

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

Bakalářská práce

**Vliv antropogenních aktivit na  
společenstva vodních organismů v horní  
části povodí Litavky**

**Autor:** Jan Černý

**Vedoucí diplomové práce:** Ing. Marek Let

**Konzultant diplomové práce:**

**Studijní program a obor:** Zootechnika, Rybářství

**Forma studia:** Prezenční

**Ročník:** 3. ročník

České Budějovice, 2020

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

Datum:

Podpis studenta:

#### Poděkování:

Mému vedoucímu Ing. Marku Letovi za poctivé a pečlivé uvedení do problematiky vstupů antropogenních elementů do životního prostředí. Dále bych mu rád věnoval své díky nejen za znalost teoretickou nýbrž i za praktickou zkušenost, kterou bych rád využíval v tomto oboru i nadále. Dále patří poděkování mému konzultantovi, Ing. Martinu Bláhovi, Ph.D., za pomoc při determinaci makrozoobentosu a vedení lovicí čety, Ing. Petře Novákové, Ing. Bc. Kateřině Grabicové, Ph.D., Ing. Olze Valentové za analýzu vzorků vody. Chtěl bych poděkovat Českému hydrometeorologickému ústavu (CHMÚ) a Povodí Vltavy, s.p. za poskytnutí dlouhodobých dat z analýz vody a sedimentů. Dále chci poděkovat Ing. Filipu Ložkovi, Ph.D., M.Sc. Weiovi Guovi, Ph.D., Ing. Jiřímu Jakšovi a Ing. Pavlu Frantovi za pomoc při terénních výjezdech. V neposlední řadě pak Českému rybářskému svazu, MO Příbram a MO Hořovice, za povolení k experimentálnímu odlovu a Laboratoři sladkovodních ekosystémů FROV VÚRH za poskytnutí materiálu, pomůcek a zázemí pro terénní i laboratorní práci.

# JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH

Fakulta rybářství a ochrany vod

Akademický rok: 2019/2020

## ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

(projektu, uměleckého díla, uměleckého výkonu)

Jméno a příjmení: Jan ČERNÝ  
Osobní číslo: V18BD03P  
Studijní program: B4103 Zootechnika  
Studijní obor: Rybářství  
Téma práce: Vliv antropogenních aktivit na společenstva vodních organismů v horní části povodí Litavky  
Zadávající katedra: Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický

### Zásady pro vypracování

Cílem práce je vyhodnotit potenciální vliv antropogenních aktivit na vodní biotu (s ohledem zejména na bezobratlé a ryby) v Ústeckém potoce a Litavce. Především se jedná zejména o vliv provozu vodní nádrže v horní části Ústeckého p., dále vliv hutního průmyslu a vliv zečištění komunálních odpadních vod z obce Příbram do Litavky. Předem však nelze vyloučit ani význam dalších faktorů, které se mohou v průběhu studie objevit. V rámci terénní šetři budou odebrány vzorky bezobratlých, vodní a případně anadimní ve třech obdobích (květen až červen, červenec až srpen a září až říjen) na předem zvolených úsecích daných recipientů. Monitorování rybích společenstev bude provedeno pomocí elektrického agregátu s ohledem na vhodnost podmínek pravděpodobně pouze v jarním a podzimním termínu. Jednotlivě, při každém odběru, budou v daných místech zaznamenávány data o typu dnového substrátu, účinnosti toku, výskytu pobřežní vegetace, výskytu a typu biofilmu, druhůch vodních makrofyt, fyzikálně-chemických parametrech vody atd. Lokální data o průtočích a teplotách vody budou získávána průběžně z webových portálů Povodí Vltavy a Českého hydrometeorologického ústavu. V laboratoři bude provedeno systematické určování vodních bezobratlých ze vzorků pomocí determinčních klíčů. Pro jednotlivé taxony bude zaznamenávána jejich abundance a biomasa. Hodnot statistické významnosti vlivu vybraných environmentálních proměnných na daná společenstva bude dosaženo Monte-Carlo permutačním testem pomocí softwaru Canoco 5. V rámci diskuse by měl být interpretován vzték těchto faktorů na daný vodní ekosystém ve srovnání s daty z odborné literatury.

Rozsah pracovní zprávy: 30-50 stran  
Rozsah grafických prací: dle potřeby  
Forma zpracování bakalářské práce: tištěná

#### Seznam doporučené literatury:

- Beneš, F., Horecký, J., Senco, T., Kamasová, L., Lamačová, A., Těšová, J., Harčíková, D.V. and Stuchlík, E., 2017. Evidence for responses in water chemistry and macroinvertebrates in a strongly acidified mountain stream. *Biologia*, 72, pp.1049-1058.
- Berger, F., Haase, P., Kiemmerlen, M., Jeps, M., Schaefer, R.B. and Sundemann, A., 2017. Water quality variables and pollution sources shaping stream macroinvertebrate communities. *Science of the Total Environment*, 587, pp.1-10.
- Borůvka, I. and Vácha, R., 2006. Litavka river alluvium as a model area heavily polluted with potentially risk elements. In *Phytoremediation of metal-contaminated soils* (pp. 267-298). Springer, Dordrecht.
- Durant, C.J., Stevens, J.R., Hugstrand, C. and Bury, N.R., 2011. The effect of metal pollution on the population genetic structure of brown trout (*Salmo trutta* L.) residing in the River Hayle, Cornwall, UK. *Environmental Pollution*, 158, pp.3595-3603.
- Engler, D., Zubrod, J.P., Schütz, R. and Bandschuh, M., 2013. Effects of municipal wastewater on aquatic ecosystem structure and function in the receiving stream. *Science of the total environment*, 454, pp.401-410.

# OBSAH

1. ÚVOD .....	8
2. LITERÁRNÍ PŘEHLED .....	10
2.1. Charakteristika horního povodí Litavky .....	10
2.2. Gradienty lentických ekosystémů .....	12
2.2.1. Základní fyzikálně-chemické parametry .....	13
I) Teplota.....	13
II) pH.....	13
III) Koncentrace kyslíku .....	14
IV) Obsah rozpuštěných a nerozpuštěných látek.....	14
2.2.2. Xenobiotika.....	15
2.2.3. Zemědělské znečištění .....	15
2.2.4. Komunální odpadní vody.....	16
2.2.5. Průmyslové odpadní vody .....	16
2.2.6. Antropogenní zásahy ovlivňující vodní režim a morfologii toku.....	17
2.3. Hodnocení toxicity .....	18
2.4. Ekologie organismů dané lokality .....	20
2.4.1. Ichtyofauna .....	20
2.6.2. Vodní bezobratlí – vztah k environmentálním gradientům .....	23
3. MATERIÁL A METODIKA.....	30
3.1. Popis lokalit .....	30
3.2. Vzorkování makrozoobentosu .....	35
3.2.1. Postup odběru .....	35
3.2.2. Posouzení choriotopu.....	36
3.3. Experimentální odlov ryb .....	37
3.4. Stanovení fyzikálně-chemických parametrů vody a její základní rozbor.....	37
3.5. Zpracování dat .....	38
3.5.1. Selektce vzorků bentosu .....	38
3.5.2. Determinace bentosu.....	39
3.5.3. Statistická analýza dat.....	40
4. VÝSLEDKY A DISKUZE.....	41
4.1. Environmentální podmínky .....	41
4.1.1. Teplotní režim.....	41
4.1.2. Ostatní fyzikálně-chemické parametry a výsledky z rozboru vody.....	42

4.1.3. Choriotop .....	44
4.1.4 Rychlost proudu .....	47
4.1.5. Těžké kovy .....	47
4.1.6. Znečištění cizorodými látkami a komunální organické znečištění .....	49
4.2. Společenstva ryb .....	53
4.2.1. Abundance, biomasa a druhové složení obsádek ryb .....	53
4.2.2. Reakce společenstev ryb na stanovené environmentální podmínky .....	58
4.3. Společenstva bezobratlých – makrozoobentosu .....	65
4.3.1. Nalezené taxony .....	65
4.3.2. Absolutní četnosti a biomasa .....	65
4.3.3. Rozdíly ve společenstvech makrozoobentosu na zkoumaných lokalitách ...	66
5. ZÁVĚR .....	72
6. PŘEHLED POUŽITÉ LITERATURY .....	74
7. SEZNAM ZKRATEK .....	84
8. PŘÍLOHY .....	85
9. ABSTRAKT .....	93
10. ABSTRACT .....	94

# 1. ÚVOD

Vodní ekosystémy jsou pro člověka cenným prostředím. Je nezbytné udržovat jejich vysokou kvalitu, pokud se chceme následně vyvarovat negativních důsledků. Nedomyšlené zásahy a „naoko“ provedené úpravy (např. některá „protipovodňová“ opatření nebo rozsáhlé odvodňování území) pak mohou způsobit mnohem více škody než užítku, a to i vlastnímu záměru, ale častěji pak i celé společnosti. Proto je potřeba definovat efekt lidských aktivit na životní prostředí, aby bylo možné se jejich negativním důsledkům uspokojivě vyvarovat (Štěrba a kol., 2008; Randák a kol., 2015; Eiseltová, 2017).

Horní povodí Litavky je ukázkovým příkladem vodního ekosystému, který byl člověkem do značné míry poškozen (Borůvka a Vácha, 2006; Adámek a kol., 2010). přesto však zůstávají jeho dílčí části zachovány a legislativně chráněny před zásahy (Spilka, 2011a,b; Spilka, 2013), a tak by mělo být i vhodným předmětem pro studium gradientů změny druhových společenstev (Lepš a Šmilauer, 2003). Ze silných antropogenních faktorů, které lze na Litavce jmenovat, se jedná zejména o silnou zátěž těžkými kovy (Tomášek, 2004) významně toxickými pro mnoho skupin vodních organismů (Clements a kol., 2000; Giardina a kol., 2009; Velíšek a kol., 2014).

Dalším významným vstupem znečištění je vyústění relativně velkého objemu městských odpadních vod (OV), které jsou nadstandardně koncentrované vzhledem k malé velikosti daného recipientu (Randák a kol., 2015; Grabicová a kol., 2020). Tento faktor však nevnáší do toku pouze cizorodé toxické látky (zejména s chronickými účinky), jakými jsou např. léčiva nebo pesticidy, ale i značný přísun organického materiálu a hrubého odpadu z domácností, který neprochází čistírenským procesem (Berger a kol., 2017). Dalším významným faktorem, který lze v kontrastu s přírodě blízkými úseky v horním povodí Litavky zpozorovat, je silná devastace říční krajiny v některých úsecích (Just, 2021), s čímž může souviset i nedostatek vody i její oteplení (Štěrba a kol., 2008).

Tato práce by měla sloužit jako pilotní studie poukazující na korelace mezi zastoupením vodních organismů a parametrů prostředí, zejména pak parametrů způsobených morfologickými změnami v malém toku pstruhového pásma, kontaminací

vody těžkými kovy a vyústěním městských odpadních vod. V budoucnu by mohla sloužit i jako srovnávací materiál pro posouzení vývoje kvality prostředí.



## 2. LITERÁRNÍ PŘEHLED

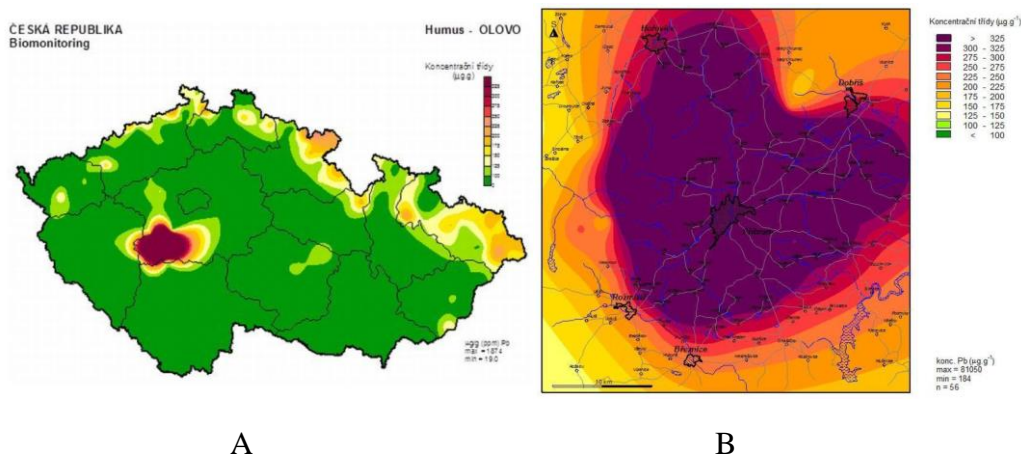
### 2.1. Charakteristika horního povodí Litavky

Horní povodí Litavky se nachází v západní části Brd a skládá se ze tří hlavních vodních útvarů – Litavky, Pilského potoka a Obecnického potoka. Pod prameny těchto útvarů byly v minulosti vybudovány nádrže sloužící zejména pro potřeby důlního těžebního průmyslu. Dnes jsou využívány jako rezervoáry pro výrobu pitné vody pro město Příbram a okolní obce (Dvořák a Holečková, 2007). Oblast pramenné části těchto toků je v současnosti typická souvislým lesním porostem smrku, výskytem rašelinišť a vřesovišť, což způsobuje, že voda v daných tocích je kyselější a mívá hnědočervené zabarvení (Beneš a kol., 2017). Chybí zde trvalé přísuny chemického znečištění z domácností, jelikož je oblast bez zástavby (Skála a kol., 2019). Na druhou stranu je území dlouhodobě poznamenáno lesnickým managementem, který zde udržuje, i nově buduje rozsáhlé odvodňovací systémy podél lesních cest, a i v samotných lesních blocích, aby tak zvýšil produkční kapacitu území, usnadnil průjezd těžké techniky a ulehčil práci. Tento trend lze dávat do souvislosti s rostoucí intenzitou ničivých povodní, které se opakovaně vyskytují v níže položených obcích (Piskač, 2018).

Toky pod nádržemi jsou po značnou část roku ochuzeny o část průtoku, končí zde lesní porosty a začíná osídlená krajina, střídají se zde pole, louky, pastviny a zástavba. Hlavní vodní toky jsou zde v přírodě blízkém stavu, břehy lemují olše a vrby. V obcích a hospodářských využívaných loukách a pastvinách jsou toky často regulované a niva bývá odvodněna. Drobné přítoky jsou většinou ve špatném stavu (bez vody), často jsou zahloubeny, napřímeny, zatrubněny, a staly se tak součástí drenážních systémů (Štěrba a kol., 2008; Spilka, 2011a; Spilka, 2013; Just, 2021).

