Pyšek, P., Genovesi, P., Pergl, J., Monaco, A., & Wild, J. (2013). Plant invasions of protected areas in Europe: an old continent facing new problems. In *Plant Invasions in Protected Areas* (pp. 209-240). Springer, Dordrecht.
- Rakauskas, V., Stakėnas, S., Virbickas, T., & Bukelskis, E. (2016). Non-indigenous fish in the northern branch of the central European invasion corridor. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 26(3), 491-508.
- Randák, T., Slavík, O., Kubečka, J., Adámek, Z., Horký, P., Turek, J., Vostradovský, J., Hladík, M., Peterka, J., Musil, J., Prchalová, M., Jůza, T., Kraochvíl, M., Boukal, D., Vašek, M., Andreji, J., Dvořák, P., Just, T., Blabolil, P., & Říha, M. (2015). *Rybářství ve volných vodách*. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod.
- Reisinger, W., Bauernfeind, E., & Loidl, E. (2004). *Entomologie pro muškaře. Od přírodního vzoru k napodobenině*. Fraus, Plzeň, 283 s.
- Rejmánek, M. (2000). Invasive plants: approaches and predictions. *Austral Ecology*, 25(5), 497-506.
- Rewicz, T., Grabowski, M., MacNeil, C., & Bacela-Spychalska, K. (2014). The profile of a 'perfect' invader—the case of killer shrimp, *Dikerogammarus villosus*. *Aquatic Invasions*, 9(3).
- Ribeiro, F., Elvira, B., Collares-Pereira, M. J., & Moyle, P. B. (2008). Life-history traits of non-native fishes in Iberian watersheds across several invasion stages: a first approach. *Biological Invasions*, 10(1), 89-102.
- Ricciardi, A., & Rasmussen, J. B. (1999). Extinction rates of North American freshwater fauna. *Conservation Biology*, 13(5), 1220-1222.
- Ricciardi, A., Blackburn, T. M., Carlton, J. T., Dick, J. T., Hulme, P. E., Iacarella, J. C., Pyšek, P. (2017). Invasion science: a horizon scan of emerging challenges and opportunities. *Trends in Ecology & Evolution*, 32(6), 464-474.
- Righton, D., Westerberg, H., Feunteun, E., Økland, F., Gargan, P., Amilhat, E., & Acou, A. (2016). Empirical observations of the spawning migration of European eels: The long and dangerous road to the Sargasso Sea. *Science Advances*, 2(10).
- Rodríguez, C. F., Bécares, E., & Fernández-Aláez, M. (2003). Shift from clear to turbid phase in Lake Chozas (NW Spain) due to the introduction of American red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*). *Hydrobiologia*, 506(1-3), 421-426.

- 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), 33.
- Rosenberg, D. M., & Resh, V. H. (1993). *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York, 488 pp.
- Rozkošný, R., Ježek, J., Knoz, J., Kramář, J., Krampl, F., Kubíček, F., Lellák, J., Minář, J., Pokorný, P., Raušer, J., Sedlák, E., Špačková, V., Šusták, J. M., Zelený, J., Zelinka, M. (1980). *Klíč vodních larev hmyzu*. Československá akademie věd, Praha, 521 p.
- Sakai, A. K., Allendorf, F. W., Holt, J. S., Lodge, D. M., Molofsky, J., With, K. A., McCauley, D. E. (2001). The population biology of invasive species. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32(1), 305-332.
- Sartori, M., & Brittain, J. E. (2014). Order Ephemeroptera. In Thorp; Rogers. *Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates* (4th ed.). Academic Press. 873–891 pp.
- Savini, D., Occhipinti–Ambrogi, A., Marchini, A., Tricarico, E., Gherardi, F., Olenin, S., & Gollasch, S. (2010). The top 27 animal alien species introduced into Europe for aquaculture and related activities. *Journal of Applied Ichthyology*, 26, 1-7.
- Sax, D. F., & Brown, J. H. (2000). The paradox of invasion. *Global Ecology and Biogeography*, 9(5), 363-371.
- Sedlák, E. (2000). *Zoologie bezobratlých*. Přírodovědecká fakulta Masarykovy univerzity, Brno, 336 s.
- Semenchenko, V., Grabowska, J., Grabowski, M., Rizevsky, V., & Pluta, M. (2011). Non-native fish in Belarusian and Polish areas of the European central invasion corridor. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 40(1), 57-67.
- Simon, K. S., & Townsend, C. R. (2003). Impacts of freshwater invaders at different levels of ecological organisation, with emphasis on salmonids and ecosystem consequences. *Freshwater Biology*, 48(6), 982-994.
- Sládeček, V. (1973). System of water quality from the biological point of view. *Archiv fur Hydrobiologie, Beiheft, Ergebnisse der Limnologie*, 7: 1-218.
- Slavík, O., & Bartoš, L. (1997). Effect of water temperature and pollution on young-of-the-year fishes in the regulated stretch of the River Vltava, Czech Republic. *Folia Zoologica-UZPI (Czech Republic)*.
- Slavík, O., & Bartoš, L. (2001). Spatial distribution and temporal variance of fish communities in the channelized and regulated Vltava River (Central Europe). *Environmental Biology of Fishes*, 61(1), 47-55.
- Snyder, W. E., & Evans, E. W. (2006). Ecological effects of invasive arthropod generalist predators. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 37, 95-122.
- Stohlgren, T. J., Barnett, D., Flather, C., Fuller, P., Peterjohn, B., Kartesz, J., & Master, L. L. (2006). Species richness and patterns of invasion in plants, birds, and fishes in the United States. *Biological Invasions*, 8(3), 427-447.
- Straka, M., & Sychra, J. (2007). Determinační kurz makrozoobentosu: Coleoptera. Ústav botaniky a zoologie Přírodovědecké fakulty Masarykovy univerzity a Výzkumný ústav vodohospodářský TG Masaryka, Brno.

- Straka, M., Kment, P., Sychra, J., & Helešic, J. (2009). The proposed Úvalský rybník Nature Monument, an important refuge for wetland insects in South Moravia (Czech Republic): A species inventory of Odonata, Heteroptera and Coleoptera (partim) with the first Czech record of *Corixa panzeri* (Corixidae). *Acta Musei Moraviae, Scientiae Biologicae*, 94, 87-116.
- Strand, D. A., Jussila, J., Johnsen, S. I., Viljamaa-Dirks, S., Edsman, L., Wiik-Nielsen, J., & Vrålstad, T. (2014). Detection of crayfish plague spores in large freshwater systems. *Journal of Applied Ecology*, 51(2), 544-553.
- Strayer, D. L. (2010). Alien species in fresh waters: ecological effects, interactions with other stressors, and prospects for the future. *Freshwater Biology*, 55, 152-174.
- Studemann, D., Landolt, P., Sartori, M., Hefti, P., Tomka, I. (1992). Ephemeroptera. *Insecta Helvetica* 9, Schweiz. Entomol. Ges., 174 pp.
- Tolkamp, H. H. (1985). Biological assessment of water quality in running water using macroinvertebrates: a case study for Limburg, The Netherlands. *Water Science and Technology*, 17(6-7), 867-878.
- Turchini, G. M., & De Silva, S. S. (2008). Bio-economical and ethical impacts of alien finfish culture in European inland waters. *Aquaculture International*, 16(3), 243-272.
- Twardochleb, L. A., Olden, J. D., & Larson, E. R. (2013). A global meta-analysis of the ecological impacts of nonnative crayfish. *Freshwater Science*, 32(4), 1367-1382.
- Väinölä, R., Witt, J. D. S., Grabowski, M., Bradbury, J. H., Jazdzewski, K. & Sket, B. (2008). Global diversity of amphipods (Amphipoda; Crustacea) in freshwater. *Hydrobiologia* 595: 241-255.
- van Riel, M. C., Healy, E. P., van der Velde, G., & bij de Vaate, A. (2007). Interference competition among native and invader amphipods. *Acta Oecologica*, 31(3), 282-289.
- Vander Zanden, M. J., Casselman, J. M., & Rasmussen, J. B. (1999). Stable isotope evidence for the food web consequences of species invasions in lakes. *Nature*, 401(6752), 464.
- Verhelst, P., Boets, P., Van Thuyne, G., Verreycken, H., Goethals, P. L., & Mouton, A. M. (2016). The distribution of an invasive fish species is highly affected by the presence of native fish species: evidence based on species distribution modelling. *Biological Invasions*, 18(2), 427-444.
- Verovnik, R., Sket, B., & Trontelj, P. (2005). The colonization of Europe by the freshwater crustacean *Asellus aquaticus* (Crustacea: Isopoda) proceeded from ancient refugia and was directed by habitat connectivity. *Molecular Ecology*, 14(14), 4355-4369.
- Wallace, I. D., Wallace, B., & Philipson, G. N. (1990). A Key to the Case-Bearing Caddis Larvae of Britain and Ireland. *Freshwater Biology, Ass. Sci. Publ.*:51, 237 pp.
- Waringer, J., & Graf, W. (2011). Atlas of Central European Trichoptera Larvae.
- Westman, K. (2002). Alien crayfish in Europe: negative and positive impacts and interactions with native crayfish. In *Invasive aquatic species of Europe. Distribution, impacts and management* (pp. 76-95). Springer, Dordrecht.
- Wiegleb, J., Kotterba, P., Hammer, C., & Oesterwind, D. (2018). Predation of the round goby (*Neogobius melanostomus* Pallas, 1814) on Atlantic herring eggs in the Western Baltic Sea. *Marine Biology Research*, 14(9-10), 989-1003.
- Wu, S. H., Sun, H. T., Teng, Y. C., Rejmánek, M., Chaw, S. M., Yang, T. Y. A., & Hsieh, C. F. (2010). Patterns of plant invasions in China: Taxonomic, biogeographic, climatic approaches and anthropogenic effects. *Biological Invasions*, 12(7), 2179-2206.

Yavno, S., & Corkum, L. D. (2011). Round goby *Neogobius melanostomus* attraction to conspecific and heterospecific egg odours. *Journal of fish biology*, 78(7), 1944-1953.

7.1. Internetové zdroje

DAISIE (2018). "Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe."

<<http://www.europe-aliens.org/>>

EASIN (2018). "European Alien Species Information Network."

<<https://easin.jrc.ec.europa.eu/easin>>

FAO (2018). "Food and Agriculture Organization of the United Nations."

<<http://www.fao.org/home/en/>>

FishBase (2018). "FishBase : A Global Information System on Fishes."

<<https://www.fishbase.org/>>

Googlemaps (2019). "Googlemaps."

<<https://www.google.cz/maps/>>

HEIS VÚV (2019). "Hydroekologický informační systém VÚV TGM. TGM WRI Hydroecological Information System. "

<<https://heis.vuv.cz/data/webmap/datovesady/projekty/eeacrayfish2015/default.asp?lang=cs&tab=6&wmap=>>

Wikipedie (2018). "Otevřená encyklopedie."

< <https://cs.wikipedia.org/wiki/Labe>>

8. Seznam zkratk

AIS – vodní invazivní druh; z anglického aquatic invasive species

ASPT – průměrné biologické skóre; z anglického Average Score per Taxon

BMWP – biologické skóre; z anglického Biological Monitoring Working Party Score

ČOV – čistírna odpadních vod

CHRO – chráněná rybí oblast

MO – místní organizace

SI – saprobní index

SU – systematická jednotka; z anglického systematic units

9. Seznam map

Obr. č. 17: Legenda k ručně zakresleným mapám.

Obr. č. 18: Zakreslená mapa lokality soutoku Ohře a Čepele (OC1).

Obr. č. 19: Zakreslená mapa lokality Čepele nad soutokem s Ohří (OC2).

Obr. č. 20: Zakreslená mapa lokality Milešovského potoka nad soutokem s Labe (LM1).

Obr. č. 21: Zakreslená mapa lokality horního úseku Milešovského potoka (LM2).

Obr. č. 22: Zakreslená mapa lokality Ploučnice nad soutokem s Labe (LP1).

Obr. č. 23: Zakreslená mapa lokality horního úseku Ploučnice (LP2).

Obr. č. 24: Satelitní mapa lokality soutoku Ohře a Čepele – O1C (upraveno z Googlemaps, 2019).

Obr. č. 25: Satelitní mapa lokality Čepele nad soutokem s Ohří – OC1 (upraveno z Googlemaps, 2019).

Obr. č. 26: Satelitní mapa lokality horního úseku Čepele – OC2 (upraveno z Googlemaps, 2019).

Obr. č. 27: Satelitní mapa lokality soutoku Labe a Milešovského potoka – L2M (upraveno z Googlemaps, 2019).

Obr. č. 28: Satelitní mapa lokality Milešovského potoka nad soutokem s Labe – LM1 (upraveno z Googlemaps, 2019).

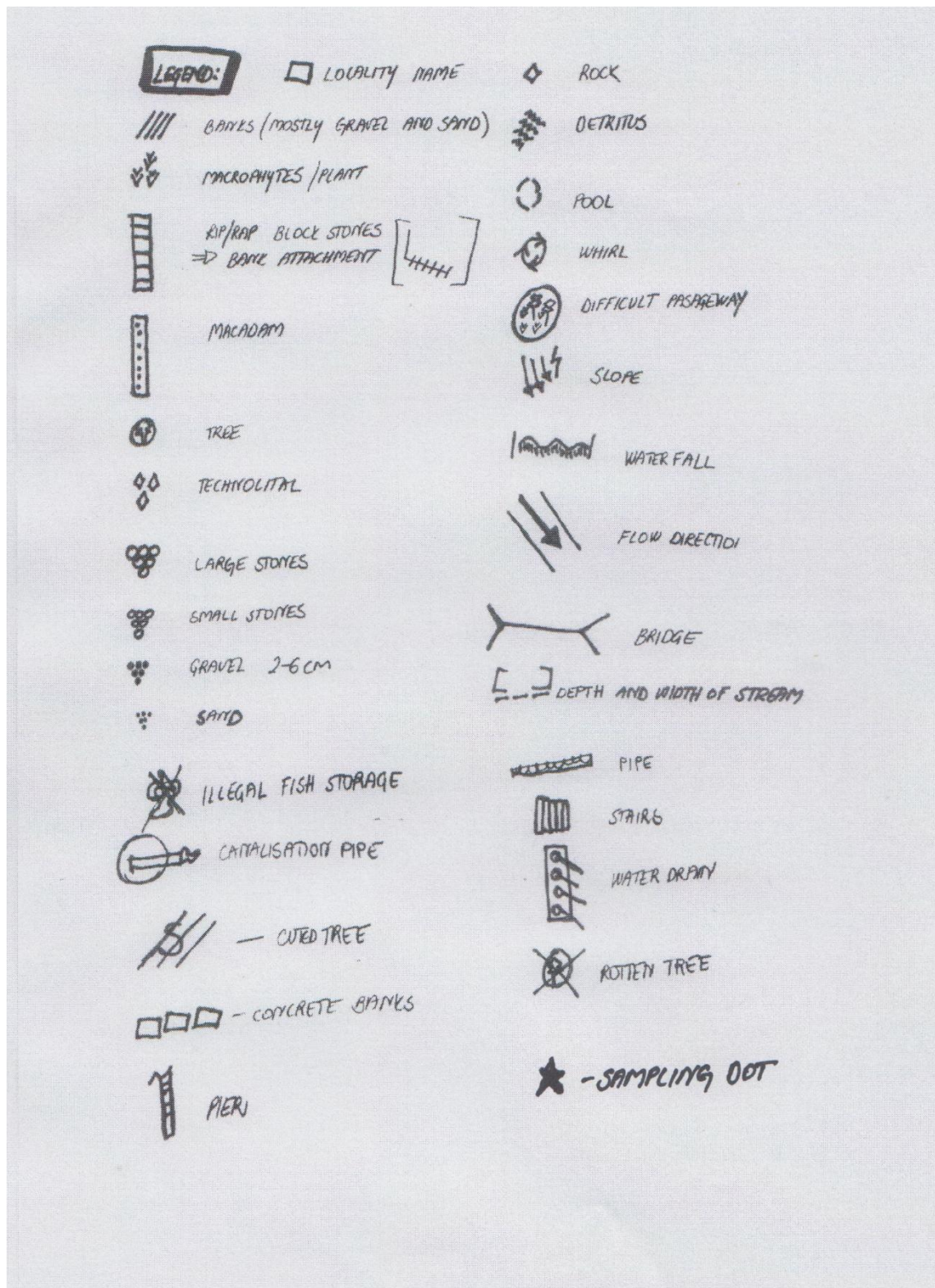
Obr. č. 29: Satelitní mapa lokality horního úseku Milešovského potoka – LM2 (upraveno z Googlemaps, 2019).

Obr. č. 30: Satelitní mapa lokality soutoku Labe a Ploučnice – L7P (upraveno z Googlemaps, 2019).

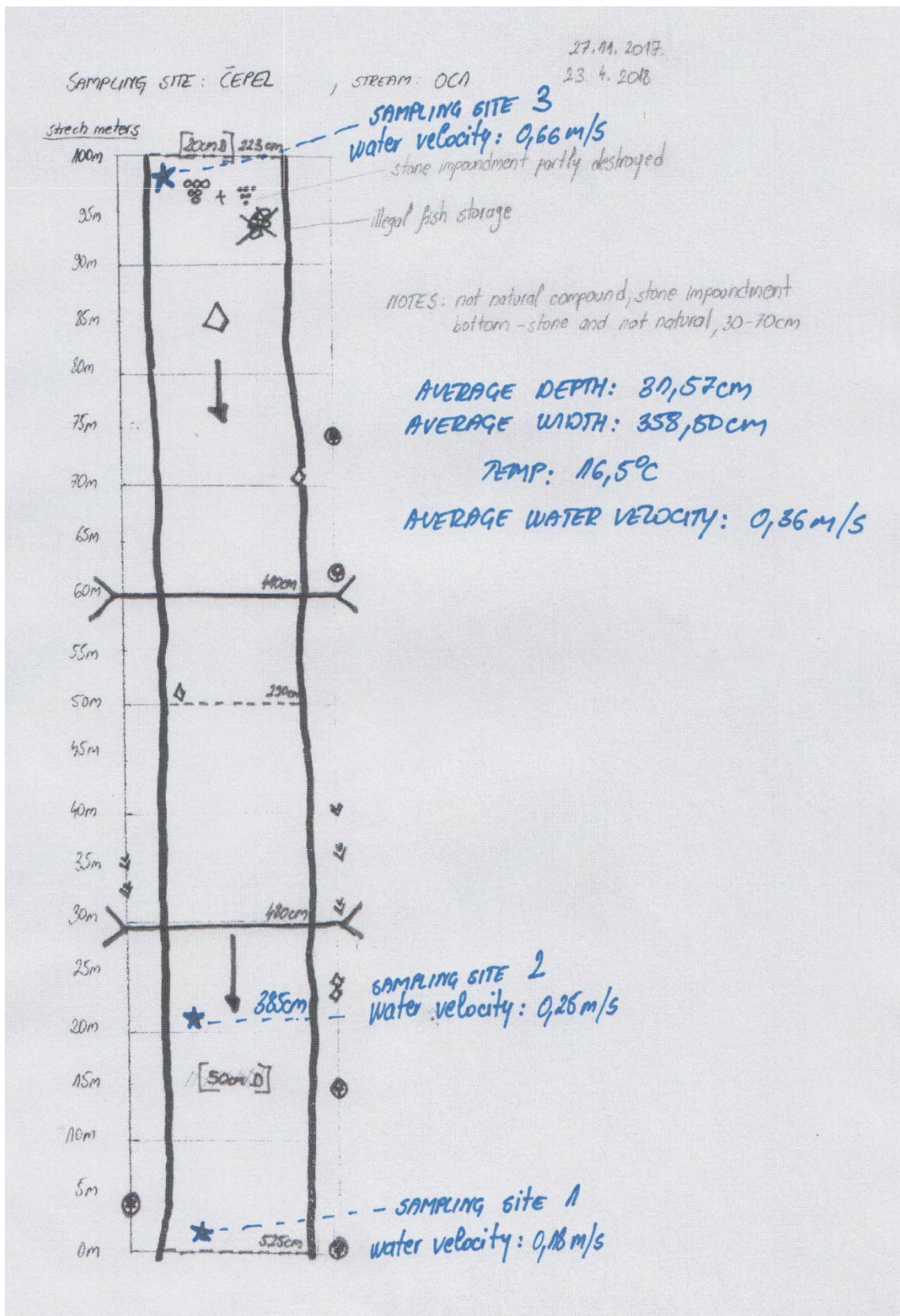
Obr. č. 31: Satelitní mapa lokality Ploučnice nad soutokem s Labe – LP1 (upraveno z Googlemaps, 2019).

Obr. č. 32: Satelitní mapa lokality horního úseku Ploučnice – LP2 (upraveno z Googlemaps, 2019).