Charakteristickým rysem této oblasti je důlní a hutní průmysl. V minulosti zde bylo mimo jiné těženo stříbro, uran a různé typy rud. Těžbou uranu je poznamenáno zejména povodí Příbramského potoka a Kocáby (Tomášek, 2003; Borůvka a Vácha, 2006). Jen první z nich je součástí povodí Litavky. Ještě dnes je v rámci monitoringu kvality vody v potoce stanovována koncentrace stříbra, uranu i radioaktivita (Dvořák a Holečková, 2007; Data ČHMÚ, 2021). Povodí tohoto potoka je těžce degradováno a bez dotace důlní vodou z šachty č. 15 by byla kvalita a po část roku i kvantita tekoucí povrchové vody v potoce žalostná (Let – ústní sdělení).

Horní povodí Litavky je však v současnosti spíše ovlivňováno hutním průmyslem, respektive jeho minulostí. Na soutoku Obecnického potoka a Litavky se nachází továrna Kovohutě Příbram, která zřejmě platí za historicky největšího přiznaného znečišťovatele olovem a obecně těžkými kovy (TK) v Česku (Obr. 1), přestože se přiznané roční emise olova mezi lety 1969–2003 téměř konstantně snižují (1969 – 624 tun olova, 2003 – 0,99 tun olova) (Tomášek, 2003).



**Obr. 1: Zatížení půdy olovem v ČR: A – mapka území ČR, B – mapka území Příbramska (Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, A – 1998, B – 2010).**

Pod danou továrnou, v neregulované nivě Litavky pod obcí Trhové Dušníky, jsou nivní sedimenty silně kontaminovány nejen olovem, ale i dalšími prvky z kategorie TK a jejich sloučeninami. Původem této kontaminace je pravděpodobně několik havarijních úniků kontaminovaných sedimentů z odkališť v areálu dané továrny; tyto havárie se staly v minulosti (Nováková a kol. 2019). Nicméně trvale zvýšená koncentrace TK (Pb, Zn, Cd, As) ve vodě může souviset s vršením vytěžené hlušiny podél celého vodního toku a zpracováváním stříbra, olova a dalších kovů v přilehlých hutích v minulosti. Tento proces probíhal po mnoho staletí, vznikly tak odvaly značné výšky a rozlohy a uvádí se, že bylo hlušinou zasypáváno i samotné řečiště (Borůvka a Vácha, 2006). Voda v říčce je tak obohacována o dané „kontaminanty“, když část jejich vod protéká nad danou továrnou přes takto vniklé stěrko-pískové sedimenty, a to i přes tvrdou regulaci řečiště (Tomášek, 2003). Zdrojem kontaminace mohou být i samotné haldy. Jak udává Tomášek (2003), další zvýšení koncentrace těchto rizikových prvků ve vodě bylo zaznamenáno pod

továrnou Kovohtuť v okolí dvou hald, které lemují levý břeh Litavky (po proudu) pod soutokem s Obecnickým potokem.

Pod Příbramí ústí do Litavky již zmiňovaný Příbramský potok, jenž je recipientem městských odpadních vod (OV) obce Příbram. Nepřetržitě zde vyúsťuje cca 60 l.s<sup>-1</sup> přečištěných OV (Fajrajzl – ústní sdělení), které značně nadlepšují průtok Litavky, ale také znečišťují tok cizorodými látkami a mění fyzikálně-chemické parametry (Grabicová a kol., 2020). Často zde však dochází i k odlehčování OV před vtokem do čistírny odpadních vod (ČOV), zvláště pak po deštích, jelikož kanalizační infrastruktura v obci Příbram vede část dešťové vody s komunální a průmyslovou odpadní vodou dohromady (Vašek – ústní sdělení). Nicméně k občasnému odlehčování dochází i nezávisle na zvýšeném přísunu odpadní vody na ČOV (Let – ústní sdělení). Dochází pak k přísunu organického sedimentu a nejrůznějšího odpadu do Litavky. Ve studii Grabicové a kol. (2020) byla Litavka nejznečištěnějším vodním tokem z hlediska koncentrace psychoaktivních léčiv ve vodě. Litavka je příkladem malého vodního toku, který přibírá významným podílem na velikosti díky vtoku OV. Takovéto toky spolu s jejich oživení jsou pak tímto faktorem zásadně ovlivněny (Randák a kol, 2015).

## 2.2. Gradienty lentických ekosystémů

Z ekologického hlediska se dá environmentální gradient definovat jako osa popsaná určitou funkcí zohledňující změny jedné nebo souborů navzájem souvisejících vlastností životního prostředí. Podél takovéto osy pak obvykle sledujeme změny v početnosti a zastoupení různých taxonů. Například, proměnná popisující teplotní režim v tekoucích vodách nepochybně souvisí se složením rybích společenstev – s klesající teplotou, zpravidla směrem proti proudu toku, lze předpokládat i úbytek společenstev teplomilných druhů, a naopak zvýšený výskyt druhů studenomilných. Nicméně, s použitím statistických metod můžeme často identifikovat osy, podél kterých se určitá společenstva více či méně plynule mění, ale tyto osy nelze v přírodě v podobě měřitelného gradientu snadno najít, a ani je s větší mírou jistoty ztotožnit s měřitelným faktorem prostředí. V takovém případě mluvíme o gradientech změny druhového složení. (Lepš a Šmilauer, 2003).

## 2.2.1. Základní fyzikálně-chemické parametry

### I) Teplota

Teplota vody je základním parametrem, jenž ovlivňuje biologické i chemické procesy ve vodním prostředí (Cummins a Wilzbach, 2008). Když Frič v roce 1871 kategorizoval rybí pásma, přiřadil k nim jejich průměrnou teplotu během roku, která odpovídá nárokům druhů, jenž dané pásmo obývají. Teplota vody totiž ovlivňuje metabolické pochody živočichů, jejich reprodukci i růst. Z chemického hlediska vstupuje teplota jako proměnná do problematiky koncentrací látek rozpuštěných ve vodě (např. kyslíku, toxické formy amoniaku aj.). Rovněž však může ovlivňovat toxicitu polutantů (např. kyanidů). Teplota vody hraje také důležitou roli při rychlosti chemických a biochemických procesů jako je např. nitrifikace (Velíšek a kol., 2014). Z limnologického hlediska je teplota vody směrodatná ve hlubších stojatých nádržích a přírodních jezerech, kdy v závislosti na ročním období pozorujeme vytvoření teplotních vrstev, tzv. teplotní stratifikaci (Kalff, 2002).

Změna teplotního režimu ve vodních ekosystémech je doprovázena změnou společenstev organismů. V minulosti byl na území ČR tento jev zkoumán zejména v souvislosti s odpouštěním chladné (na živiny bohaté vody) z hlubších vodních nádrží (Dyje pod Vranovem, Ohře pod Nechranicemi aj.), která mění charakter společenstev ve prospěch chladnomilných druhů, přičemž se tato společenstva podstatně liší od přirozených (Adámek a kol., 2010). V současnosti je však evidentní opačný problém, zejména sezónního oteplování toků a obecný nedostatek vody, který má největší dopady právě na chladnomilné druhy. Rozkolísanost vodního režimu a s tím úzce souvisejícího teplotního režimu může mít značně negativní vliv na původní společenstva (Let a kol., 2021).

### II) pH

Vodíkový exponent (pH) definujeme jako záporný dekadický logaritmus koncentrace vodíkových iontů. Hodnota pH nám udává kyselost či zásaditost prostředí (Velíšek a kol., 2014). Na stupnici od 0 do 14 vyjadřujeme aciditu v rozmezí 0–7 a zásaditost v rozmezí 7–14, přičemž pH s hodnotou 7 označujeme jako neutrální (Pitter, 2009). Hodnota pH povrchových vod se přirozeně pohybuje v rozmezí 4,5–8,3. Při vstupu antropogenních vlivů většinou pozorujeme přesažení těchto hodnot především směrem

nahoru. Pro vodní organismy je obecně považována optimální hodnota 6,0–8,5, avšak v závislosti na druhu je poměrně variabilní. Vysoké pH vody lze pozorovat na stojatých nádržích při odčerpání volného CO<sub>2</sub> v důsledku fotosyntetické asimilace (přirozeně nebo v důsledku antropogenních vstupů a managementu) nebo při úniku stavebních materiálů do recipientu. Nízké pH naopak detekujeme v rašeliništích při jarním tání sněhu nebo v důsledku lidské činnosti, například při haváriích s kyselými látkami (Velíšek a kol., 2014). Hodnota pH také ovlivňuje koncentraci toxické formy amoniaku (NH<sub>3</sub>) ve vodě, jak ji popsal Pitter (2009)

### **III) Koncentrace kyslíku**

Koncentrace rozpuštěného kyslíku (O<sub>2</sub>) ve vodě je nezbytná pro existenci všech vodních aerobních organismů. Existuje velice široká škála kyslíkových nároků v závislosti na druhu. Obecně je známo, že bentické organismy mají nároky nižší než druhy pelagické, avšak nelze toto tvrzení obecně brát jako dogma (Kemker, 2013). U ryb se kyslík dostává do krve skrz respiraci, kde je hemoglobinem (vazba na Fe) distribuován do cílové tkáně (Dvořák a Dvořáková, 2014). U raků je transferovým krevním barvivem hemocyanin (Kozák a kol., 2015). Podle Randáka a kol. (2015) jsou reofilní společenstva ryb více náročná na nasycení kyslíkem než společenstva limnofilní. Rozpustnost kyslíku ve vodě je závislá na teplotě, při zvyšující se teplotě rozpustnost kyslíku klesá. Pokud je kyslíku ve vodě nedostatek, označujeme tento jev jako deficit kyslíku neboli hypoxii. Naopak pokud je voda kyslíkem přesycená, mluvíme o tzv. hyperoxii (Velíšek a kol., 2014). Množství kyslíku může sloužit i při stanovení míry organického znečištění. Tedy množství kyslíku potřebné pro oxidaci všech organických látek vyjádřené v mg.l<sup>-1</sup> O<sub>2</sub> vyjadřujeme jako CHSK a BSK (Adámek a kol., 2010).

### **IV) Obsah rozpuštěných a nerozpuštěných látek**

Celkovou sumu rozpuštěných látek ve vodním ekosystému, především látek dusíkatých a fosforových (makronutrientů), označujeme jako úživnost prostředí neboli trofii. Organizace pro hospodářskou spolupráci a rozvoj (OECD) kategorizovala trofické úrovně povrchových vod v roce 1992 (viz tab. 1)

**Tabulka 1: Trofické úrovně a k nim odpovídající přírodní podmínky (Adámek a kol., 2010)**

trofie	Celkový P průměr (mg.l <sup>-1</sup> )	Chlorofyl průměr (μg.l <sup>-1</sup> )	Průměrná Průhlednost (m)	Odpovídající habitat	Rybí pásma
oligotrofie	<0,01	<2,5	>6	Horský potok	Pstruhové
mesotrofie	0,010–0,035	2,5–8,0	3–6	Říčka	Lipanové, Parmové
eutrofie	0,035–0,100	8–25	1,5–3,0	Řeka	Cejnové
hypertrofie	>0,1	> 25	<1,5	Požární nádrž	

### 2.2.2. Xenobiotika

Xenobiotikum (pro organismy cizorodá sloučenina) definujeme jako chemickou látku, která vstupuje do organismu nikoliv jako nutrient, nýbrž jako látka, která narušuje běžnou funkci biologických procesů, například respiraci nebo metabolické dráhy na buněčné úrovni (Croom, 2012). Pokud dojde ve vodním ekosystému ke vstupu xenobiotik do prostředí, lze takovou vodu považovat za znečištěnou (Nathanson, 2020). Avšak podle Veliška a kol. (2014) je třeba determinovat vodu jako znečištěnou, pokud se jakýmkoliv způsobem změní její fyzikálně-chemické parametry a jakost. Stejně tak tvrdí, že původ a zdroje znečištění lze rozdělit na dva základní pilíře. První je znečištění přirozené. Pod tímto pojmem si představme tlející organickou hmotu nebo jarní tání sněhů. Naproti tomu antropogenní zdroje můžeme klasifikovat dle jejich původu (viz podkapitoly níže).

### 2.2.3. Zemědělské znečištění

Akvatické a terestrické systémy spolu neodvratně souvisí, tedy způsob zemědělského hospodaření se odráží v přilehlých recipientech a nádržích. „Představme si tento vztah mezi polem a řekou jako dům a odpadkový koš. Co se v domě spotřebuje skončí v koši“ (Moss, 2008).

Havarijní stavy mohou způsobit nehody charakteru úniků siláží a močůvek. Avšak plošné splachy z polí působí déle a spíše chronicky. Přípravky na ochranu zemědělských

plodin (pesticidy) po dešti stékají do nejbližšího vodního prostředí, kde toxicky působí na organismy daného prostředí (Velíšek a kol., 2014; Stehle a Schulz, 2015). Hnojiva na bázi dusíku a fosforu se do toku dostávají stejnou cestou a zapříčiňují eutrofizaci, která vede k namnožení sinic a následným vegetačním zákalům. Tento jev ve výsledku inhibuje samočisticí pochody prostředí (Kočí a kol. 2000).

#### **2.2.4. Komunální odpadní vody**

Rostoucí urbanizace má za následek zhuštění lidské populace. Tento jev sebou přináší i mnohem větší zátěž na životní prostředí, neboť z každé městské domácnosti se odvádí odpadní voda, která má být následně pročištěna od nežádoucích látek na čistírnách odpadních vod (ČOV) a vypuštěna do recipientu. Úroveň kvality čištění odpadních vod je bohužel nedostatečná, protože lze pod vyústěním komunálních odpadních vod (OV) naměřit zvýšené koncentrace xenobiotik, jenž negativně ovlivňují společenstva organismů a ekologickou rovnováhu (Velíšek a kol., 2014). Díky toxikologickým analýzám městských OV si lze udělat představu o látkách, kterým se daná lidská populace vystavuje jako např. kofein, drogy nebo farmaka. Pro vodní organismy je nebezpečná expozice zbytkových koncentrací drog stejně jako jejich metabolitů, které mohou působit více toxicky než původní látka (Očenášková, 2018). Rezidua psychoaktivních látek mohou po expozici na vodní organismus působit ireversibilní změny centrální nervové soustavy. Mezi změny v chování u ryb řadíme poruchy příjmu potravy, narušení sociálních vztahů ve skupinách, inhibovanou schopnost úniku před predátorem nebo potíže s reprodukcí (Grabicová a kol. 2020).

#### **2.2.5. Průmyslové odpadní vody**

Voda je nezbytná součást průmyslové výroby téměř jakéhokoliv odvětví od textilního průmyslu přes potravinářský až po metalurgii. V současnosti se v recipientech setkáváme s nárůstem koncentrací toxických TK jako jsou Cd nebo Zn (Velíšek a kol., 2014). Jeden z nejznámějších případů na našem území je znám v okrese Příbram, kde se od 13. stol do 80. let min. století aktivně těžila a zpracovávala železná ruda, což mělo za následek znečištění tamních toků především Pb, Cd a Zn (Žák a kol., 2009). Bohužel

většina TK vlastní schopnost dlouhodobé akumulace v sedimentu (Carolin a kol. 2017). Tento jev může podle Velíška a kol. (2014) vést k chronickým otravám vodních organismů a letálním až subletálním efektům, přičemž s akutní toxicitou v souvislosti s průmyslovými odpadními vodami se můžeme setkat např. při úniku kyanidů (metalurgie) do vodního prostředí.

## **2.2.6. Antropogenní zásahy ovlivňující vodní režim a morfologii toku**

### **A) Napřímení podélného profilu toku**

Přirozená záplavová území neboli říční nivy nabízí prostor pro retenci povodňových vod, a tedy umožňují transformaci povodňové vlny, což by ve většině případů mělo vést ke snížení celkového kulminačního průtoku povodně (Svoboda a kol. 2015). S vědomím existence záplavových oblastí je člověk přesto osídlil a následně utrpěl majetkové škody v důsledku povodní. Z toho důvodu došlo k mnohým devastacím přirozeně meandrujících částí toků a jejich transformaci na příčný průtočný betonový žlab (Ložek, 2003). Tento jev bohužel podle Svobody a kol. (2015) způsobuje vyšší kulminační průtok níže na toku během povodňové vlny. Z ekologického hlediska má toto napřímení destruktivní efekt pro mnohá společenstva vodních organismů, především ryb a jejich potravních základů. V takto napřímeném toku je možnost najít si vhodný úkryt téměř znemožněna. Každoročně jsou říční nivy využívány jako trdliště pro reofilní druhy ryb během jarních záplav, avšak po napřímení či vydláždění (nejdestruktivnější možnost) takováto trdliště ireversibilně zanikají (Randák a kol., 2015).

Mimo tyto zásahy, které jsou snadno rozpoznatelné přímo na vlastním toku, mohou mít dalekosáhlejší důsledky pozemkové úpravy, které se dějí mimo vlastní řečiště, ale mají vliv na distribuci vody ve vodním toku. Jedná se o redukci iniciální říční sítě a systematické odvodňování území, jak na polích a lesích (pomocí příkopů, podzemních kolektorů, napřimování vodních toků atd.), tak v zástavbě (a infrastruktuře), kde podstatná část srážkové vody vůbec nezasakuje a je odváděna kanalizací do nejbližších, zpravidla regulovaných vodních toků. Zvýšená rozkolísanost vodního režimu projevující se na vodních tocích tím, že převažují extrémní průtokové poměry a minimální průtoky je pozorovatelná např. na velkých čínských řekách (Štěrba a kol., 2008). Je možná



paradoxní, že s narůstáním nákladů na úpravy proti nežádoucímu zamokřování území, narůstá četnost výskytu povodní (Bedient a kol., 2008)

## **B) Úpravy příčného profilu toku**

Stavba příčných profilů na vodních tocích má několik důvodů. V podmínkách ČR se jedná zpravidla o stabilizaci divočího řečiště – zamezení erozního potenciálu toku; zpravidla v částech s velkým spádem a kinetickou energií vody je zbudována příčná překážka usměřující tuto energii do zpevněného jezového vývařiště pro využití vzduší na vybudování systému náhonů (určených jako zdroje vody pro rybníky a nádrže a pro pohánění turbín) (Adámek a kol., 2010). Využití vodního potenciálu k výrobě energie sahá již k ranným lidským civilizacím a v dnešní době se běžně setkáme s přehradou či jezem téměř na každé řece (Dudgeon a kol. 2006). V první řadě při přehrazení toku dochází ke změnám průtokového režimu, který neodvratně souvisí s jakostí vody, trofickým složením a celkovým charakterem habitatu. Pokud se tyto složky mění, dochází i ke změnám biocenózy (Wedderburn a kol. 2017). Dochází ke změnám denního teplotního režimu, tekoucí voda se mění na relativně stojaté prostředí. Na návodní straně paty hradičího tělesa lze pozorovat zvýšenou sedimentaci materiálu. Postupně se zvyšuje celkové množství živin a z původních oligo až mezotrofních vod se stává prostředí vhodné pro rozvoj eutrofizace. Toto je doprovázeno celkovým poklesem koncentrace rozpuštěného kyslíku ve zdrži. Kombinací těchto faktorů zanikají původní reofilní společenstva organismů a nahrazují je společenstva limnofilní (Randák a kol., 2015). V neposlední řadě stavba příčných překážek zamezuje rybám v migraci, která pro ně bývá zásadní v oblastech reprodukce, příjmu potravy nebo ontogeneze (Pringle, 2003).

## **2.3. Hodnocení toxicity**

Pro vyhodnocení dat z testů toxicity se používají následující pojmy:

- I) Letální koncentrace (*Lethal Concentration*) – LC: Smrtelná koncentrace udávající množství xenobiotika či hodnotu parametru, jež způsobí smrt testovaného organismu. V praxi se setkáme se zápisem např. 48hLC<sub>50</sub>, který

vyjadřuje koncentraci, jež způsobí smrt 50 % testovaných organismů za 48 hodin (akutní toxicita) (Velíšek a kol., 2014).

- II) Efektivní koncentrace (*Effective Concentration*) – EC: Ekvivalent k LC s rozdílem v posouzení účinků. EC se totiž používá u nižších organismů (Cladocera), u kterých je obtížné prokázat smrt. Při zápisu 48hEC<sub>50</sub> znamená, že koncentrace testované látky při expozici 48 hodin způsobí inhibici pohybu, nebo smrt u 50 % testovaných organismů (Velíšek a kol., 2014).
- III) Inhibiční koncentrace (*Inhibitory Concentration*) – IC: zapsaná např. jako 48hIC<sub>50</sub> nám vyjadřuje koncentraci testované látky, jež při 48h působení vyvolá inhibici pohybu či růstu u 50 % testovaných organismů (řas, a vyšších rostlin).
- IV) *No observed effect concentration* – NOEC: nejvyšší koncentrace testované látky u které nejsou pozorovány změny na testovaných organismem
- V) *Lowest observed effect concentration* – LOEC: nejnižší koncentrace testované látky u které jsou pozorovatelné změny na testovaných organismech (Von der Ohe a kol., 2013; Velíšek a kol., 2014).
- VI) *Toxic Unit* (nemá český překlad) – TU: Logaritmovaný poměr mezi laboratorně stanovenými hodnotami akutní toxicity (LC<sub>50</sub>) polutantů pro nejběžnější testované organismy (*Oncorhynchus mykiss*, *Daphnia magna* aj.) a hodnotami koncentrace těchto polutantů zjištěných ve vodním prostředí (Liess a Von der Ohe, 2005; Wijngaarden a kol., 2005). Suma TU pro jednotlivé látky se využívá při ekologických experimentech nebo v rámci monitoringu vodního prostředí (Weber a kol., 2018). Nevýhodou je nutný předpoklad aditivnosti účinků zohledněných látek a další činitele vstupující do systému, které mohou proces měnit (Kamo a Yokomizo, 2015).

## 2.4. Ekologie organismů dané lokality

### 2.4.1. Ichtyofauna

#### I) Pstruh obecný

Pstruh obecný (*Salmo trutta morpha fario*), neboli potoční forma tohoto zástupce salmonidů, je na našem území původní, nicméně genetická variabilita je poznamenána rybářským hospodařením (Randák a kol., 2015). Jak z názvu formy vyplývá, mezi nejčastěji preferované habitaty patří rychle tekoucí potoky v oblastech s vyšší nadmořskou výškou. Vyskytuje se však kdekoliv, kde ho úplně nelimitují nevyhovující parametry prostředí. Chladná voda s vysokým nasycením kyslíku a oligotrofním charakterem je považována za optimální pro tento druh (Randák a kol., 2015).

Vody pstruhového a lipanového pásma, kategorizované podle Friče v roce 1871, nabízejí vyhovující třecí substrát pro rozmnožování tohoto litofilního druhu, tedy kamení, štěrku a písek, ve kterém samice vytváří jamky pro snůšky jiker (Vostradovsky, 1973). Mezi základní potravní složky juvenilních stádií patří akvatictí i terestriční zástupci bezobratlých a pro adultní stádia jsou to pak mlži, korýši a v neposlední řadě menší ryby (Cadwallader a Backhouse, 1983; Andoniu, 2016). Podle Baruše a Olivy (1995b) se v našich podmínkách dožívá potoční forma pstruha obecného 3–5 let.

#### II) Mřenka mramorovaná

Mřenka mramorovaná (*Barbatula barbatula*) se vyskytuje v tekoucích vodách jako jsou potoky i středně velké řeky, na jejichž dně se nachází kamenitý a štěrkový podklad (Kottelat a Freyhof, 2007). Rozmnožuje se běžně jednou ročně koncem dubna, avšak pokud se ocitne v prostředí, které jí obzvlášť vyhovuje, lze pozorovat výtěr násobný (McEvoy a McEvoy, 1992; Mann a kol., 1984).

Po vykulení se larvy zdržují u dna, tedy jsou bentické a preferují pomalejší proud a písčiny substrát. S přibývajícím délkou vyhledávají rychleji tekoucí lokality spíše se štěrkovým dnem. Potravou dospělců se běžně stávají bentiční bezobratlí. Byla pozorována částečná tolerance k organickému zatížení, způsobeném komunálním znečištěním. Zajímavostí je vysoká citlivost na výskyt těžkých toxických kovů (Kottelat a Freyhof, 2007).

### III) Střevle potoční

Střevle potoční (*Phoxinus phoxinus*) je kaprovitá ryba, která tvoří početná hejna (Baruš a Oliva, 1995a). I přes taxonomické zařazení obývá spíše lokality odpovídající pstruhovému a lipanovému pásmu, pro které jsou charakteristické kvalitní oxygenní podmínky a rychle tekoucí voda. Zde často tvoří polykultury se zástupci salmonidů. Výtěr probíhá od dubna při teplotě nad 10 °C a to i vícekrát do roka (někdy i na podzim), kdy samice klade lepkavé jikry na štěrkové podloží (Kottelat a Freyhof, 2007). Po dosažení pohlavní dospělosti ve 2 letech se začne projevovat výrazný pohlavní dimorfismus (Frost, 1943).

Živí se rozmanitým spektrem organismů od řas přes měkkýše a korýše až po larvální i adultní stádia vodního hmyzu (Russell a Wootton., 1992). Horní věkovou hranici stanovili Kottelat a Freyhof (2007) na 11 let, nicméně obvykle se uvádí délka života 4–5 let.

### IV) Hrouzek obecný

Hrouzek obecný (*Gobio gobio*) se vyskytuje téměř ve všech ekologických habitatech s výjimkou vysokohorských potoků a eutrofizovaných nádrží. Vyhovuje mu tedy prostředí řek, říček a větších potoků s vysokým nasycením kyslíkem a pevným dnem. Nepreferuje bahnité nánosy, je však schopen tolerovat mírné organické znečištění. Aktivní je především ve dne, kdy vyhledává potravu ve formě hmyzu, mlžů či korýšů (Baruš a Oliva, 1995a).

Podobně jako u mřenky mramorované, lze i u hrouzka pozorovat násobný výtěr (vícekrát za rok), pokud se nachází ve vyhovujícím prostředí. Běžný je však jeden výtěr ročně (McEvoy a McEvoy, 1992; Mann a kol., 1984). Larválním stádiím vyhovuje písčité dno s jemným detritem a slabším proudem (Kottelat a Freyhof, 2007). Vzhledem k tomu, že jako výtěrový substrát bývá použit nejčastěji písek, označujeme hrouzka jako tzv. psamofilní druh (Randák a kol., 2015).

### V) Jelec tloušť

Jelec tloušť (*Squalius cephalus*) by se dal označit za euryvalentní druh, neboť jeho výskyt byl potvrzen v lotických i lentických habitatech s různým teplotním režimem a mírou znečištění (Dyk, 1956). Jedná se o hejnovou rybu, přičemž větší jedinci žijí spíše samotářsky. Výtěr probíhá při teplotě nad 13 °C v tekoucích mělkých vodách, kde jsou

jikry lepeny na kamenitý a štěrkovitý podklad. Kottelat a Freyhof (2007) se zmiňují o výjimečných případech, kdy jako substrát posloužila submerzní vegetace.

Mezi rybáři je jelec tloušť často označován jako tzv. „vodní prase“, a to pro svou omnivorii neboli všežravost. Uvádí se vyšší tolerance tlouště k organickému znečištění, založená na pozorování dospělců lovících pod ústím komunálních odpadních vod. Dožívá se věku i přes 10 let a může překročit celkovou délku 60 cm (Baruš a Oliva, 1995a).

## **VI) Mihule potoční**

Mihule potoční (*Lampetra planeri*) patří do fylogeneticky starší skupiny obratlovců mihulovci, jež vývojově rybám i parybám předchází. Výskyt mihule potoční je většinou situován do potoků a říček, kde průtok nepřesahuje rychlost  $1 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ . Pro jejich larvy, zvané minohy, se lépe hodí nižší rychlost proudění  $0,5 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$  a přítomnost bahnitých nárostů (Hanel, 1995). Minohy tráví svůj život zavrtané v substrátu dna, kde se živí organickým detritem (Kottelat a Freyhof, 2007). Po 5–6 letech dosáhnou metamorfózy, jejímž výsledkem je benticko-pelagický dospělec. Metamorfóza v našich podmínkách probíhá v podzimním období (Renaud, 2011). Rozmnožování na našem území lze pozorovat od dubna do května a je zajímavostí, že na rozdíl od svých parazitických příbuzných nepřijímá dospělec mihule potoční potravu. Vzhledem ke své citlivosti na organické znečištění je tento druh vhodným bioindikátorem kvality vodního prostředí (Hanel a kol., 2015).