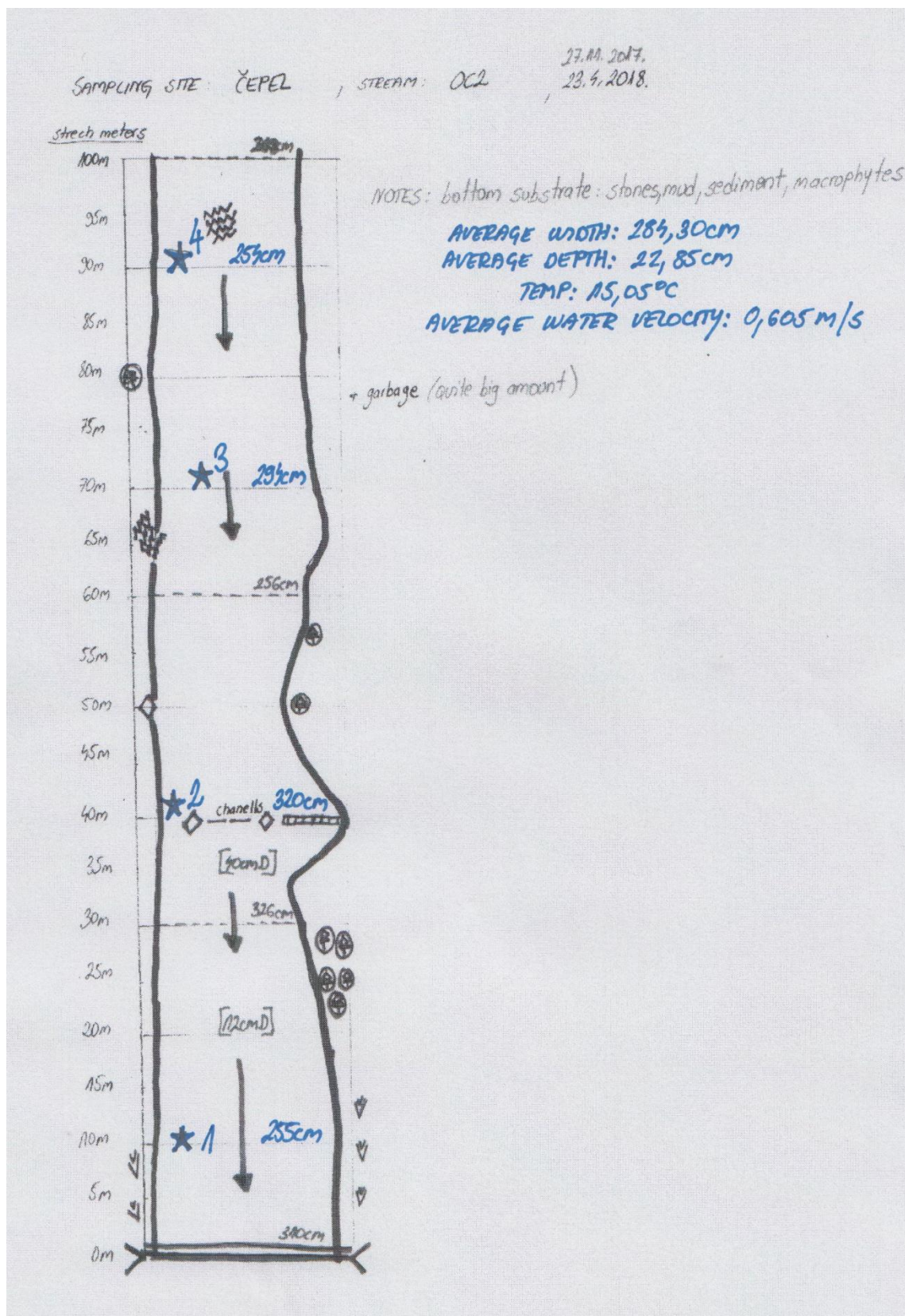
10. Mapy



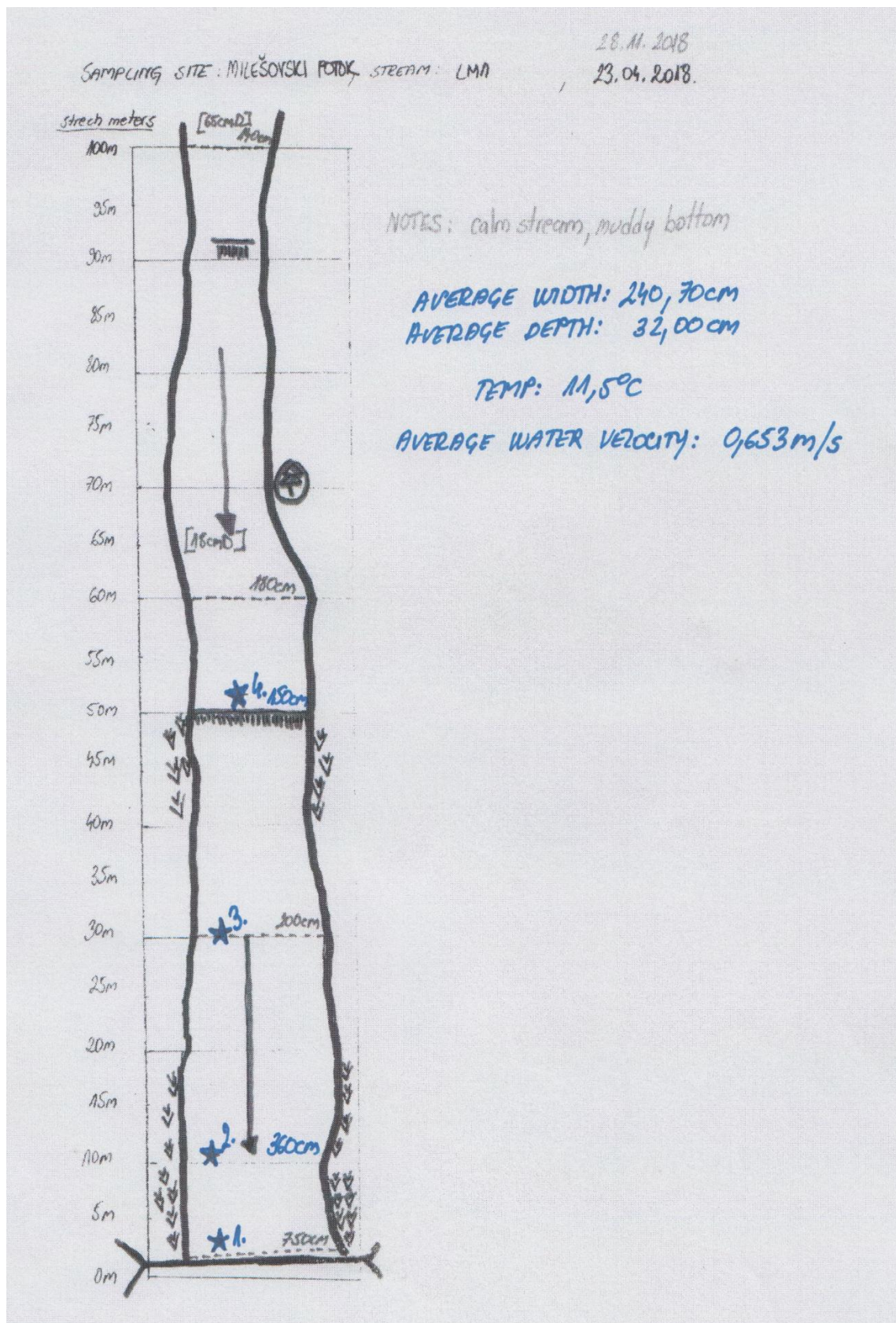
Obr. č. 17: Legenda k ručně zakresleným mapám.



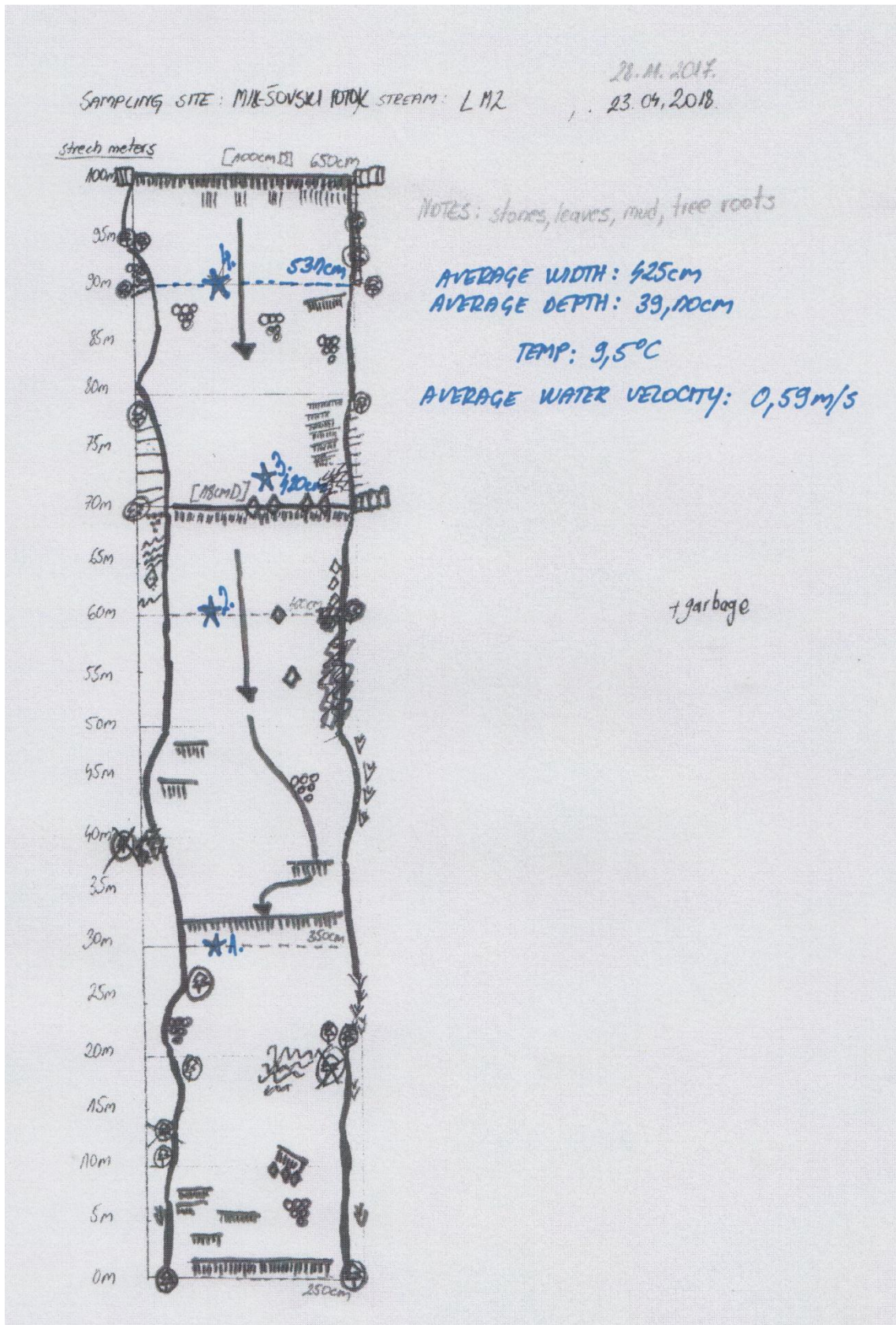
Obr. č. 18: Zakreslená mapa lokality soutoku Ohře a Čepele (OC1).



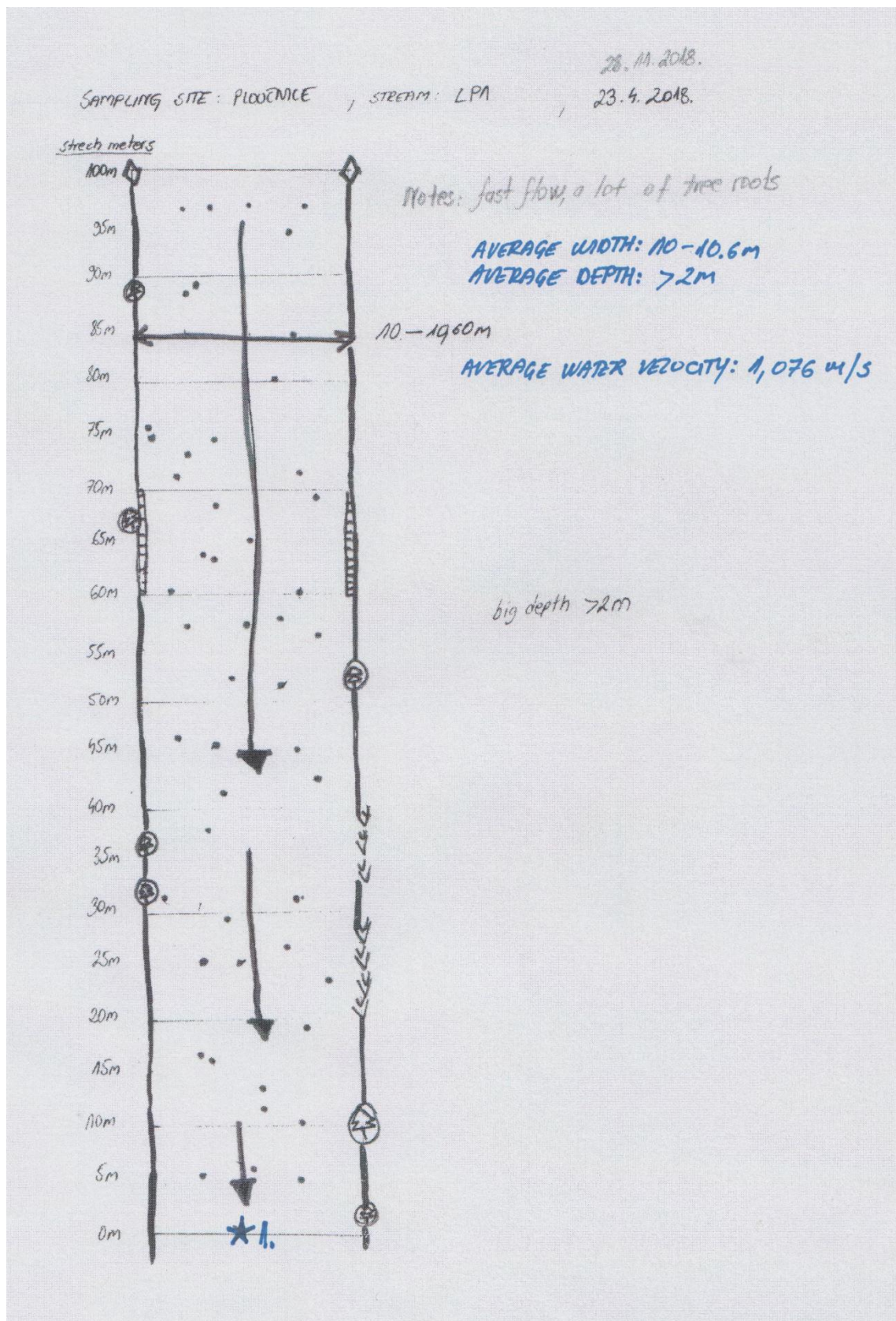
Obr. č. 19: Zakreslená mapa lokality Čepele nad soutokem s Ohří (OC2).



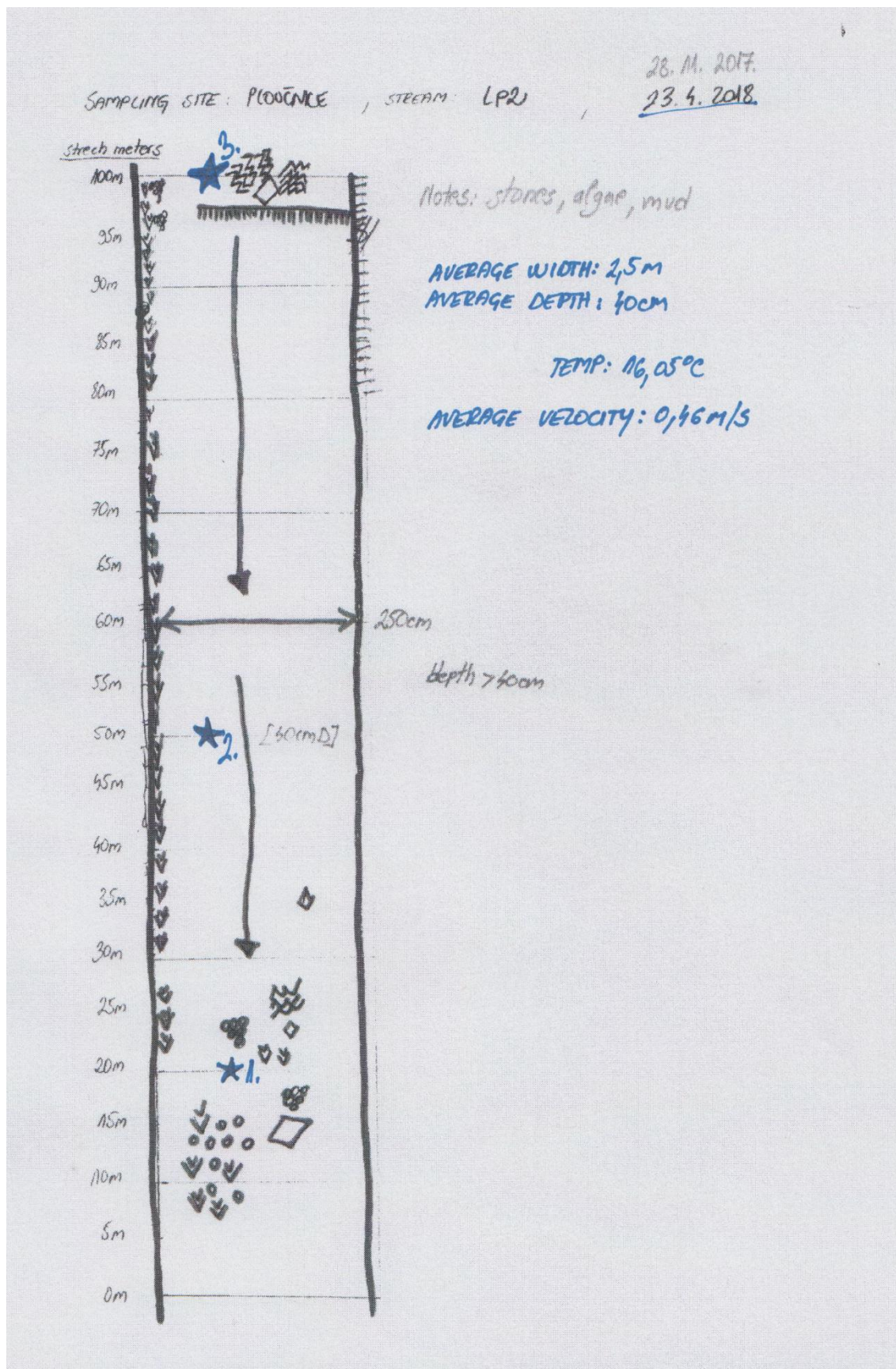
Obr. č. 20: Zakreslená mapa lokality Milešovského potoka nad soutokem s Labe (LM1).



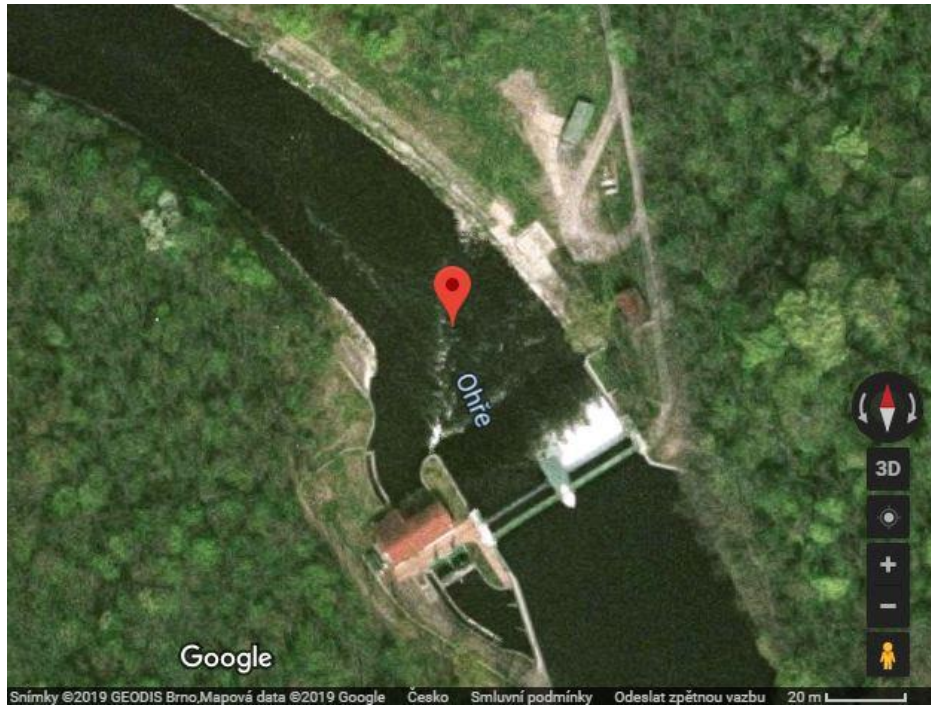
Obr. č. 21: Zakreslená mapa lokality horního úseku Milešovského potoka (LM2).



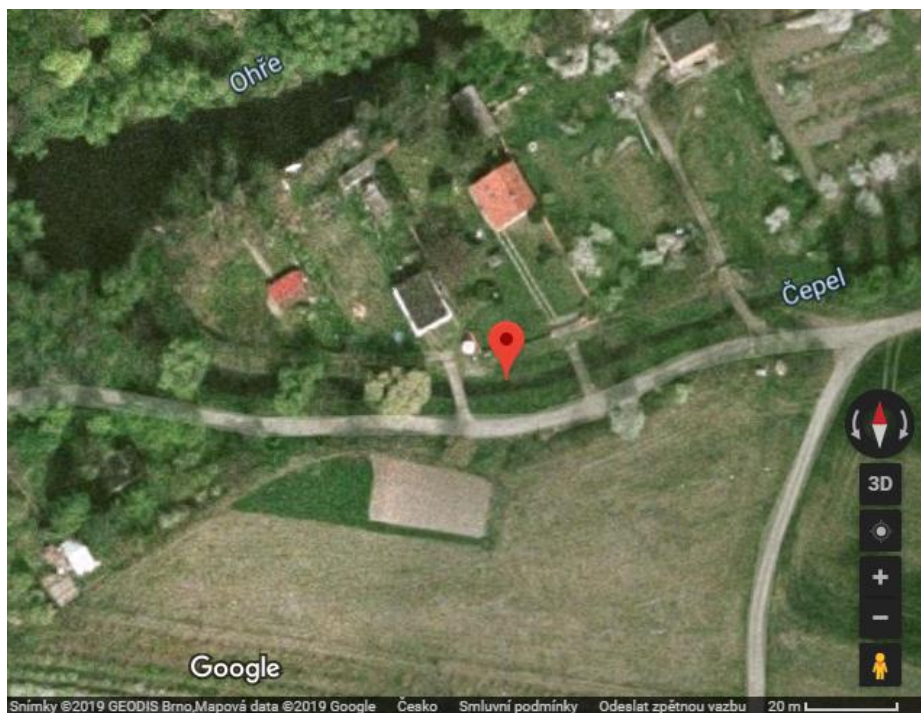
Obr. č. 22: Zakreslená mapa lokality Ploučnice nad soutokem s Labe (LP1).



Obr. č. 23: Zakreslená mapa lokality horního úseku Ploučnice (LP2).



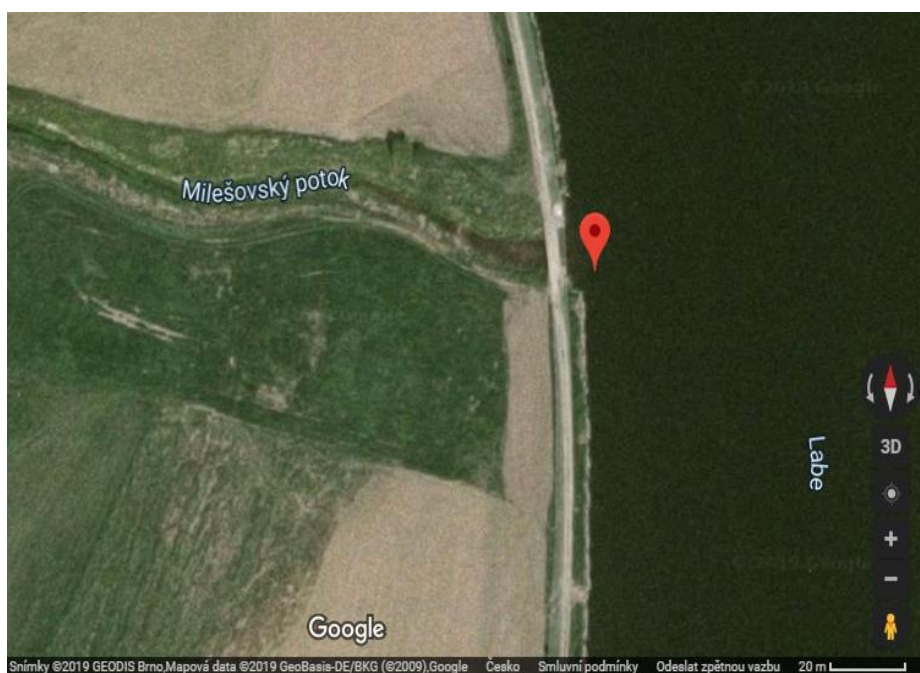
Obr. č. 24: Satelitní mapa lokality soutoku Ohře a Čepel – O1C (upraveno z Googlemaps, 2019).



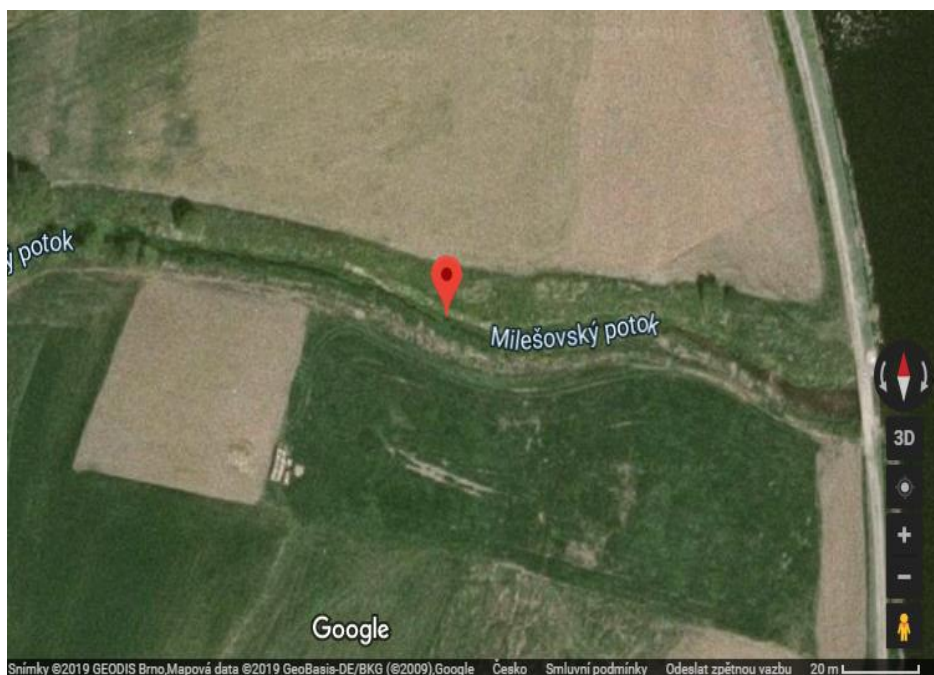
Obr. č. 25: Satelitní mapa lokality Čepel nad soutokem s Ohří – OC1 (upraveno z Googlemaps, 2019).