**Tabulka 2: Letální a optimální hodnoty fyzikálně chemických parametrů pro ryby, vyskytujících se na zkoumaných lokalitách**

Druh	Optimální teplota (°C)	Letální teplota ↑ (°C)	Optimál pH	Letální pH ↓ - ↑	O <sub>2</sub> optimum (mg.l <sup>-1</sup> )	CHSK (mg.l <sup>-1</sup> )	BSK <sub>5</sub> (mg.l <sup>-1</sup> )
Pstruh obecný	8–16	22	6–8	4,8–9,2	8–10	10	5
Hrouzek obecný	18–28	27–30	6,5–8,5	5,0–10,8	6–8	20–30	8–15
Mřenka mramorovaná	14–18	33,5	6,0–7,5		Sensitive		
Střevle potoční	2–20	29	6,5–7,5	5,0–10,8	6–8	20–30	8–15
Jelec tloušť	14–24	30	6,0–7,8	5,0–10,8	6–8	20–30	8–15
Mihule potoční	9–22	29,2 (minoha)	6,5–7,5		7–11		

## 2.6.2. Vodní bezobratlí – vztah k environmentálním gradientům

### Hmyz (Insecta)

#### I) Dvoukřídlí (Diptera)

Dvoukřídlí (Diptera) jsou druhově nejpočetnější skupinou makrozoobentosu, představující řád hmyzu procházející si výlučně jen larvální stádium ve vodním prostředí. Řád Diptera celosvětově obsahuje přibližně 160 000 druhů, z čehož přinejmenším 30 čeledí využívá pro larvální vývoj akvatické prostředí (Thorp a Rogers, 2014)

Mezi obecně uznávané charakteristické znaky imag řádu Diptera patří vyvinutý jediný anteriorní pár křídel (posteriorní pár je transformován v tzv. kyvadélka), dále, že se jedná o hmyz s proměnou dokonalou. Jejich larvy mohou morfologicky nejčastěji připomínat červovité, dlouhé a protáhlé tvary těla. Obecně jsou tudíž přizpůsobeni pro pohyb v stísněném prostředí – v terestrických habitatech zejména v půdě a rozkládající se organické hmotě, v akvatickém prostředí v sedimentech a v prostorech pod kameny.

Zejména u vodních druhů se však setkáváme s larvami obývajícími i povrch dna a objektů, jako například kořeny stromů, mrtvé dřevo nebo vodní makrofyta. Laterálně mohou nést po celé délce těla výběžky tzv. panožky. Nejedná se o pravé končetiny. Velikostně se larvy před zakuklením pohybují v intervalu 3–70 mm (Rozkošný a kol., 1980).

Dvoukřídlí, a především jejich larvy představují neodmyslitelnou složku rozkladných procesů organické hmoty. Stejně tak produkty exkrece larválních stádií mohou sloužit jako nutrienty pro různé druhy hub a rostlin. Larvy, které se vyvíjejí v akvatickém prostředí, se stávají velice důležitou složkou potravní základny ryb (Oldroyd, 1964).

Obecně lze považovat tento řád za ekologicky velmi tolerantní, tedy ve vztahu ke gradientu prostředí tzv. euryvalentní. Proto můžeme přítomnost jeho zástupců detekovat téměř ve všech biotopech od pouští až po arktické oblasti (Sarwar, 2020).

Přítomnost vodních larev v našem prostředí lze pojmout i jako ukazatel míry organického zatížení. S rostoucí trofií lze pozorovat zvyšování abundancí dvoukřídlích. Na stupnici jakosti vod podle Sládečka a Sládečkové (1995) začíná výskyt dvoukřídlích na stupni beta-mesosaprobity, tedy ve vodách, které jsou druhově a do počtů bezobratlých nejrozmanitější. Zastupují spíše menší podíl z vodních bezobratlých. Majoritní postavení získávají až v eutrofních či hypertrofních prostředích, kde do jakosti vod vstupuje antropogenní činnost. Takovou vodu označujeme jako polysaprobni. Například čeled' pakomárovitých (Chironomidae) může v takových vodách (např. pod vyústěním OV) tvořit 90 % složení všeho makrozoobentosu (Adámek a kol., 2010).

Mezi čeledě, se kterými se můžeme setkat ve vodním prostředí v ČR patří např. komárovití (Culicidae), pakomáři (Chironomidae), muchničky (Simuliidae) nebo ovádi (Tabanidae) (Roháček a Ševčík, 2013).

## **II) Chrostíci (Trichoptera)**

Celosvětově je dosud známo přes 16 200 druhů chrostíků rozdělených do 51 čeledí po 618 rodech. (Morse, 2011). Počet druhů tvoří chrostíky sedmým nejrozmanitějším hmyzím řádem (Holzenthal a kol., 2007). Na našem území se v roce

2008 vyskytovalo 255 druhů (Komzák a Kroča, 2011). Jedná se o hmyz s proměnou dokonalou (Rozkošný a kol., 1980). Dospělci mohou tvarem připomínat můry. Proto také Hickin (1968) poukázal na podobnost („ošupená“ křídla) u dospělců chrostíků a motýlů.

Larvy chrostíků lze rozdělit do dvou základních morfologických skupin dle toho, zda mají či nemají ochranou schránku. S ochranou schránkou se nazývají eruciformní a bez schránky kampodeoidní. (Rozkošný a kol., 1980).

### **III) Jepice (Ephemeroptera)**

Jepice klasifikujeme jako řád křídlatého hmyzu s proměnnou nedokonalou (Rozkošný a kol., 1980). Jejich rozšíření lze chápat kosmopolitně až na výjimku Antarktiky (Leonard, 2020). V našich podmínkách jsou jepice spojovány především s ritrálem, tedy pstruhovým a lipanovým pásmem, kde se úroveň trofie drží na oligo až mezotrofním charakteru a dle Sládečka (1973) vyhovující jakost vody odpovídá stupni oligosaprobity. Akvatické larvy jepic se živí především fytoplanktonem či živočišnými zbytky, avšak existují i dravé druhy. Vzhledem k rozmanitosti využívaných habitatů známe několik rozdílných morfologických typů larev jepic, např. dorzo-ventrálně zploštělé (Landa, 1969). Životní cyklus se skládá ze čtyř fází počínaje vajíčkem, následován larválním stádiem, které je časově nejdelší (0,5–3,0 roky). Z larvy se líhne subimago, ze kterého vzniká dospělec imago. Adultní jedinci se líhnou v letních měsících, nepřijímají potravu, rozmnožují se a dle druhu v řádu 1–5 dnů umírají (Leonard, 2020).

### **IV) Pošvatky (Plecoptera)**

Hmyzí řád Plecoptera patří mezi hmyz s proměnou nedokonalou, tedy larva se nekuklí a vzdáleně může připomínat dospělce bez křídel. S doposud více než 3500 objevenými druhy považujeme jejich rozšíření za kosmopolitní s výjimkou arktických oblastí (Fochetti a De Figueroa, 2007).

Pošvatky na našem území nalezneme spíše ve vodách oligotrofních charakterů a nízkým organickým zatížením. Proto je jejich výskyt situován do horských a podhorských toků, kde mohou sloužit i jako tzv. bioindikátory čistoty a kvality vod (Reisinger a kol., 2004). V rámci různých druhů se živí fytofágně, polyfágně i karnivorně (Richardson a



Gaufin, 1971). Larvy pošvatek jsou akvatické a v tomto stádiu setrvávají 1–3 roky (Brittain, 1990). Na rozdíl od jepic jsou adultní stádia pošvatek schopna přijímat potravu (Hynes, 1942).

## **V) Brouci (Coleoptera)**

Vodní larvy řádu Coleoptera jsou zastoupeny různými morfologickými tvary v závislosti na preferovaném habitatu a způsobu života, tedy od podlouhlých a úzkých (*Dytiscus*) až po dorzoventrálně zploštělé (*Elmis*). Metamorfóza probíhá formou proměny dokonalé (Rozkošný a kol., 1980). V našich oteplených, lentických a eutrofizovaných vodách popisuje Straka a kol. (2009) výskyt čeledi potápníkovitých (Dytiscidae), což signalizuje odolnost vůči živinovému i organickému zatížení. Naproti tomu v našich lotických vodách podhorských oblastí se nejčastěji setkáme s čeledí Elmidae, jež vykazuje značnou citlivost k vstupu polutantů do prostředí a kyslíkovým deficitům, způsobených organickým znečištěním (Elliott, 2008).

Mezi larvami vodních brouků nalezneme zástupce fytofágů (Haliplidae), herbivorně se živí např. *Donacia* sp. a mezi karnivorní druhy patří např. již zmínění potápníkovití (Rozkošný a kol., 1980).

## **Kroužkovci (Annelida)**

### **I) Máloštětinatci (Oligochaeta)**

Zástupci vodních máloštětinatců jsou na našem území reprezentováni především řády nitěnkovci (Tubificida) a žížalice (Lumbriculida) (Schenkova a Pařil, 2017.) Jedná se o organismy, které jsou většinou mnohem tolerantnější k jakosti vody než jepice a pošvatky. Proto je Sládeček a Sládečková zařazuje do polysaprobního stupně indikace znečištění povrchových vod. Nalezneme je v lentických i lotických prostředích zavrtané v bahnitém či písčitém substrátu dna (Hrabě, 1979). Např. druh nitěnky *Tubifex tubifex* se živí drobnými částicemi sedimentu a bakteriemi. Jejich pohyb a mixování substrátu umožňuje oxygenaci a tím pádem i rozklad organického materiálu (Timm, 2012). Detritofágně se živí i náš zástupce vodních žížal, žížala obojživelná (*Eiseniella tetraedra*) (Schenkova, 2015; Schenkova a Pařil, 2017).

## **II) Pijavice (Hirudinea)**

Jedná se o řád většinou vodních bezobratlých živočichů, který má poměrně hojné zastoupení v našich recipientech i stojatých nádržích (Sychra a Shenková, 2009). Globálně lze nalézt i terestrické druhy. V potravním řetězci hrají především roli predátora (Sket a Trontelj, 2007). Jednotlivé čeledi se většinou vyznačují diferenciovanými potravními nároky. Typickým zástupcem pijavic našich vod jsou druhy rodu *Erpobdella*, pro které tvoří majoritu potravní základny máloštětinatí červy. Pro čeleď Glosiphonidae jsou to zase měkkýši, především plži, avšak nalezneme i ektoparazitické zástupce této čeledi jako je např. chobotnatka kachní (*Theromyzon tessulatum*), která parazituje v ústní dutině vodních ptáků. Z dalších ektoparazitů lze uvést ohrožený druh pijavku lékařskou (*Hirudo medicinalis*) (Schenkova a kol. 2005). Většinu pijavic lze označit za odolné vůči eutrofizaci a organickému znečištění. Na stupnici jakosti vod patří do stupně beta-mezosaprobity. Jejich výskyt je spojován právě s přítomností organického zatížení, proto se jedná o druhy vhodné pro bioindikaci (Adámek a kol., 2010).

## **Korýši (Crustacea)**

### **I) Stejnonožci (Isopoda)**

Typickým zástupcem řádu Isopoda v našich vodách je beruška vodní (*Asellus aquaticus*), která se vyskytuje především v klidnějších částech tekoucích vod, kde tvoří potravní základnu pro omnivorní druhy ryb. Živí se organickým detritem, který se hromadí právě v pomaleji tekoucích částech toku (Hargeby a kol., 2004). Tento taxon je charakteristický tolerancí k organickému znečištění způsobený antropogenní aktivitou, a tudíž i nízkým kyslíkovým koncentracím. Proto jej v rámci indikace znečištění povrchových vod lze zařadit do stupně alfamesosaprobity. (Sládeček a Sládečková., 1995) Vzhledem k zmíněné toleranci se tento druh stejnonožců využívá jako bioindikátor pro biomonitoring míry znečištění prostředí (O'Callaghan a kol., 2019).

### **II) Různonožci (Amphipoda)**

Do řádu Amphipoda řadíme blešivce, pro které je charakteristické zploštění z boku, tedy laterální (Martin a Davis, 2001). Jako nejtypičtějšího zástupce tohoto řádu v našich vodách lze uvést *Gammarus fossarum*, který se vyskytuje především na

lokalitách podhorských potoků s rychle proudící vodou o nízké teplotě v létě nepřesahující 18 °C. Špatně snáší nízké hodnoty pH (Dangles a Guérol, 2000), kyslíkové deficity a organické znečištění, proto Sládeček a Sládečková, (1995) kategorizují jako organismus vod s jakostí oligosaprobity. Patří mezi detritovorní organismy, lze ho zařadit i mezi drtiče (Abel a Barlocher, 1988). Ze spodní strany potravní pyramidy slouží blešivci jako potrava pro ryby v pstruhových až parmových pásmech (Harlioğlu a Farhadi, 2018).

### **III) Desetinozí (Decapoda)**

Raci (Astacidae) patří do řádu Decapoda, kde reprezentují živočichy s unikátní morfologickou stavbou, jež jim umožňuje obývat vodní habitaty od potoků až po jezera. Jejich rozšíření lze detekovat v Severní Americe, Evropě a Asii. Raci se živí omnivorně tedy jsou schopni přijímat živočišnou potravu, nárosty řas, detrit nebo vodní vegetaci. Aktivní jsou především po setmění. Vzhledem k jejich nezaměnitelnému vzhledu jsou relativně dobře pozorovatelní, a proto mohou posloužit i jako bioindikátory. Je však třeba rozlišit na našem území druhy alochtonní a autochtonní (Kozák a kol., 2015). Na našem území se totiž vyskytují pouze 2 autochtonní druhy raků, a to rak říční (*Astacus astacus*) a rak kamenáč (*Austropotamobius torrentium*) (Vlach, 2007).

Raka říčního nalezneme v teplejších nížinných lokalitách od potoků přes řeky až po rybníky, kde však preferuje šterkovitý a kamenitý substrát. Bahnitému se spíše vyhýbá, neboť kamení a kořeny mu slouží lépe jako úkryt). Sládeček a Sládečková. (1995) ho zařadili do oligosaprobního stupně jakosti vod, avšak Adámek a kol. (2010) tvrdí, že vyhovující interval jakosti vody leží od beta-oligosaprobních do betamesosaprobního stupně. Optimální teplota pro adultní stádia je 16–19 °C (Kozák a kol., 2015).

### **Měkkýši (Mollusca)**

#### **I) Plži (Gastropoda)**

Na našem území se vyskytuje přibližně 50 druhů vodních plžů, přičemž největší druhovou diverzitu lze pozorovat na řekách a říčkách, kde nedošlo k příčným úpravám toku a zůstaly zachovány tůňe a slepá ramena. Na výše položených lokalitách v říčkách a potocích se diverzita zmenšuje (Beran, 2002). Mezi potravu vodních plžů patří detrit,

řasy, makrofyta a případně i složitější společenstva nárostů (bakterie, řasy, houby, prvoci), které jsou součástí nárostů (biofilmu) v předmětech ve vodě (Dillon, 2000; Rulík, 2011). Podle Berana (2007) patří mezi typické zástupce rychle proudících lokalit s výskytem velký kamenů kamomil říční (*Ancylus fluviatilis*). Tomuto druhu je připisována náročnost na koncentraci rozpuštěného kyslíku (Velecká, 2002). Na pomalu tekoucích vodách eutrofního charakteru se můžeme hojně setkat např. s bahnivkou rmutnou (*Bithynia tentaculata*) (Beran, 2007).