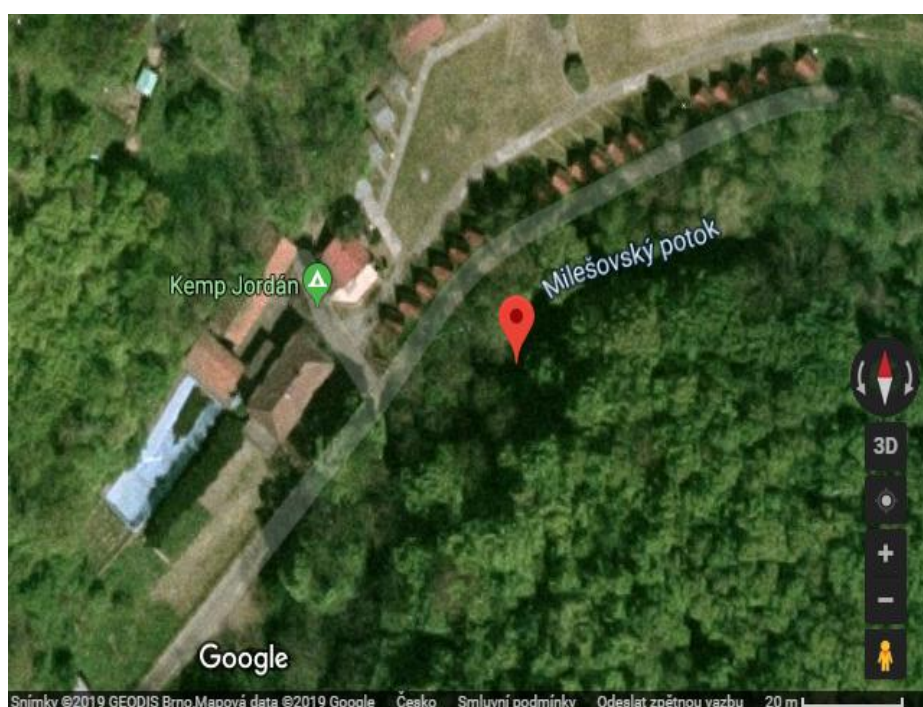
Obr. č. 26: Satelitní mapa lokality horního úseku Čepele – OC2 (upraveno z Googlemaps, 2019).



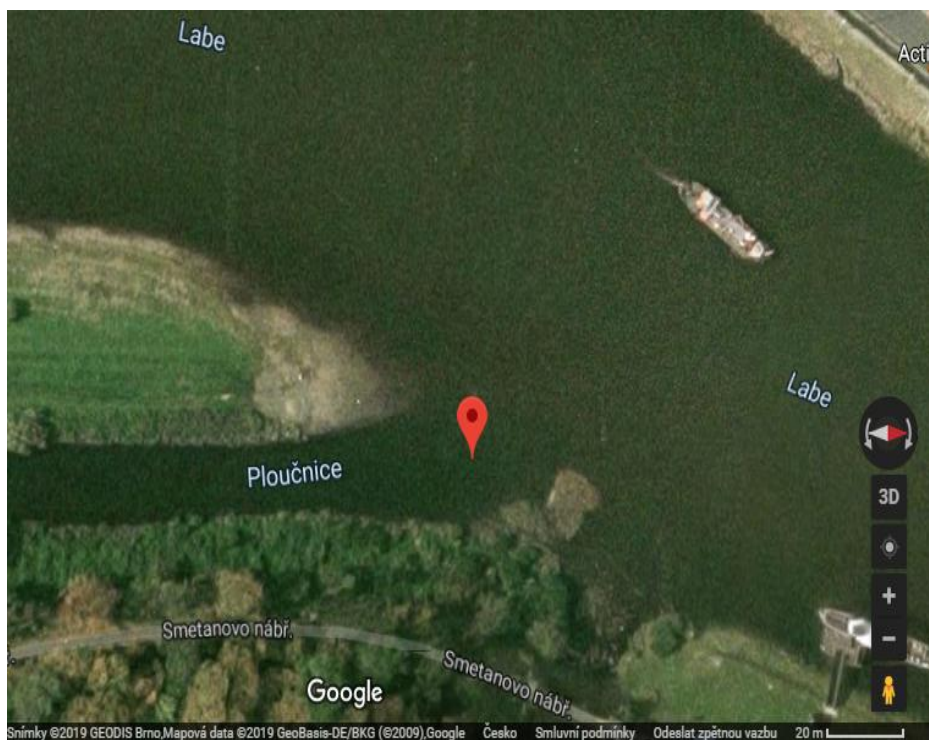
Obr. č. 27: Satelitní mapa lokality soutoku Labe a Milešovského potoka – L2M (upraveno z Googlemaps, 2019).



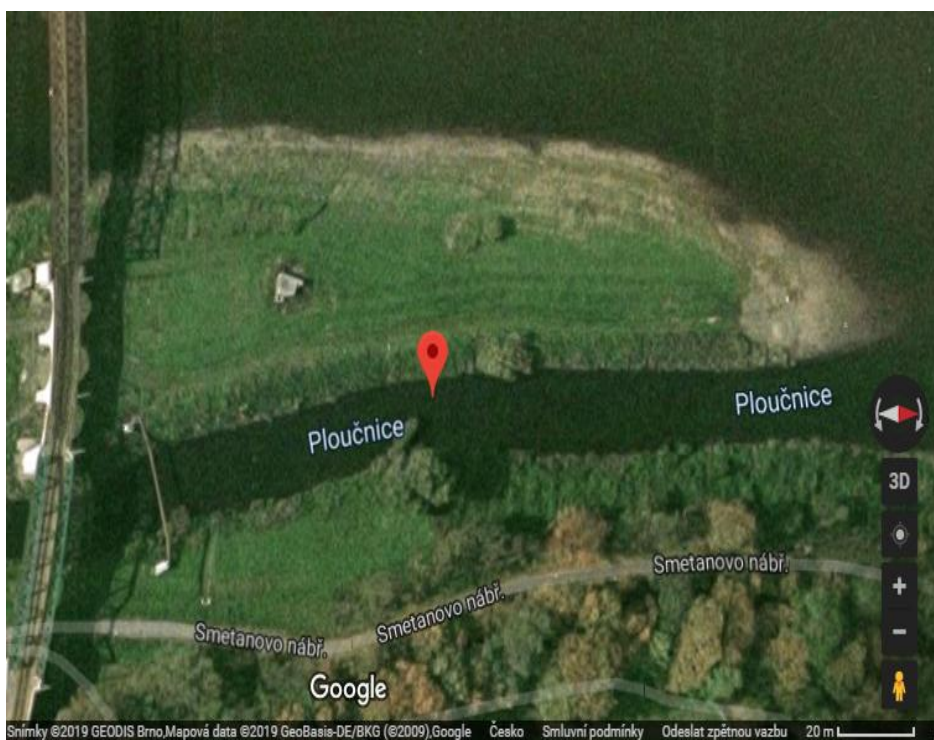
Obr. č. 28: Satelitní mapa lokality Milešovského potoka nad soutokem s Labe – LM1 (upraveno z Goglemaps, 2019).



Obr. č. 29: Satelitní mapa lokality horního úseku Milešovského potoka – LM2 (upraveno z Goglemaps, 2019).



Obr. č. 30: Satelitní mapa lokality soutoku Labe a Ploučnice – L7P (upraveno z Googlemaps, 2019).



Obr. č. 31: Satelitní mapa lokality Ploučnice nad soutokem s Labe – LP1 (upraveno z Googlemaps, 2019).



Obr. č. 32: Satelitní mapa lokality horního úseku Ploučnice – LP2 (upraveno z Googlemaps, 2019).

11. Seznam příloh

Obr. č. 33: Přebírání vzorků bentosu od detritu a jiného materiálu.

Obr. č. 34: Ukládání vzorků bentosu do plastových vzorkovnic s technickým lihem.

Obr. č. 35: Přebírání a třídění vzorků bentosu.

Obr. č. 36: Determinace a zaznamenávání bentosu do připravených tabulek.

Obr. č. 37: Determinace, měření, vážení a zaznamenávání ulovených raků.

Obr. č. 38: Vážení dospělého jedince raka pruhovaného.

Obr. č. 39: Odlov raků pomocí sítěk na lokalitě LM1.

Obr. č. 40: Stížený odlov raků na soutoku Milešovského p. a Labe (L2M).

Obr. č. 41: Odlov elektrickým agregátem na řece Labe.

Obr. č. 42: Hlaváč černoústý nad haltýřem pro přechodné uchování odlovených ryb.

Obr. č. 43: Měření délky těla a celkové délky těla u sumečka amerického.

Obr. č. 44: Vážení hlaváče čenoústého.

Graf č. 12: Procentuální vyjádření biomasy ulovených druhů ryb na úseku O1C (Ohře pod soutokem s Čepelí).

Graf č. 13: Procentuální vyjádření biomasy ulovených druhů ryb na úseku OC1 (Čepel nad soutokem s Ohří).

Graf č. 14: Procentuální vyjádření biomasy ulovených druhů ryb na úseku OC2 (horní úsek Čepele).

Graf č. 15: Procentuální vyjádření biomasy ulovených druhů ryb na úseku L2M (Labe u soutoku Milešovského potoka).

Graf č. 16: Procentuální vyjádření biomasy ulovených druhů ryb na úseku LM1 (Milešovský potok nad soutokem s Labem).

Graf č. 17: Procentuální vyjádření biomasy ulovených druhů ryb na úseku LM2 (horní úsek Milešovského potoka).

Graf č. 18: Procentuální vyjádření biomasy ulovených druhů ryb na úseku L7P (Labe u soutoku s Ploučnicí).

Graf č. 19: Procentuální vyjádření biomasy ulovených druhů ryb na úseku LP1 (Ploučnice nad soutokem s Labe).

Graf č. 20: Procentuální vyjádření biomasy ulovených druhů ryb na úseku LP2 (horní úsek Ploučnice).

Tab. č. 27: Přehled průměrných délek těla (SL), průměrných celkových délek těla (TL), průměrných hmotností (W), a biomasy (g) na lokalitě O1C (Ohře pod soutokem s Čepelí).

Tab. č. 28: Přehled průměrných délek těla (SL), průměrných celkových délek těla (TL), průměrných hmotností (W), a biomasy (g) na lokalitě OC1 (Čepel nad soutokem s Ohří).

Tab. č. 29: Přehled průměrných délek těla (SL), průměrných celkových délek těla (TL), průměrných hmotností (W), a biomasy (g) na lokalitě OC2 (horní úsek Čepele).

Tab. č. 30: Přehled průměrných délek těla (SL), průměrných celkových délek těla (TL), průměrných hmotností (W), a biomasy (g) na lokalitě L2M (Labe u soutoku Milešovského potoka).

Tab. č. 31: Přehled průměrných délek těla (SL), průměrných celkových délek těla (TL), průměrných hmotností (W), a biomasy (g) na lokalitě LM1 (Milešovský potok nad soutokem s Labem).

Tab. č. 32: Přehled průměrných délek těla (SL), průměrných celkových délek těla (TL), průměrných hmotností (W), a biomasy (g) na lokalitě LM2 (horní úsek Milešovského potoka).

Tab. č. 33: Přehled průměrných délek těla (SL), průměrných celkových délek těla (TL), průměrných hmotností (W), a biomasy (g) na lokalitě L7P (Labe u soutoku s Ploučnicí).

Tab. č. 34: Přehled průměrných délek těla (SL), průměrných celkových délek těla (TL), průměrných hmotností (W), a biomasy (g) na lokalitě LP1 (Ploučnice nad soutokem s Labem).

Tab. č. 35: Přehled průměrných délek těla (SL), průměrných celkových délek těla (TL), průměrných hmotností (W), a biomasy (g) na lokalitě LP2 (horní úsek Ploučnice).

12. Přílohy



Obr. č. 33: Přebírání vzorků bentosu od detritu a jiného materiálu.



Obr. č. 34: Ukládání vzorků bentosu do plastových vzorkovnic s technickým lihem.



Obr. č. 35: Přebírání a třídění vzorků bentosu.



Obr. č. 36: Determinace a zaznamenávání bentosu do připravených tabulek.



Obr. č. 37: Determinace, měření, vážení a následné zaznamenávání ulovených raků.



Obr. č. 38: Vážení dospělého jedince raka pruhovaného.



Obr. č. 39: Odlov raků pomocí sítěk na lokalitě LM1.



Obr. č. 40: Stížený odlov raků na soutoku Milešovského p. a Labe (L2M).



Obr. č. 41: Odlov elektrickým agregátem na řece Labe.



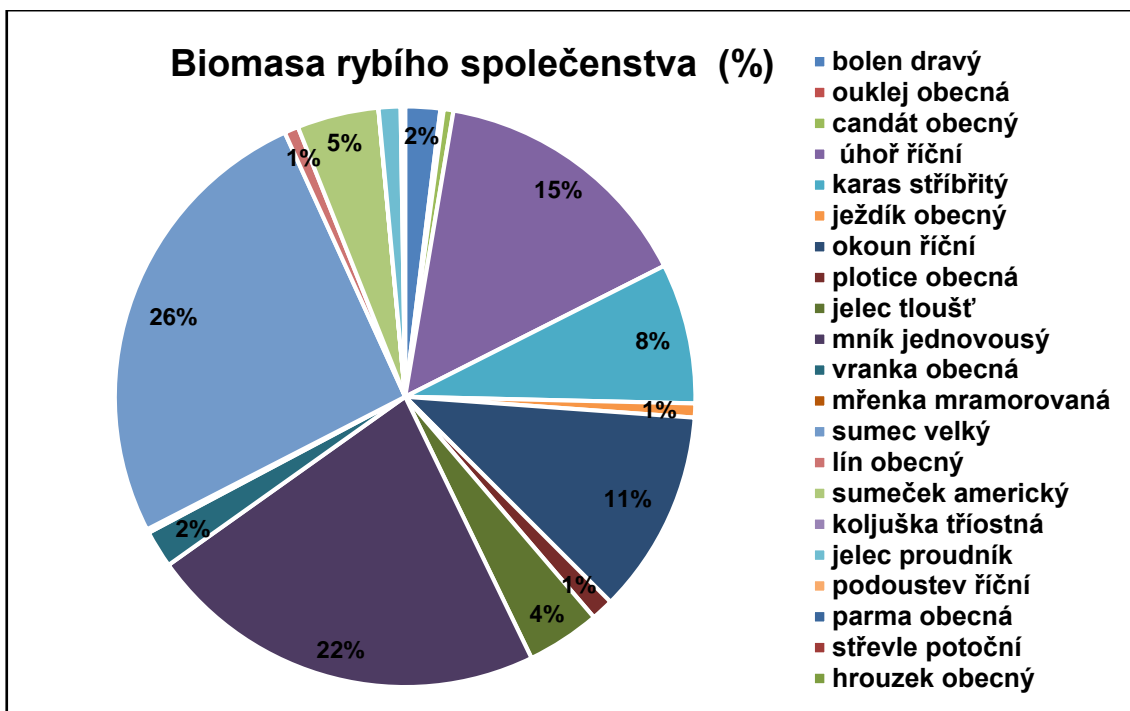
Obr. č. 42: Hlaváč černoústý nad haltýřem pro přechodné uchování odlovených ryb.



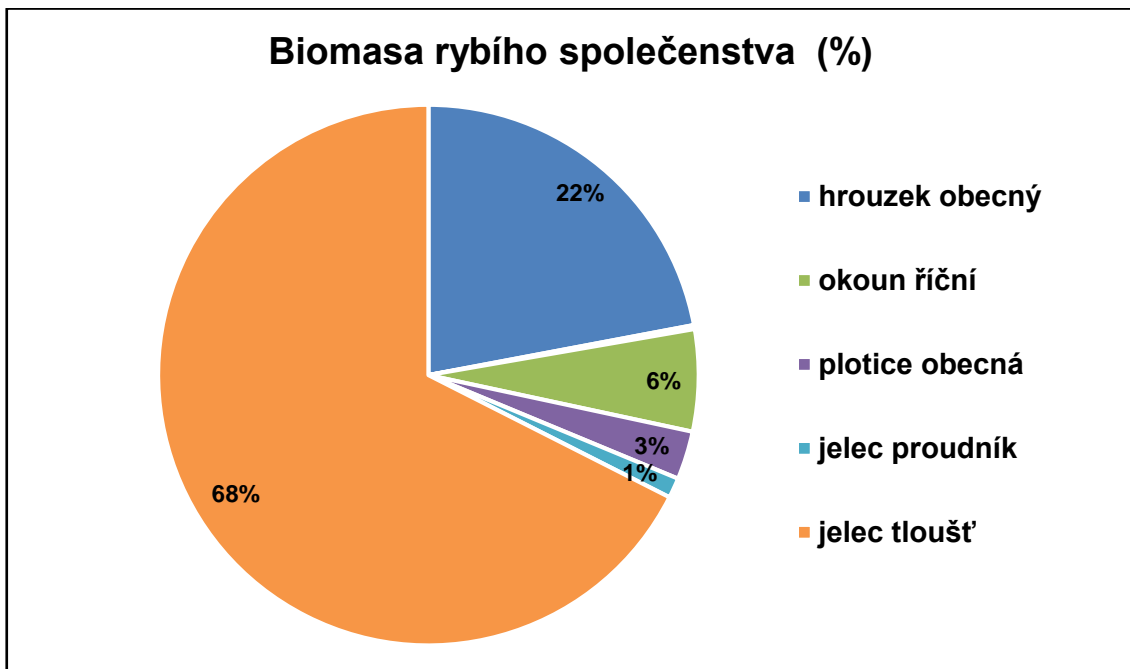
Obr. č. 43: Měření délky těla a celkové délky těla u sumečka amerického.



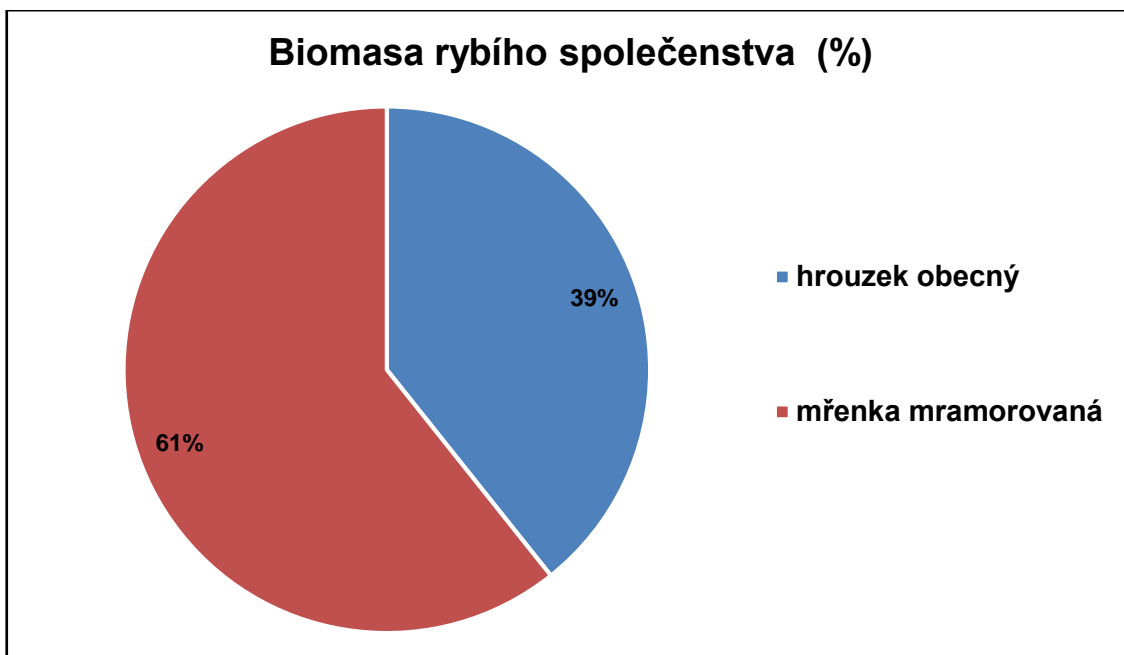
Obr. č. 44: Vážení hlaváče čenoústého.



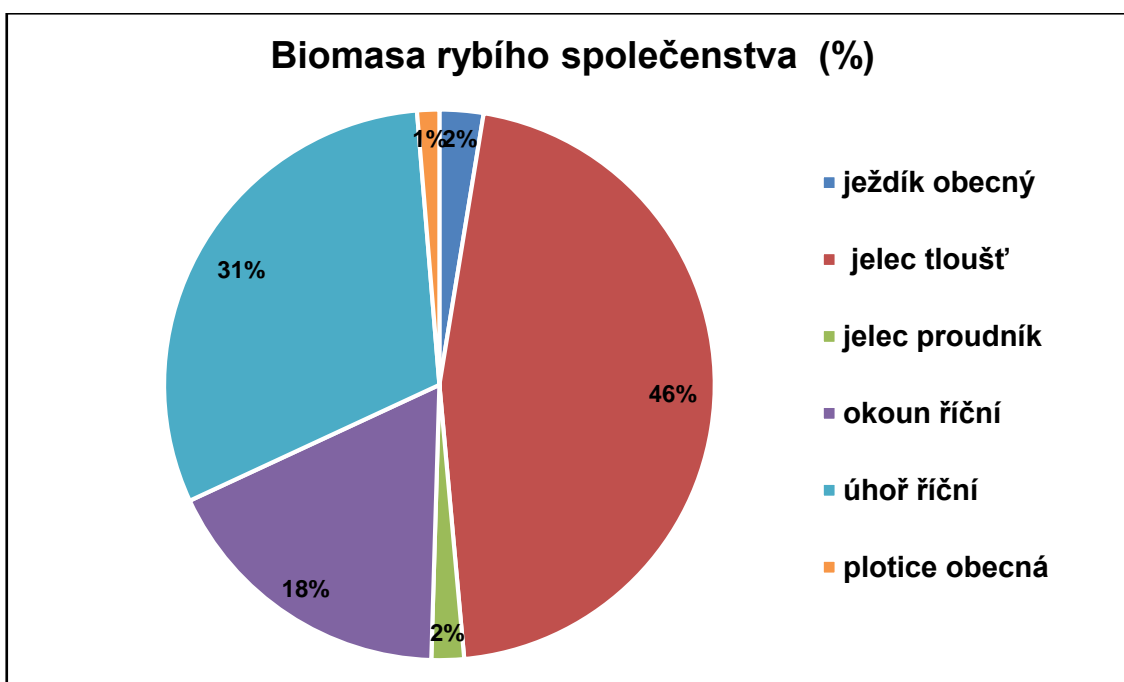
Graf č. 12: Procentuální vyjádření biomasy ulovených druhů ryb na úseku O1C (Ohře pod soutokem s Čepelí).



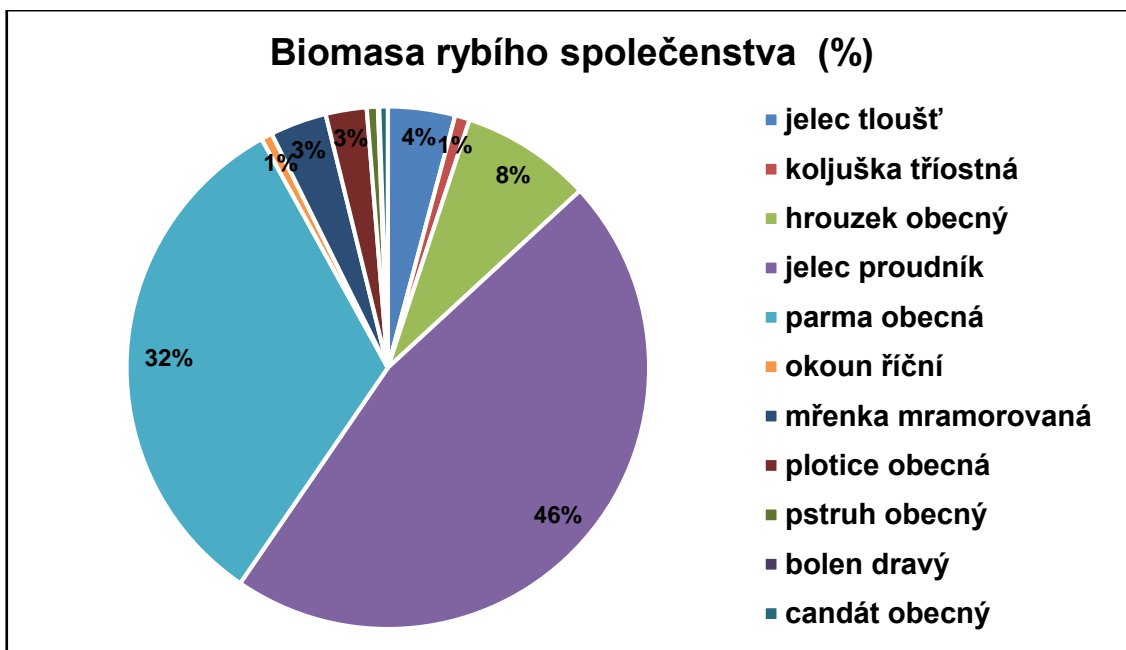
Graf č. 13: Procentuální vyjádření biomasy ulovených druhů ryb na úseku OC1 (Čepel nad soutokem s Ohří).