## **II) Mlži (Bivalvia)**

Na našem území byl potvrzen výskyt 28 druhů mlžů (Beran, 2002). Obecně považujeme mlže za filtrátory, kteří se živí organickým detritem (Morton, 1983). Jejich distribuci v různých typech vod lze označit za rozmanitou. V rybnících, slepých ramenech nebo větších řekách se můžeme setkat např. se škeblí rybničnou (*Anodonta cygnea*). V úživných velkých tocích se může vyskytovat velevrub nadmutý (*Unio tumidus*). Pro rychleji tekoucí méně úživné vody je charakteristický velevrub tupý (*Unio crassus*) a v rychle tekoucích řekách a potocích s oligotrofním charakterem se můžeme setkat s perlorodkou říční (*Margaritifera margaritifera*). Z menších mlžů je třeba zmínit okružanky (rod *Sphaerium*) a hrachovky (rod *Pisidium*), které jsou typické pro písčito bahnité dno (Beran, 2002).

## 3. MATERIÁL A METODIKA

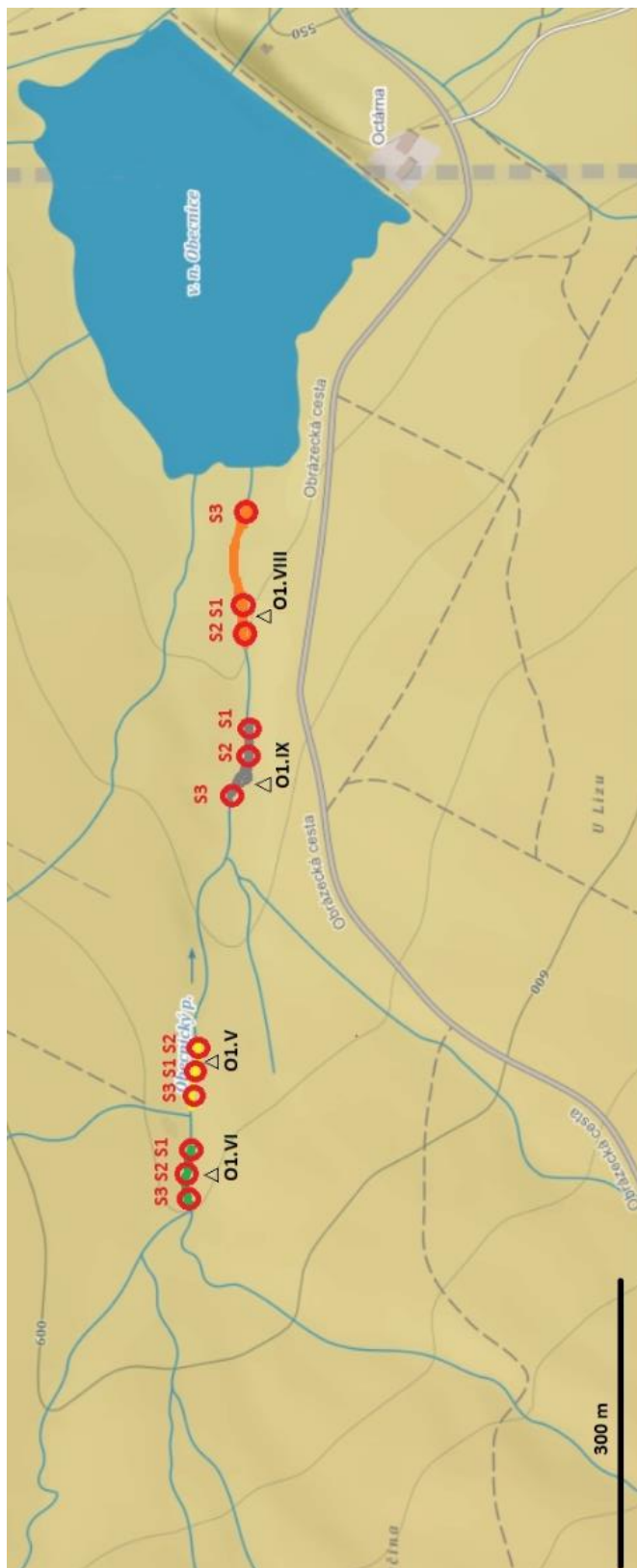
### 3.1. Popis lokalit

#### I) Obec 1

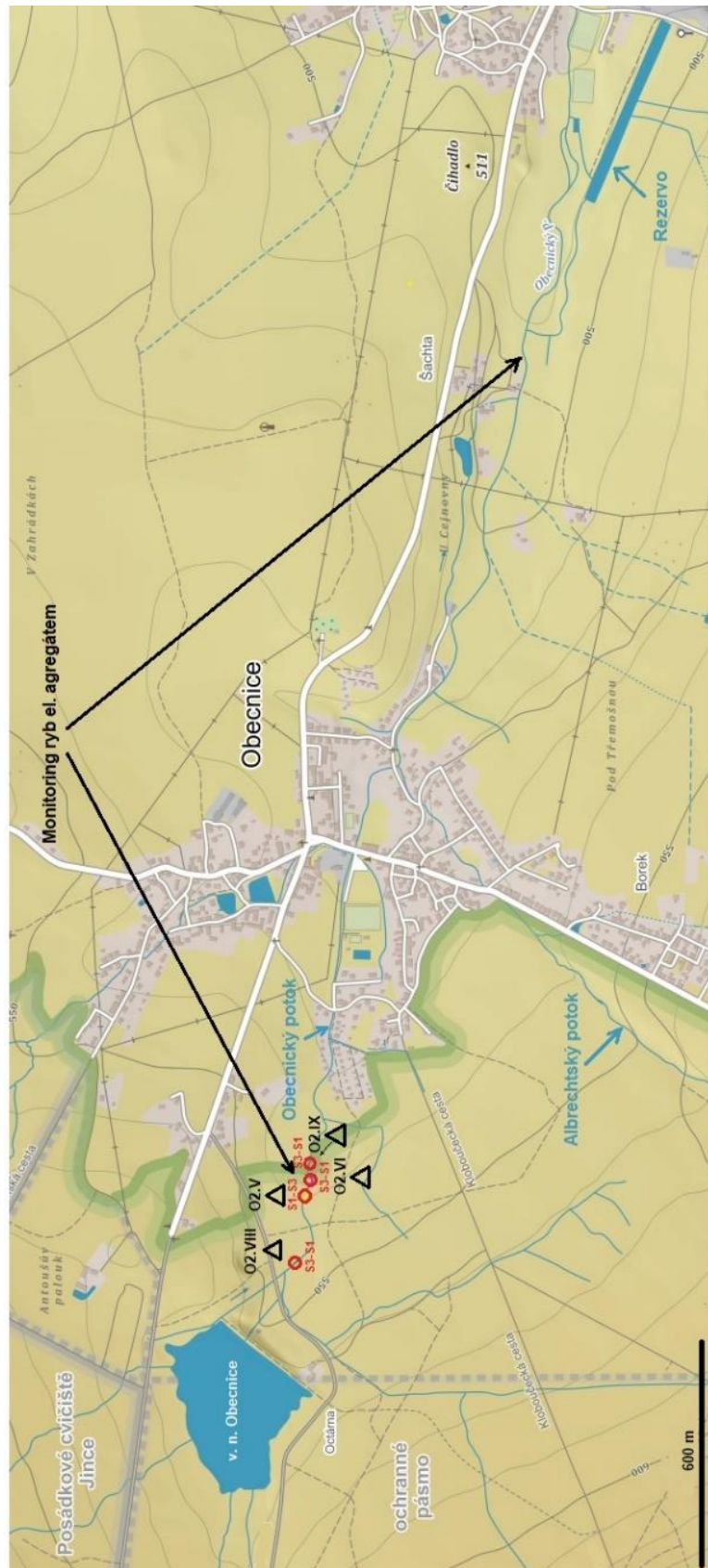
Tato lokalita (Obr. 2) je umístěna do lesní monokultury smrku ztepilého, která je zásobována vodou z nivy Obecnického potoka. Nižší porost v okolí potoka tvoří především mechové nárosty, ze kterých lokálně spíše vzácně vyrůstají keře. Ve vzdálenosti několika metrů od potoka lze pozorovat vyhloubeniny v půdě, do kterých se dostává voda průsakem, nebo při vylití toku během povodňové vlny. Lokalita počíná v ústí Obecnického potoka do retenční nádrže Obecnice a táhne se nahoru proti proudu. Podemleté břehy lemují okraje potoka, na kterých sporadicky vyrůstá nízká příbřežní vegetace. V korytě jsou četné mechové nárosty mechu játrovky (*Marchantiophyta*) a prameničky (*Phontinalis antipyretika*). Voda na první pohled působí čistě, průzračně a je bez zápachu. Charakter toku odpovídá ritrálovým podmínkám, tedy tok pravidelně střídá stojatější tůně, peřeje a vodopádky, které čerí vodu a od pohledu zlepšují kyslíkové poměry. Jediným úsekem, kde lze detekovat napřímení podélného profilu toku je úsek s hydrologickou měrnou stanicí, kde se potýkáme přibližně na 30 metrech s vydlážděním toku.

#### II) Obec 2

Na této lokalitě (Obr. 3), která se nachází pod nádrží Obecnice můžeme pozorovat poněkud více přirozené prostředí než na Obec 1, především z hlediska výskytu dřevin, které jsou mezi potokem a podmáčenou loukou zastoupeny především olší (*Alnus* sp.) a ve větší blízkosti potoka rostou vrby. Optický rozdíl od Obec 1 je pozorovatelný na spádovosti toku, která se zmenšila, tedy ubylo jisté procento čerících vodopádů. Také je možné si povšimnout většího zastoupení naplavených dřevin. Při průzkumu terénu bylo nalezeno staré hradící těleso, které indikuje přítomnost malého vodního díla v minulosti. Celkově působí prostředí Obec 2 mnohem placatěji než Obec 1, nicméně členitost toku stále odpovídá pstruhovému pásmu, kdy se tok na mnoha místech rozděluje na dva a po několika metrech zase spojuje. Vznikají ostrůvky a tam kde se rozdělený potok opět spojuje vznikají tůně s podemletými břehy. Obecně lze popsat tuto členitost a rozpoložení toku jako divočení ritrálu. Úpravy příčného či podélného profilu se na této lokalitě vyskytují pouze bezprostředně pod nádrží Obecnice.



Obr. 2: Mapka lokality Obec 1.



Obr. 3: Mapka lokality Obec 2.

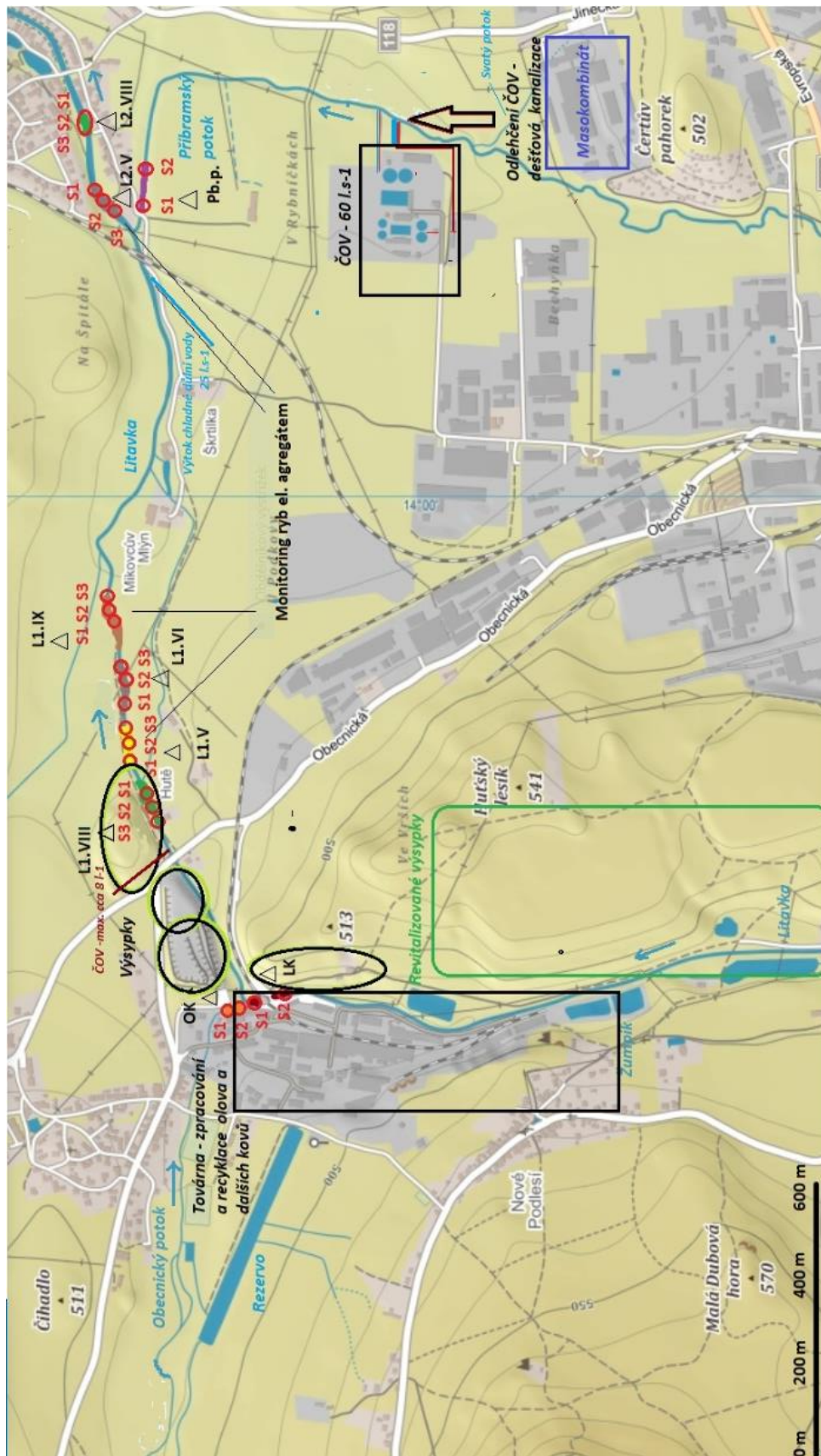
### **III) Lit 1**

Lokalita Lit 1 (Obr. 4) je situována do větší blízkosti obce Příbram a lze na ní detekovat antropogenní zásahy do přirozeného charakteru toku i jeho nivy. První část této lokality je charakteristická napřímením příčného profilu toku, avšak nejedná se o plné vydláždění a boky profilu zarůstají vegetací. Avšak ve vzdálenosti několika metrů od toku se nachází tzv. haldy, které na první pohled mohou působit jako obyčejné kopce, nicméně se jedná o těžební odpad, nutno zmínit, že výška hald atakuje 15 metrů. Na této lokalitě lze již také zaznamenat bodové zdroje OV v podobě vyústění OV z průmyslových částí obce Příbram (např. ze společnosti Ravak) a též přítomnost vyústění malé ČOV indikuje zdroj znečištění, kdy z ní v periodických intervalech vytéká páchnoucí šedá voda, která může způsobovat otravu ekosystému. V druhé části lokality se setkáme s přirozeným korytem toku, který je obklopeno pastvinou a vzrostlým olšovým lesíkem.

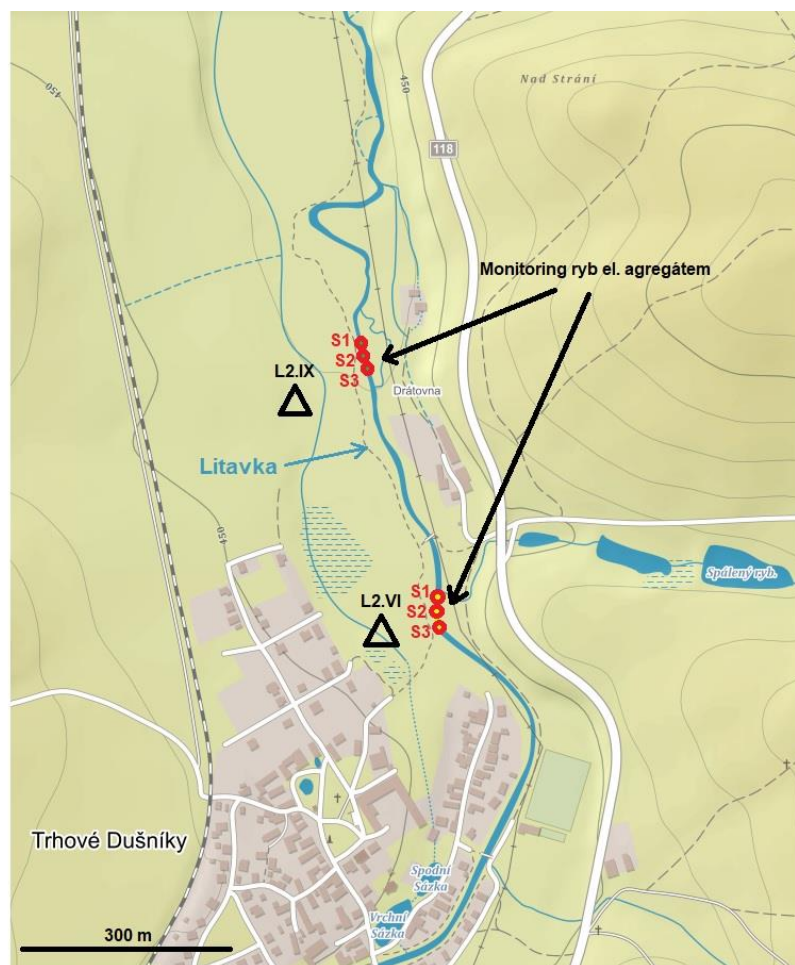
### **IV) Lit 2**

Tato lokalita (Obr. 5) je ze všech nejvíce přiblížená zástavbě (intravilánu) a již na první pohled se nám protékající voda může jevit poněkud zakalená a při vstupu do toku lze cítit silný hnilobný zápach. Na jistých místech vystupují nad vodní hladinu bahnitě ostrůvky. Proudné úseky této úživné lokality nabízejí pohled na řasové a jiné nárosty, mezi nimiž se proplétají zbytky různých hygienických potřeb jako jsou vlhčené ubrousky opticky nesoucí známky defekace místních občanů. Je nutno zdůraznit, že takto znečištěně vypadá lokalita pouze pod soutokem Příbramského potoka a Litavky a to z důvodu vyústění ČOV Příbram do Příbramského potoka několik set metrů nad soutokem. Je tedy nepředstavitelné, jak by Lit 2 vypadala bez ČOV. Nad soutokem působí prostředí znatelně méně znečištěné a je zde vyústění chladné důlní vody s vysokou alkalitou (Let – ústní sdělení), jejíž teplota nestoupá nad 14 °C. Tuto vodu nelze považovat za zdroj znečištění, spíše se jedná o vodu nadlepšující celkovou kvalitu, ale jen v krátkém úseku Litavky.





Obr. 4: Mapka lokalit Lit 1, Lit Kovo, Obec kovo a Lit 2.



**Obr. 5: Mapka lokality Lit 2.**

## **3.2. Vzorkování makrozoobentosu**

### **3.2.1. Postup odběru**

Seznam použitého materiálu a pomůcek:

Surberův odběrák (rozměry rámu: 30×30×40 cm; velikost ok sítky: 500 μm), kbelíky (objem 10 l), vzorkovnice (objem 500 a 1000 ml), stříčka, lihový fix, technický ethanol a kruhové ocelové síto (průměr: 40 cm, hloubka: 10 cm, velikost ok: 500 μm).

Bentos byl vzorkován ve čtyřech termínech (11. V., 24. VI., 11. VIII a 24. IX. 2020) na čtyřech hlavních úsecích a 3 pomocných úsecích (viz obr. 2–5). Pomocí Surberova odběráku byly v rámci každého hlavního úseku a termínu odebrány 3 vzorky; na pomocných úsecích 2 vzorky v srpnovém termínu – celkem 54 vzorků. Rozmístění odebraných ploch bylo znáhodněno v podélném profilu v rámci čtyř bloků reprezentovaných datem vzorkování (tj. nejednalo se o opakovaná měření). V příčném profilu bylo použito plné znáhodnění. Pro docílení reprezentativnosti vzorkování však byly kombinovány dva až tři typy habitatů – proud, vtok do tůně a konec tůně. Pro standardizaci odběrů byly jednotlivé odběry prováděny 3 minuty (narušování dna a omývání substrátu). Obsah odběráku byl poté kompletně převeden na kruhové síto opráním sítky z vnější strany (pomocí stříčky a kbelíku), zbaven většího předmětů (kameny, dřevo atp.), a následně byl materiál prosíván ve vodě pro odstranění jemných částic. Takto upravený vzorek byl převeden do jedné nebo několika 500 ml nebo 1000 ml vzorkovnic (dle potřeby) za pomoci stříčky a kbelíku. Podíl vzorku činil maximálně polovinu objemu vzorkovnice. Poté byla vzorkovnice doplněna až po hrdlo technickým ethanolem a po uzavření byl obsah opatrně promíchán pro optimální fixaci materiálu. Vzorky byly označeny lihovým fixem.

### **3.2.2. Posouzení choriotopu**

Seznam použitého materiálu a pomůcek:

Tvrdé desky o velikosti A4, protokoly, tužka.

Nezbytnou součástí sběru dat bylo posouzení přirozených podmínek, konkrétně struktura dna. Předmětem posouzení byl druh substrátů a jejich poměr zastoupení v místě odběru. Byla zaznamenávána přítomnost nerostů různé zrnitosti (megalithal – psammal), dřevních zbytků (xylal), detritu (CPOM, FPOM), nárostů mechů a řas, kořenů břehových porostů substrátů antropogenního původu (plastové a jiné tvrdé objekty, vlhčené ubrousky, a rozmělněné zbytky komunálního znečištění – obsahujících např. toaletní papír) atd. Poměry zastoupení substrátů byly odhadovány při odbírání bentosu a zapisovány druhou osobou na břehu. Informace byly zapisovány do připraveného tabulky. Nicméně některé parametry, které nebyly v tabulce předepsány, byly psány

zvlášť pod tabulku. Zastoupení parametrů choriotopu na jednotlivých místech je uvedeno v tabulce 4.

### **3.3. Experimentální odlov ryb**

Seznam použitého materiálu a pomůcek:

Benzínový agregát Honda GX160 3600, saky, číslované kbelíky (objem 10 l), plastové korýtka s měřidlem, váha (Kern ABT 220–4M), plastové misky, brodicí kalhoty, gumové rukavice, protokoly, desky a tužky.

Experimentální odlov ryb elektrickým agregátem se konal 20. V. a 8. X. 2020 a bylo při něm přímo zúčastněno 5 osob. Při těchto výjezdech bylo proloveno 6 lokalit v květnu a 5 lokalit v říjnu (Obr. 3–5). Na každé lokalitě bylo vybráno 8 lovicích bodů. Každý bod byl standardizován vedoucím lovicí čety na plochu půlkruhu s průměrem 2 m. Naším cílem bylo prolovit širokou škálu habitatů s důrazem na střídání částí s rychlým a pomalým proudem. Celkově byly vytěženy informace o rybích společenstev z 88 bodů. Odlovované ryby byly umisťovány do očíslovaných kbelíků a průběžně odnášeny na předem připravené stanoviště kde byly determinovány do druhu, změřeny (celková délka, délka těla), váženy a vypouštěny zpět do toku. Do poznámek bylo případně uvedeno pohlaví, věková kategorie (plůdek, juvenil, adult), morfologické malformace nebo jiné zvláštnosti, např. předpokládaný původ u pstruha obecného (divoký / vysazený – podle malformací ploutví a odlišného zbarvení od přírodní populace z horního úseku Obecnického potoka).

### **3.4. Stanovení fyzikálně-chemických parametrů vody a její základní rozbor**

Seznam použitého materiálu a pomůcek:

Multimetr (značka Hach, typ HQ40D), teplotní datalogery TFA, Mobilní Combi souprava (Nesslerovo činidlo, kyselina sulfanilová, činidlo naftylethylen-diamin,

molybdenan amonný, odměrný válec, zkumavky, návod), ocelové tyče - kulatina (délka: 1 m, průměr: 1 cm), provázek, palice, protokoly, desky, tužky.

Získání těchto údajů bylo nedílnou součástí každého vzorkování bentosu i experimentálních odlovů ryb, přičemž bylo prováděno v každém zkoumaném úseku – na některých lokalitách byla data sbírána i bez následného vzorkování bezobratlých nebo experimentálního odlovu ryb. Předmětem měření multimetrem bylo pH, teplota, konduktivita, saturace kyslíkem a jeho koncentrace. Pomocí mobilní Combi soupravy bylo možno určit přibližnou koncentraci  $P-PO_4^{3-}$ ,  $N-NO_2^-$  a  $N-NH_4^+$  tak, že byla provedena řada reakcí dle návodu s odpovídajícími činidly. Vzniklá barva vzorku byla srovnána se škálou pro posouzení daných koncentrací. Dále byl použit přepočít přes molární hmotnost a stanoveny přibližné koncentrace fosforečnanů, dusitanů a amoniaku. Množství toxického  $NH_3$  lze odečíst na základě hodnot pH a teploty, jak uvádí např. Pitter (2009).

Teplotní datalogery byly upevněny na ocelových tyčích do břehů nebo dna na skrytých místech v úsecích Obec 1, Obec 2, Lit 1 a Lit 2 při červnovém termínu vzorkování a sesbírány v průběhu vzorkování v září. Toto detailní měření teplotního režimu bylo provedeno z důvodu předpokládaných letních přísušků a nadprůměrně vysokých teplot na lokalitách pod nádrží. Bohužel datalogger z úseku Lit 1 nebyl zpětně nalezen.

## **3.5. Zpracování dat**

### **3.5.1. Selekce vzorků bentosu**

Seznam použitého materiálu a pomůcek:

Bílý tác (40×29 cm, hloubka: 3,5 cm) s na dně předkreslenou sítí čtverců (6×4 cm), entomologické pinzety, plastové vzorkovnice (25 a 60 ml), prodloužená kuchyňská lžička, stříčka, plastové kruhové sítko (průměr: 10 cm, velikost ok: 500  $\mu$ m), laboratorní lampa s lupou, technický ethanol.

Vzorky byly převezeny do laboratoře, kde bylo naším úkolem oddělit bezobratlé živočichy od zbytku substrátu. Ze vzorkovnice byla pomocí prodloužené lžičky umístěna přibližně 2 cm vrstva materiálu na sítko. Takovýto obsah sítka byl asi čtvrt minuty promýván slabým proudem studené vody. Následně byl obsah kompletně převeden na ták, pomocí slabého proudu studené vody tak, aby byl ták naplněn z přibližně jedné třetiny vodou. Následovala příprava malých průhledných vzorkovnic, které byly popsány kódem pro příslušnou lokalitu, datem odběru a naplněny technickým ethanolem pomocí stříčky. Za pomoci pinzet a dostatečných světelných podmínek byl makroskopicky separován bentos od substrátu. Pro jeden vzorek bylo použito 4–8 malých vzorkovnic (dle potřeby), do kterých byly rozdělovány jednotlivé skupiny živočichů již před samotnou determinací.

### **3.5.2. Determinace bentosu**

Seznam použitého materiálu a pomůcek:

Petriho misky (různé velikosti), entomologické pinzety, laboratorní jehly, stříčky, Pasteurovy pipety (objem baňky: 4 ml), papírové utěrky, binolupa Olympus S2X16, mikroskop Olympus BX51, odborná literatura (klíče k určování bezobratlých), skalpely, žiletky, podložní a krycí sklička, substance na trvalé preparáty (Solakryl BMX), tužka, protokol, analytická váhy (značka Kern, typ ABT 220–4M) a technický ethanol.

Do Petriho misky byl vložen vzorek zástupců stejného řádu a miska se doplnila vodou, tak aby byly organismy zcela ponořeny a nedocházelo tak k nežádoucím odleskům. Celá miska byla umístěna pod binolupu, která byla propojena s počítačem, což umožnilo fotodokumentaci. Pohled do binolupy zprostředkoval detailní obraz morfologické stavby zkoumaných živočichů. Za pomoci odborné literatury bylo možné postupovat od vyšších taxonomických úrovní k nižším cílovým (rod, druh). Manipulace s organismem byla prováděna pomocí pinzety a laboratorní jehly. Postupy v klíči vyžadovali velmi citlivé a opatrné zacházení, protože anatomické determinační znaky byly rozeznatelné např. pouze na předem vypreparovaných částech těla. Po korektním taxonomickém zařazení byli živočichové stejného cílového taxonu spočítáni a na analytických vahách byla zjištěna jejich biomasa ve vzorku. Název taxonu, počet kusů a

biomasa byla zaznamenána do protokolu. Do poznámek byly zapisovány naměřené rozměry zkoumaných živočichů v mm a jiné doplňující informace.