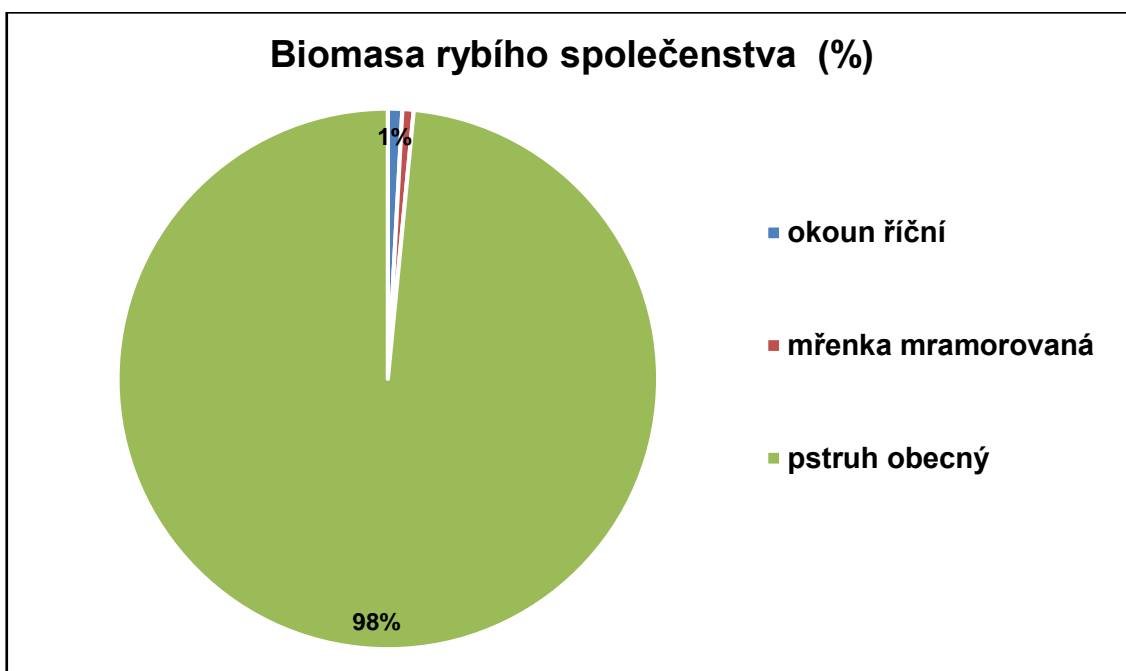
Graf č. 14: Procentuální vyjádření biomasy ulovených druhů ryb na úseku OC2 (horní úsek Čepele)



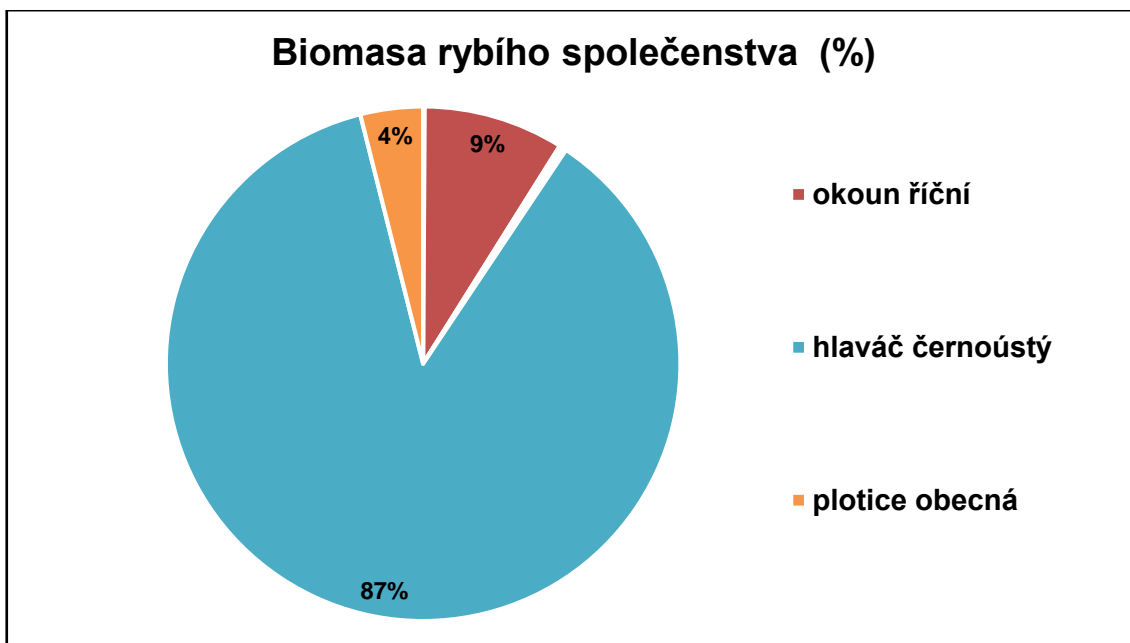
Graf č. 15: Procentuální vyjádření biomasy ulovených druhů ryb na úseku L2M (Labe u soutoku Milešovského potoka).



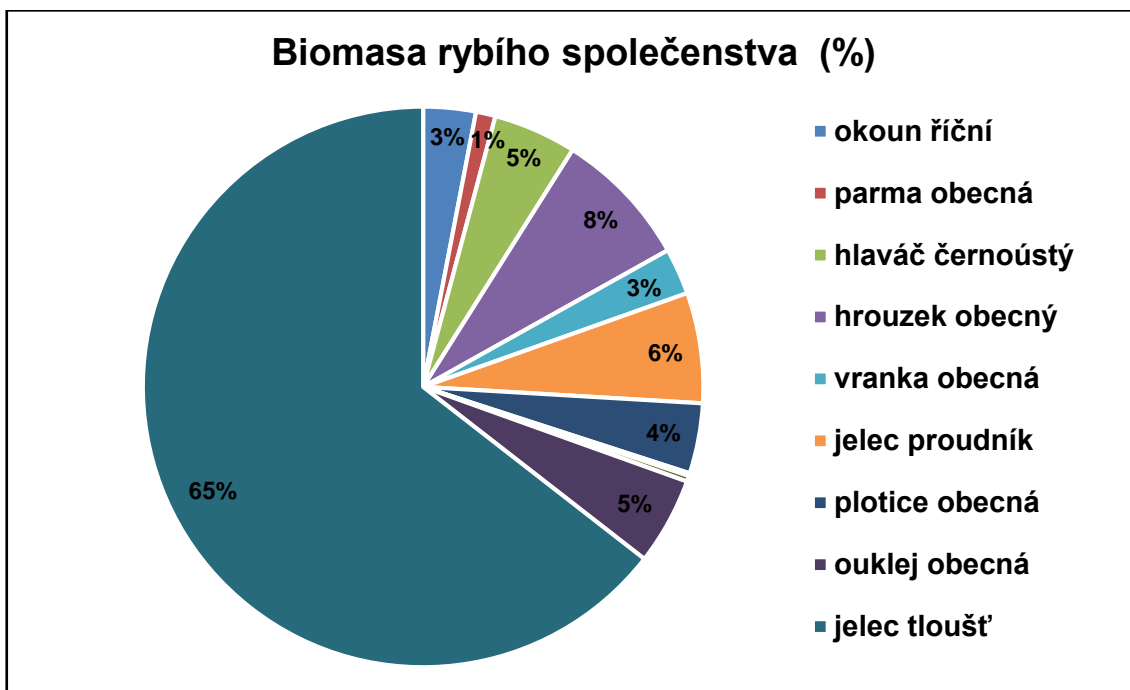
Graf č. 16: Procentuální vyjádření biomasy ulovených druhů ryb na úseku LM1 (Milešovský potok nad soutokem s Labem).



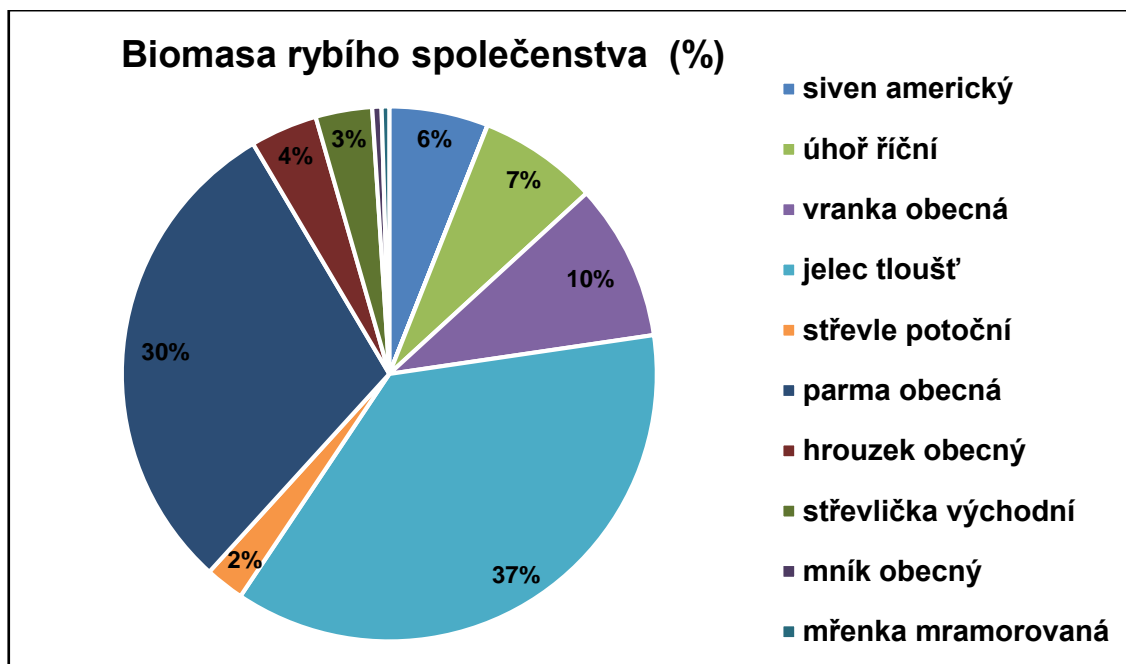
Graf č. 17: Procentuální vyjádření biomasy ulovených druhů ryb na úseku LM2 (horní úsek Milešovského potoka).



Graf č. 18: Procentuální vyjádření biomasy ulovených druhů ryb na úseku L7P (Labe u soutoku s Ploučnicí).



Graf č. 19: Procentuální vyjádření biomasy ulovených druhů ryb na úseku LP1 (Ploučnice nad soutokem s Labe).



Graf č. 20: Procentuální vyjádření biomasy ulovených druhů ryb na úseku LP2 (horní úsek Ploučnice).

Tab. č. 27: Přehled průměrných délek těla (SL), průměrných celkových délek těla (TL), průměrných hmotností (W), a biomasy (g) na lokalitě O1C (Ohře pod soutokem s Čepelí).