### **3.5.3. Statistická analýza dat**

Pro statistické analýzy byl nejprve využit software Canoco 5 – pro analýzu dat matice četností taxonů ve vzorcích byly využity ordinační metody, konkrétně „Analýza hlavních komponent (PCA)“ a „Kanonická korespondeční analýza (CCA)“, dle povahy dat. Při použití CCA byla pro výběr nejlepších prediktorů použita „Metoda postupného výběru (Step-wise selection)“. Pro analýzu změny abundancí vybraných druhů ryb ve vzorcích definovaných předem vybranými gradienty prostředí byla použita proměnná četnost ve vzorku a matematicky odvozená proměnná „species response“. Trend byl popsán pomocí kvadratických zobecněných lineární modelů (GLM) s Poissonovou distribucí (quasi metoda) pro popis reziduální variance.

Pro testování celkové délky pstruhů obecných byl použit software R Studio a využity knihovny *lme4* a *emmeans*, Pro daný účel byly zvoleny Zobecněné lineární modely se smíšenými efekty (GLMM) a GLM s následným post-hoc testem (Gamma distribuce s link log funkcí popisovala reziduální varianci) pomocí nichž byla testována změna velikostního zastoupení mezi lokalitami F-testem.

Všechny graficky prezentované statistické modely (u nichž to bylo možné) byly vybrány na základě jejich signifikance ( $p < 0,05$ ). V tabulkách a grafech nevytvořených pomocí softwaru Canoco 5 byly použity popisné statistiky (aritmetická průměr / medián) a směrodatné odchylky (SD) průměru pro popis variance naměřených hodnot.

## 4. VÝSLEDKY A DISKUZE

### 4.1. Environmentální podmínky

#### 4.1.1. Teplotní režim

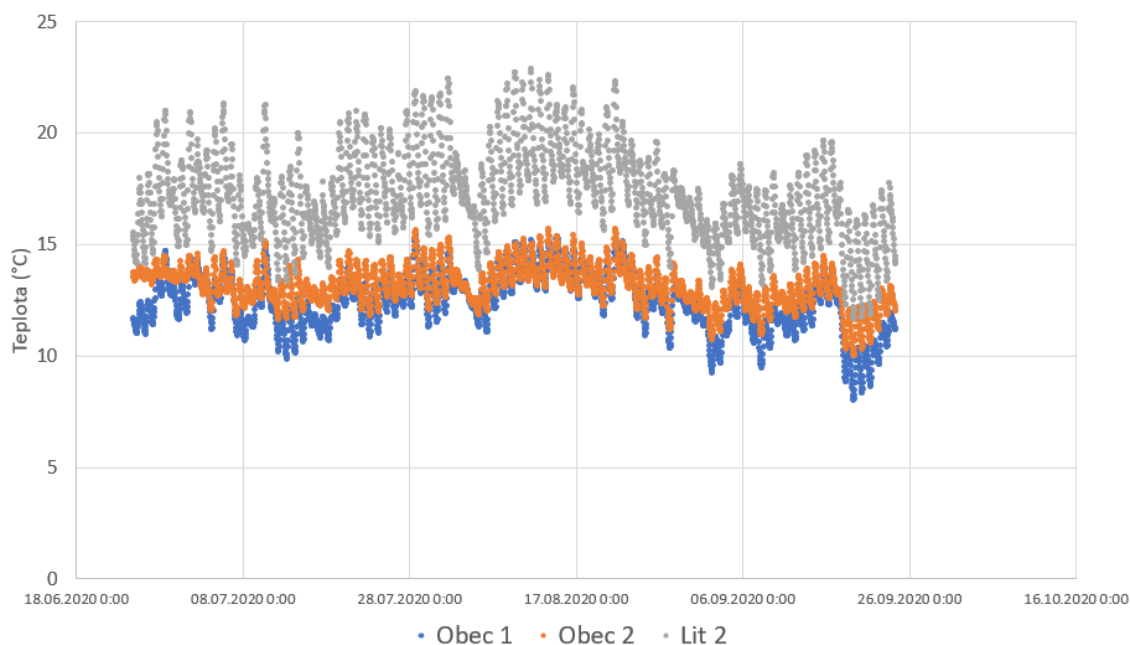
Graf 1 znázorňuje měření teplotních datalogerů v intervalu od června do září 2020 na 3 zkoumaných lokalitách – Obec 1, Obec 2 a Lit 2. Bohužel datalogger z lokality Lit 1 byl ztracen, pravděpodobně činností vodního živlu. Z grafu 1 je patrné, že nejchladnější voda je na lokalitě Obec 1 (maximální teploty nad 15 °C). Při definování přírodních podmínek byla tato lokalita společně s lokalitou Obec 2 shledána jako nejvíce odpovídající pstruhovému pásmu, na což poukazuje i pozorování jedinců pstruha obecného na Obec 1 při odběru bentosu i výsledky z ichtyologického průzkumu na lokalitě Obec 2 a dle Randáka a kol. (2015) jsou naměřené teploty (v intervalu mezi 8 a 14 °C) v optimu pro výskyt pstruha obecného. Je třeba zdůraznit, že na lokalitách Obec 1 a 2 nebyl zaznamenán antropogenní vstup v podobě bodového komunální znečištění, nicméně průměrné teploty se liší především ze dvou důvodů. Prvním je vyšší nadmořská výška lokality Obec 1, která logicky poukazuje na větší blízkost k prameništi, a tudíž i na nižší průměrné teploty. Druhým důvodem je přítomnost vodárenské nádrže Obecnice (Octárna) mezi lokalitami Obec 1 a 2. Její vliv dost pravděpodobně kromě chemismu vody spočívá právě ve změně teplotního režimu, nicméně statistická signifikance rozdílů nebyla pro naše účely testována. Na lokalitě Obec 1 nad nádrží jsou průtoky zpravidla vyšší než na lokalitě Obec 2 (Tab. A). Přítomnost nádrže může tedy silně ovlivňovat životní podmínky pro organismy obývající dlouhý úsek pod nádrží, přestože se jedná o menší nádrž (11,9 ha) vybudovanou blízko pramene vlastního toku. Z daného grafu lze vidět překryv hodnot lokalit Obec 1 a Obec 2 kolem poloviny srpna, zatímco mimo tento interval byla teplota na lokalitě Obec 2 zpravidla vyšší, např. v druhé polovině září až o přibližně 3 °C.

Na Lit 2 lze z grafu 1 vyzorovat znatelné teplotní rozdíly oproti dvěma předešlým. Tato lokalita je umístěna již pod vyústěním OV z obce Příbram, což samo o sobě působí jako faktor, neboť zde lze nalézt několik zdrojů bodového komunálního znečištění. Lze předpokládat, že vyšší teploty jsou způsobeny i tepelným znečištěním z průmyslové výroby. Nicméně teploty naměřené pomocí multimetru na lokalitě Lit 1 byly v průměru stejné jako na Lit 2 (Tabulka 3). Možných důvodů může být více, ale mezi nejpravděpodobnější patří prohřívání vody na několika dalších nádrží a rybnících



v povodí. Navíc je řečiště Litavky v úsecích výše proti proudu od lokality Lit 1 do značné míry degradované tvrdou regulací, což může mít za následek obecný nedostatek vody – odříznutí aluvia od samotného toku a tím pádem zamezení přísunu čisté a chladné vody drénované přes vyvinutý hyporeál a říční aluvium (Tomášek, 2004; Štěrbá a kol., 2008).

Randák a kol. (2015) stanovil optimální teploty pro výskyt pstruha obecného mezi 8 a 16 °C. Při měsících, kdy průměrné teploty atakují až 23 °C, již nelze hovořit o teplotních podmínkách pstruhového nebo lipanového pásma, které byly určeny na základě faktorů, jak je popsal Frič (1871) jako jsou šířka toku, složení substrátu dna, průtok a hloubka.



**Graf č. 1: Data získaná expozicí teplotních dataloggerů v řečišti Obecnického potoka a Litavky na 3 hlavních lokalitách. Datalogger z lokality Lit 1 byl bohužel ztracen.**

#### **4.1.2. Ostatní fyzikálně-chemické parametry a výsledky z rozboru vody**

Po porovnání fyzikálně chemických parametrů ze 4 zkoumaných lokalit bylo zjištěno, že nejnižší hodnoty pH byly naměřeny na lokalitě Obec 1, která drží status s nejmenším počtem antropogenních vstupů. Nelze zde však hovořit o vlivu acidifikace,

neboť v letech 1990 až 2010 prováděl Beneš a kol. (2017) výzkum proměnlivosti pH na tocích horské oblasti Brdy a neprokázali žádné signifikantní rozdíly. Je nutno zmínit, že naměřené hodnoty pH stále odpovídají optimálním hodnotám pro výskyt ryb pstruhových pásem (Velíšek a kol., 2014). Konduktivita se zvyšovala od nejmenší na Obec 1 a 2 kdy multimetr neměřil více než  $90 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-2}$ , přičemž při určování vodivosti na Lit 2 byla zaznamenány již hodnoty překračující  $570 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-2}$ . Je třeba zmínit, že byla prokázána korelace mezi koncentrací ve vodě rozpuštěného zinku a hodnotou konduktivit, kdy Giardina a kol. (2009) ve svém výzkumu uvádějí nejvyšší konduktivitu ze sedmi lokalit právě na lokalitě, kde byl naměřen i největší obsah zinku. Druhá nejvyšší hodnota vodivosti odpovídá dle jejich výsledků lokalitě též druhé v pořadí, co se množství zinku týče. Naše nejvyšší konduktivita byla naměřena na Lit 2, kde i náš výzkum prokázal zatížení zinkem.

Při přechodech z relativně člověkem neovlivněného habitatu Obecnického potoka až po Litavku, byla naplněna očekávání zvyšujících se koncentrací anorganických sloučenin dusíku a fosforu. Především na lokalitě Lit 2 byla naměřena průměrná koncentrace amoniakálního dusíku 3x vyšší než na Obec 1. Koncentrace rozpuštěného kyslíku a jeho saturace byla dle Randáka a kol. (2015) na všech lokalitách přijatelná pro výskyt lososovitých druhů ryb a na Obec 1 jsme se dokonce setkali i s pár případy přesažení saturace  $\text{O}_2$  přes 100 %, což jsme definovali jako vliv členitosti toku s větším spádem, které zapříčiňují kvalitní čerení vody, a tedy snadnou difúzi atmosférického kyslíku. Do toho samozřejmě vstupuje vliv spotřeby kyslíku při organickém rozkladu. Proto na Litavce 1 a 2 byl naměřen nižší obsah kyslíku, neboť na těchto lokalitách se nachází více organického materiálu (bodové vstupy OV), který podléhá rozkladným procesům (Mičaník a kol., 2017).

**Tabulka 3: Fyzikálně-chemické parametry a přibližné koncentrace vybraných látek na 4 hlavních lokalitách**

	Lokalita			
	Obec 1	Obec 2	Lit 1	Lit 2
Parametr	Průměr ± SD (n = 4)	Průměr ± SD (n = 4)	Průměr ± SD (n = 4)	Průměr ± SD (n = 4)
<b>Teplota (°C)</b>	11,98 ± 1,02	13,33 ± 2,13	16,93 ± 4,06	16,18 ± 3,25
<b>pH</b>	<b>7,09 ± 0,81</b>	7,35 ± 0,60	7,45 ± 0,58	7,41 ± 0,30
<b>O<sub>2</sub> (mg.l<sup>-1</sup>)</b>	9,90 ± 0,36	9,02 ± 0,64	8,91 ± 0,55	7,95 ± 1,38
<b>Saturace<sub>2</sub> (%)</b>	99,15 ± 2,38	92,45 ± 5,70	96,83 ± 6,60	81,33 ± 10,48
<b>Konduktivita (μS.cm<sup>-2</sup>)</b>	<b>71,40 ± 20,11</b>	<b>84,35 ± 20,70</b>	<b>390,6 ± 135,74</b>	<b>570,75 ± 196,29</b>
<b>N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> (mg.l<sup>-1</sup>)</b>	< 0,01	0,006 ± 0,002	0,006 ± 0,004	0,03 ± 0,04
<b>N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (mg.l<sup>-1</sup>)</b>	0,18 ± 0,24	0,44 ± 0,27	0,20 ± 0,17	0,56 ± 0,83
<b>P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (mg.l<sup>-1</sup>)</b>	0,04 ± 0,04	0,03 ± 0,01	0,25 ± 0,26	0,21 ± 0,11

### 4.1.3. Choriotop

Při zkoumání choriotopických podmínek a jejich proměnlivosti bylo zjištěno, že jedním z největších antropogenních vlivů je přítomnost retenční nádrže Obecnice mezi Obec 1 a 2. Nejprve je třeba popsat její vliv na neživou (minerální) složku prostředí, tedy kamení (lithal), štěrk (akal) a písek (psammal). Výstavbou tohoto vodního díla podle našich výsledků dochází k narušení režimu ukládání drobných částic. Toto tvrzení je patrné z Tabulky 4, která znázorňuje minerální i organické složení dna na lokalitě Obec 2, která se nachází pod nádrží. Celkové zastoupení kamenů do velikosti 2 cm se nijak statisticky významně nemění, což je způsobeno tím, že sedimentační procesy mají vliv spíše na menší částice jako jsou microlithal, akal a psammal. U výskytu těchto částic lze na Obec 2 pozorovat signifikantní změny jejich zastoupení, tedy jejich nižší podíl oproti ostatním lokalitám z důvodu přehrazení Obecnického potoka, kde se na nádrži vlivem sedimentace tyto částice ukládají. Dále bylo zaznamenáno, že na Obec 2 vlivem nádrže došlo ke změnám průtokových režimů, což má za následek další choriotopické změny. Vlivem nižších průtoků došlo k inhibici samočistícího procesu toku, kdy v terénu byl pozorován nejvyšší podílový výskyt naplavených dřevin (xylalu) a na dně uloženého

detritu, který by byl bez přítomnosti nádrže při nezměněném průtokovém režimu odplavován. Při přesunu na řeku Litavku nám prostředí nabídlo nové antropogenní vstupy (bodové OV, ČOV) což se samozřejmě projevilo i v zastoupení dnového substrátu, kdy na lokalitě Lit 2 byl pozorován výskyt řasových nárostů, které by měli souviset s vyšší trofickou úrovní. Dále jsme zaznamenali důležitý vliv ČOV, kde pod jejím vyústěním začali tvořit choriotop vlhčené ubrousky a další odpad. Je důležité zmínit, že vlhčené ubrousky sloužili jako živný substrát pro výskyt larev dvoukřídlých v nejvyšších abundancích, které jsme během výzkumu zaznamenali.