	TL ± SEM (mm)	SL ± SEM (mm)	W ± SEM (g)	biomasa (g)
bolen dravý	83,5 ± 35,5	71,8 ± 34,5	14,5 ± 25,1	58
candát obecný	143	115	16,1	16,1
hrouzek obecný	50 ± 7,1	42,5 ± 6,4	1,1 ± 0,7	2,2
jelec proudník	48,8 ± 5,5	40,8 ± 5,1	0,7 ± 0,5	36,3
jelec tloušť	79,2 ± 48,6	67,2 ± 41,1	12,2 ± 28,4	122,1
ježdík obecný	90,3 ± 25,8	77 ± 21,8	7,8 ± 5,6	23,3
karas stříbřitý	156 ± 51,3	129 ± 45,5	77,6 ± 74,1	232,8
koljuška tříostná	37	32	0,2	0,2
lín obecný	120	95	23,4	23,4
mník jednovousý	174,6 ± 13,1	165,3 ± 13,6	35 ± 11,2	665,3
mřenka mramorovaná	83	74	6,2	6,2
okoun říční	86 ± 22,8	74,2 ± 21,9	8,9 ± 11,2	337,9
ouklej obecná	45,3 ± 8,7	37,9 ± 7,1	0,4 ± 0,3	5,40
parma obecná	30	26	0,1	0,1
plotice obecná	52,7 ± 8,7	42,8 ± 6,7	1,3 ± 0,8	37
podoustev říční	56	48	2,5	2,5
střevle potoční	67	56	2,6	2,6
sumec velký	230 ± 233,9	210,3 ± 212,8	255,7 ± 417,8	767
sumeček americký	216	186	135,5	135,5
úhoř říční	321,4 ± 98,9	-	63,3 ± 48	443,4
vranka obecná	77,3 ± 0,6	65,7 ± 0,6	4,4 ± 1,9	61,9

Tab. č. 28: Přehled průměrných délek těla (SL), průměrných celkových délek těla (TL), průměrných hmotností (W), a biomasy (g) na lokalitě OC1 (Čepel nad soutokem s Ohří).

	TL ± SEM (mm)	SL ± SEM (mm)	W ± SEM (g)	biomasa (g)
hrouzek obecný	106,1 ± 8,3	88,5 ± 9,3	10,5 ± 3,2	1260,1
jelec proudník	130 ± 2,7	107 ± 2	23 ± 0,9	69
jelec tloušť	159,5 ± 50,9	134,6 ± 42,5	52,9 ± 53,3	3862,4
mřenka mramorovaná	59,2 ± 33,5	50,6 ± 28,6	2,7 ± 3,1	13,6
okoun říční	142,8 ± 34,6	123,5 ± 29,3	34,8 ± 20,2	348,4
plotice obecná	139,3 ± 51	118,3 ± 47,2	41,4 ± 54,2	165,7

Tab. č. 29: Přehled průměrných délek těla (SL), průměrných celkových délek těla (TL), průměrných hmotností (W), a biomasy (g) na lokalitě OC2 (horní úsek Čepele).

	TL ± SEM (mm)	SL ± SEM (mm)	W ± SEM (g)	biomasa (g)
hrouzek obecný	96,9 ± 17,4	81,8 ± 14,7	9,4 ± 4,6	205,8
mřenka mramorovaná	56,1 ± 21	48,8 ± 17,8	2 ± 3,4	318

Tab. č. 30: Přehled průměrných délek těla (SL), průměrných celkových délek těla (TL), průměrných hmotností (W), a biomasy (g) na lokalitě L2M (Labe u soutoku Milešovského potoka).

	TL ± SEM (mm)	SL ± SEM (mm)	W ± SEM (g)	biomasa (g)
jelec proudník	90,7 ± 13,6	75,3 ± 13,3	7,2 ± 3,5	21,5
jelec tloušť	134,6 ± 49,9	113,9 ± 44,8	39,8 ± 64,2	517,9
ježdík obecný	69,5 ± 17	58 ± 17	4,8 ± 4,3	29
okoun říční	102,9 ± 37,2	88,9 ± 33,7	18 ± 24,2	198,4
plotice obecná	71,3 ± 6,9	58,3 ± 4,9	3,7 ± 1	14,7
úhoř říční	365 ± 205,1	-	172,4 ± 215,9	344,7

Tab. č. 31: Přehled průměrných délek těla (SL), průměrných celkových délek těla (TL), průměrných hmotností (W), a biomasy (g) na lokalitě LM1 (Milešovský potok nad soutokem s Labem).

	TL ± SEM (mm)	SL ± SEM (mm)	W ± SEM (g)	biomasa (g)
bolen dravý	68	55	2,3	2,3
candát obecný	102 ± 0	87 ± 4,2	7,6 ± 0,5	15,1
hrouzek obecný	81,4 ± 29,5	67,5 ± 24,5	6,3 ± 5	231,9
jelec proudník	82,8 ± 29,5	67,8 ± 24,5	8,7 ± 21,3	1331,6
jelec tloušť	103,8 ± 13,5	86,5 ± 12,2	11,9 ± 5,2	119,3
koljuška tříostná	56,6 ± 7,8	51 ± 8	5,2 ± 7,2	26,1
mřenka mramorovaná	85,2 ± 22,2	72,4 ± 19,8	5,9 ± 3,9	100,5
okoun říční	78 ± 5,5	65,8 ± 4,4	5 ± 1,5	19,9
parma obecná	495	405	930	930
plotice obecná	76,2 ± 4,4	61,5 ± 3,8	4,3 ± 0,7	72,7
pstruh obecný	98,5 ± 2,1	85 ± 1,4	9,9 ± 0,4	19,8

Tab. č. 32: Přehled průměrných délek těla (SL), průměrných celkových délek těla (TL), průměrných hmotností (W), a biomasy (g) na lokalitě LM2 (horní úsek Milešovského potoka).

	TL ± SEM (mm)	SL ± SEM (mm)	W ± SEM (g)	biomasa (g)
mřenka mramorovaná	142,5 ± 26,2	121 ± 21,2	21,7 ± 11,4	43,3
okoun říční	168	145	55,2	55,2
pstruh obecný	167,2 ± 50,9	147,4 ± 45,8	58,1 ± 64,1	6328,7

Tab. č. 33: Přehled průměrných délek těla (SL), průměrných celkových délek těla (TL), průměrných hmotností (W), a biomasy (g) na lokalitě L7P (Labe u soutoku s Ploučnicí).

	TL ± SEM (mm)	SL ± SEM (mm)	W ± SEM (g)	biomasa (g)
hlaváč černoústý	71,1 ± 15,5	60,1 ± 13,4	5,5 ± 3,1	888,5
jelec tloušť	62	52	2,4	2,4
mřenka mramorovaná	64	54	2,3	2,3
okoun říční	120 ± 91,9	106 ± 83,4	45,2 ± 61,7	90,4
parma obecná	36 ± 2,8	28 ± 2,8	0,5 ± 0	1
plotice obecná	50,1 ± 5,3	40,5 ± 4,8	1,2 ± 0,5	40,3

Tab. č. 34: Přehled průměrných délek těla (SL), průměrných celkových délek těla (TL), průměrných hmotností (W), a biomasy (g) na lokalitě LP1 (Ploučnice nad soutokem s Labem).

	TL ± SEM (mm)	SL ± SEM (mm)	W ± SEM (g)	biomasa (g)
bolen dravý	82,3 ± 2,5	66,7 ± 2,9	4,4 ± 1,3	13,1
hlaváč černoústý	71,3 ± 12,5	59,9 ± 11,1	5,3 ± 2,8	186,9
hrouzek obecný	126,1 ± 33,5	104,1 ± 27,8	20,6 ± 11,6	308,9
jelec proudník	164,6 ± 47,9	135,2 ± 38,8	49,6 ± 38,8	247,9
jelec tloušť	233,9 ± 90,1	196,5 ± 78,2	209,2 ± 243,2	2510,2
mřenka mramorovaná	96	80	6,2	6,2
okoun říční	99,5 ± 48,5	85,2 ± 43,2	19,7 ± 28,3	117,9
ouklej obecná	144,6 ± 12,9	119,3 ± 10,1	21,8 ± 5,3	196
parma obecná	124,3 ± 86,5	101,7 ± 72,5	14,6 ± 12,9	43,9
plotice obecná	80,5 ± 48,4	65,2 ± 39,2	14,3 ± 35,1	157,7
vranka obecná	77,4 ± 10,7	64,1 ± 9,2	6,9 ± 3,6	104,1

Tab. č. 35: Přehled průměrných délek těla (SL), průměrných celkových délek těla (TL), průměrných hmotností (W), a biomasy (g) na lokalitě LP2 (horní úsek Ploučnice).

	TL ± SEM (mm)	SL ± SEM (mm)	W ± SEM (g)	biomasa (g)
hrouzek obecný	108,7 ± 25,3	90,3 ± 21,3	13,1 ± 6,2	262,3
jelec tloušť	152,7 ± 66,2	126,9 ± 55,8	64 ± 75,8	2368,3
mník obecný	170	155	36,1	36,1
mřenka mramorovaná	97,7 ± 22,9	83,8 ± 19,3	7,5 ± 4	29,9
parma obecná	143,3 ± 60,6	118,1 ± 50,3	42,6 ± 46	1918,6
podoustev říční	49	39	1,1	1,1
siven americký	260 ± 28,3	217,5 ± 10,6	193 ± 59,4	386
střevle potoční	77,7 ± 15,8	65,1 ± 13,7	4,9 ± 2,1	152
střevlička východní	77,5 ± 13	65,2 ± 11,4	4,7 ± 1,9	220,5
úhoř říční	319 ± 26,9	-	232 ± 237,6	464
vranka obecná	74,7 ± 10,9	62,4 ± 9,5	5,6 ± 3,8	611,5

13. Abstrakt

Společenstvo bentických organismů na dolním toku Ohře, Labe a jejich přítocích.

Cílem práce byl popis aktuálního stavu zasažených a nezasazených bentických společenstev na hlavním toku a přítocích Labe a Ohře invazí nepůvodních druhů – zejména hlaváče černoústého (*Neogobius melanostomus*) a raka pruhovaného (*Faxonius limosus*). Získávání vzorků do této práce probíhalo od dubna 2018 do srpna 2018, předchozí monitoring morfologie toků proběhl v listopadu 2017. Do této práce byly vybrány dva přítoky Labe (Milešovský potok a Ploučnice) a jeden přítok Ohře (Čepel). Na každém přítoku byly monitorovány dva 100 m dlouhé úseky (spodní – potenciálně dotčený a horní referenční). V blízkosti ústí přítoků byl zároveň monitorován 100 m dlouhý úsek hlavního toku. Sledována byla celková morfologie daného toku a základní fyzikální a chemické parametry vody, společenstvo zoobentosu, výskyt raků a společenstvo ryb.

Bentická společenstva horních úseků sledovaných toků byla méně dotčená vlivem biologických invazí. Biodiverzita bentických společenstev na horních úsecích byla bohatší ve srovnání se spodními úseky. Výskyt hlaváče černoústého ovlivňoval bentická a rybí společenstva na dotčených lokalitách. Na úseku Labe v Děčíně byl zcela dominantním druhem a na dolním úseku Ploučnice se jím stával.

Klíčová slova: biologická invaze, invazní druhy, bentická společenstva, hlaváč černoústý, rak pruhovaný, Labe, Ohře.

14. Abstract

Benthic communities in River Labe and River Ohře and their tributaries.

The purpose of this work was to describe the current status of benthic communities on the main stream of Elbe River and Ohře River and their tributaries affected and non-affected by biological invasions – especially by round goby (*Neogobius melanostomus*) and spiny – cheek crayfish (*Faxonius limosus*). Sampling for this research took place from April 2018 to August 2018, while morphologic survey of waterbodies was done in November 2017. Two tributaries of the Elbe River (Milešovský brook and Ploučnice River) and one tributary of the Ohře River (Čepel) were selected for this research. Two 100 m long sections (lower stretch potentially affected by invaders and upper stretch as referential) were monitored at each tributary. At the same time a 100 m long main flow section was monitored near the mouth of the tributaries. The following parameters were monitored: morphology of the stream and basic physical and chemical parameters of water, zoobenthos community, crayfish occurrence, and fish community.

The benthic communities of the upper streams were less affected by biological invasions. The biodiversity of the benthic communities in the upper sections was richer compared to the lower sections. The occurrence of the round goby seemed to be factor affecting benthic and fish communities at the sites concerned. It was an eudominant species in the Elbe section in Děčín and becoming dominant in the lower section of Ploučnice River.

Keywords: biological invasion, invasion species, benthic communities, round goby, spiny-cheek crayfish, River Labe, River Ohře.