**Tabulka 4: Parametry choriotopu na jednotlivých lokalitách (pomocné lokality nejsou zahrnuty)**

	Lokalita			
	Obec 1	Obec 2	Lit 1	Lit 2
Parametr	Průměr ± SD (n = 12)	Průměr ± SD (n = 12)	Průměr ± SD (n = 12)	Průměr ± SD (n = 12)
Megalithal	4,58 ± 9,00	18,92 ± 27,88	6,08±7,50	18,75 ± 25,51
Macrolithal	30,42 ±23,67	16,88 ± 17,89	18,75 ± 16,22	11,83 ± 10,70
Mesolithal	16,67 ± 13,12	23,08 ± 11,59	29,00 ± 10,81	21,04 ± 13,68
Microlithal	12,33 ± 6,70	<b><u>8,46 ± 7,79</u></b>	18,75 ± 11,92	11,25 ± 3,61
Akal	13,75 ± 9,46	<b><u>5,80 ± 2,39</u></b>	13,18 ± 7,15	14,17 ± 7,56
Psammal	3,50 ± 4,39	<b><u>1,13 ± 2,04</u></b>	2,83 ± 3,69	5,46 ± 8,20
Xylal	4,78 ± 4,25	<b><u>10,38 ± 9,18</u></b>	2,25 ± 2,95	2,75 ± 4,06
CPOM	1,00 ± 1,58	1,67 ± 3,12	0,25 ± 0,69	1,67 ± 3,73
FPOM	0,42 ± 0,76	4,25 ± 5,43	1,58 ± 2,92	3,17 ± 4,64
Detrit	3,92 ± 4,68	<b><u>5,96 ± 7,47</u></b>	3,08 ± 2,40	3,38 ± 4,10
Mechy	6,63 ± 10,83	0,29 ± 0,83	1,25 ± 4,15	1,71 ± 3,36
Kořeny	0,17 ± 0,55	1,25 ± 2,98	2,92 ± 5,19	×
Řasa	×	×	×	<b><u>2,29 ± 4,73</u></b>
Vlhčené ubrousky	×	×	×	<b><u>0,25 ± 0,83</u></b>
Břehová vegetace	1,83±3,08	2,92 ± 4,31	1,17 ± 2,03	<b><u>1,04 ± 1,90</u></b>
Plech	×	×	×	<b><u>1,25 ± 4,15</u></b>

#### 4.1.4 Rychlost proudu

Změna průtokového režimu na Obec 2 vlivem retenční nádrže Obecnice je velice dobře čitelná z tabulky 5 a S1, neboť na lokalitách Obec 1, Lit 1 a Lit 2 jsme se setkali s velmi podobnou rychlostí proudu (V), jejíž průměr neklesl pod 0,2 a nepřesáhl 0,3. Naproti tomu na Obec 2 lze pozorovat výrazné snížení rychlosti proudu, a to v důsledku odběru vody z nádrže pro vodárenské účely. Dále lze předpokládat korelaci nižší V se sníženými průměrnými průtoky.

**Tabulka 5: Rychlost proudu na hlavních lokalitách (pomocné lokality nejsou uvedeny).**

	Lokalita			
	Obec 1	Obec 2	Lit 1	Lit 2
Parametr	Průměr ± SD (n = 12)	Průměr ± SD (n = 12)	Průměr ± SD (n = 9)	Průměr ± SD (n = 9)
V (průměr)	0,22 ± 0,15	<b>0,14 ± 0,10</b>	0,21 ± 0,09	0,26 ± 0,17
V (max)	0,40 ± 0,28	<b>0,32 ± 0,19</b>	0,63 ± 0,44	0,58 ± 0,34
V (min)	0,04 ± 0,03	<b>0,02 ± 0,02</b>	0,04 ± 0,03	0,07 ± 0,05

#### 4.1.5. Těžké kovy

Litavka je např. spolu s Bílinou udávána jako příklad řeky zatížené těžkými kovy (Adámek a kol, 2010). Jak je vidět z tabulky 6, analýza provedená na vybraných lokalitách ukázala významné znečištění zinkem (Zn) kadmíem (Cd) a olovem (Pb) na lokalitách v blízkosti továrny Kohohutě Příbram (Obec Kovo, Lit Kovo a Lit 1). I níže po proudu dolu. Lokality Obec 1 a Obec 2 nebyly těžkými kovy kontaminovány. Alarmující zjištění je např. podíl olova v sedimentech odebraných na lokalitě Obec Kovo, který dosahuje poměru 1,4 : 10 v sušině sedimentu. Ze zjištěných koncentrací je patrné, že zdroje v Litavce a v Obecnickém potoce jsou jiného charakteru – v sedimentech z Obecnického potoce převládalo olovo a kadmium, kdežto v sedimentech Litavky byl dominantní zinek.

Koncentrace těchto prvků ve vodě však ukázaly jasný trend – nejkontaminovanější lokalitou byla z pohledu kadmia a zinku lokalita Lit 1. Toto zjištění se shoduje s výsledky publikovanými Tomáškem (2004). Ten udává průměrné

koncentrace těžkých kovů pro období 1995–1997 a 2003 – u zinku byla v těchto profilech daná koncentrace stanovena až na hodnotu  $1949 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ , u kadmia až  $19,2 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  a u olova až  $23,7 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ . V námi odebraných vzorcích byly koncentrace prvních dvou zmíněných kovů nižší, zatímco koncentrace olova byla v některých vzorcích až řádově vyšší než tato průměrná koncentrace.

Konkrétně lokalita Obec Kovo byla nejzatíženější pouze olovem, nikoli však kadmii. Vysoké koncentrace olova v sedimentech na této lokalitě byly dost pravděpodobně způsobeny nárazovým vypuštěním nádrží v areálu továrny nebo průplachem dešťové kanalizace z příslušného areálu. Na lokalitách Litavky jsou za zdroje kontaminace považovány výsypky hornin, které lemují břehy zregulovaného řečiště. Zejména stále využívané výsypky nacházející se pod továrnou na levém břehu po proudu říčky, jsou nepochybně jedním z aktivních zdrojů kontaminace lokality Lit 1 (Tomášek, 2004). Koncentrace uvedené v tabulce 6 odpovídají chronické expozici daného prostředí toxickým látkám. Nicméně před a při těchto odběrech nebyly registrovány srážkové události a průtoky byly v normálu. Při rozrušování výsypek a následném splachu uvolněné drti však může docházet i k akutním otravám prostředí. Pronikání těžkých toxických kovů do všech složek životního prostředí v říční nivě Litavky bylo prokázáno i během výzkumu Borůvky a Vacha (2006), kdy se jim podařilo detekovat přítomnost Zn, Cd a Pb ve vzorkách trav lipnice a kostřavy. Pro podrobnější sledování by bylo vhodné využít metody pasivního vzorkování (Vrána a kol., 2014).

**Tabulka 6: Výsledky rozboru vody a sedimentů odebraných na daných lokalitách v září 2020.**

	Obec 1	Obec 2	Obec Kovo	Lit Kovo	Lit 1	Lit 2 nad soutokem	Pb p.	Lit 2
TOC (mg.kg <sup>-1</sup> suš.)	27000	25000	<b>62000</b>	<b>39000</b>	<b>19000</b>	<b>74000</b>	<b>69000</b>	<b>78000</b>
Zn (mg.kg <sup>-1</sup> suš.)	180	170	<b>3400</b>	<b>11000</b>	<b>3800</b>	<b>7400</b>	<b>3600</b>	<b>5200</b>
Cd (mg.kg <sup>-1</sup> suš.)	1,70	2,60	<b>240</b>	<b>76</b>	<b>30</b>	<b>71</b>	<b>24</b>	<b>51</b>
Pb (mg.kg <sup>-1</sup> suš.)	170	87	<b>140000</b>	<b>9100</b>	<b>3700</b>	<b>5900</b>	<b>1100</b>	<b>2200</b>
Zn (μg.l-1)	15	13	<b>120</b>	<b>1000</b>	<b>1200</b>	<b>910</b>	<b>210</b>	<b>530</b>
Zn rozp. (μg.l-1)	<5,0	<5,0	<b>31</b>	<b>820</b>	<b>1000</b>	<b>640</b>	<b>48</b>	<b>180</b>
Cd (μg.l-1)	0,26	0,23	<b>3,1</b>	<b>3,5</b>	<b>7,9</b>	<b>7,2</b>	<b>1,3</b>	<b>3,8</b>
Cd - rozp. (μg.l-1)	<0,05	<0,05	<b>0,69</b>	<b>2,4</b>	<b>6,5</b>	<b>4,3</b>	<b>0,11</b>	<b>0,50</b>
Pb (μg.l-1)	5,8	9,8	<b>690</b>	<b>22</b>	<b>64</b>	<b>100</b>	<b>38</b>	<b>53</b>
Pb - rozp. (μg.l-1)	<0,5	3,2	<b>8,6</b>	<b>3,5</b>	<b>14</b>	<b>7,9</b>	<b>1,0</b>	<b>1,7</b>

#### 4.1.6. Znečištění cizorodými látkami a komunální organické znečištění

Litavka je kromě zatížení těžkými kovy významně znečišťována také městskými OV z obce Příbram. Grabicová a kol. (2020) hovoří o znečištění z domácností (33 000 obyvatel), průmyslových podniků, potravinářských podniků a nemocnic. Ze sledovaných profilů byla Litavka nejznečištěnější vodním tokem léčiv – suma psychoaktivních léčiv byla 1,80 mg.l<sup>-1</sup>. Na základě námi odebraných vzorků dosahovalo celkové znečištění léčiv (Tabulka 7) – na 4 profilech lokality Lit 2 pod ČOV Příbram v průměru 2,75 mg.l<sup>-1</sup>



<sup>1</sup>, přičemž dominantní podíl tvořil lék na hypertenzi Telmisartan, dále pak protizánětlivý lék Diclofenac a antihistaminikum Cetirizin. Příbramský potok (Pb p.), jehož průtok je často během roku tvořen výhradně OV (přečištěnou, ale i odlehčenou) je na tom z hlediska tohoto typu znečištění ještě několikrát hůře. Efekt vstupů vody z ČOV do toků je závislý na ředícím potenciálu, který byl určen nejvyšší v zimních období (30% vstupu odpadních vod) oproti nízkému letnímu ředícímu potenciálu v létě (90% vstupu OV), kdy byl na tocích pod ČOV pozorován vyšší výskyt zaplísnění listové hmoty na dně toku (Englert a kol., 2013). Naproti tomu tato voda zřejmě přispívá ke zředění koncentrace těžkých kovů (tabulka 6).

Zajímavým trendem je přítomnost pesticidů nad vodárenskou nádrží Obecnice (lokality Obec 1). Majoritní podíl mezi pesticidy zde měl insekticid Imidacloprid ze třídy neonikotinoidů a metabolit karbofuranu, 3-hydroxid-carbofuran, nelegálně používaný k trávení zvěře. Pravděpodobně se jedná o rezidua lesnického managementu v pramenné části povodí Obecnického potoka. Na lokalitě Obec 2 byla kompozice pesticidu velmi podobná, celková suma však byla skoro o 50 % nižší. Na lokalitách níže po proudu byly zjištěny zvýšené koncentrace např. metabolitů organochlorovaných herbicidů (Alachlor ESA, Acetochlor ESA, Metolachlor ESA a dalších).

Berger a kol. (2017) ve své studii uvádějí, že špatně vyčištěná OV zpětně vypuštěná do recipientu mívá větší impakt na životní prostředí než zatížení nerozložitelnými mikropolutanty, přestože ty jsou v současnosti v popředí zájmu.

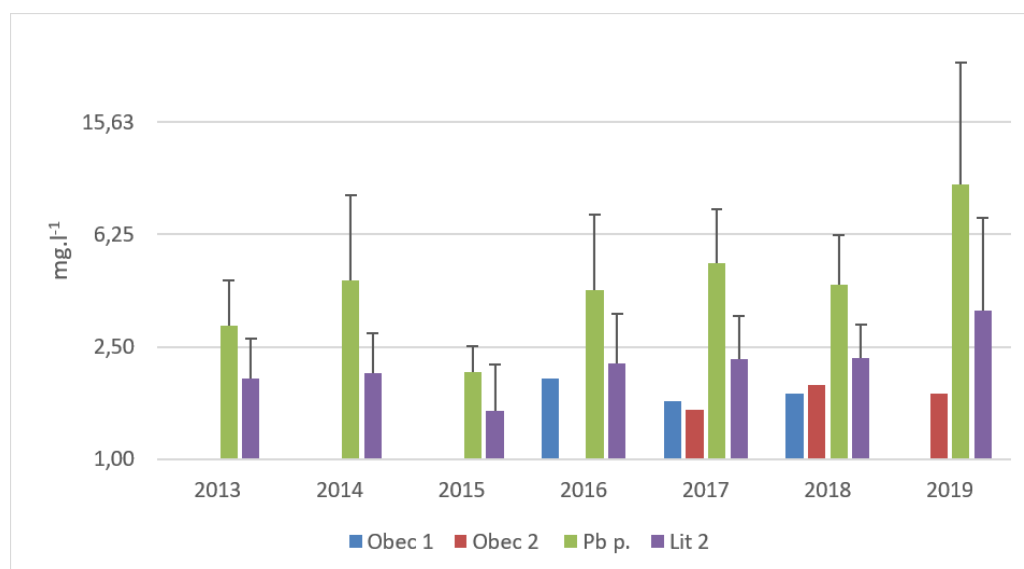
**Tabulka 7: Znečištění pesticidy, léčivý a drogami na jednotlivých lokalitách**

	Obec 1	Obec 2	Obec Kovo	Lit Kovo	Lit 1	Lit 2 nad soutokem	Pb p.	Lit 2
	(n = 1)	(n = 1)	(n = 1)	(n = 1)	(n = 1)	(n = 1)	(n = 1)	průměr ± SD (n = 4)
<b>Suma pesticidy (ng.l<sup>-1</sup>)</b>	132,00	70,32	695,40	1096,10	462,90	1304,00	1692,62	877,87 ± 125,71
<b>Počet pesticidy</b>	8	11	13	22	21	21	37	29,25 ± 0,83
<b>Max pesticidy (ng.l<sup>-1</sup>)</b>	48	13	230	320	130	440	650	207,50 ± 37,00
<b>Suma léčiva (ng.l<sup>-1</sup>)</b>	2,60	1,80	1152,44	127,10	517,00	252,70	6272,58	2751,75 ± 207,18
<b>Počet léčiva</b>	1	1	17	9	16	10	27	24,25 ± 1,79
<b>Max léčiva (ng.l<sup>-1</sup>)</b>	2,60	1,80	610,00	59,00	310,00	130,00	3100,00	1275,00 ± 82,92
<b>Suma drogy (ng.l<sup>-1</sup>)</b>	12,57	11,60	629,03	102,97	357,58	219,06	3764,20	1884,98 ± 236,66
<b>Počet drog</b>	5	3	14	9	12	10	21	21,00 ± 1,22
<b>Max drogy (ng.l<sup>-1</sup>)</b>	7,40	8,70	220,00	41,00	160,00	120,00	920,00	480,00 ± 80,31

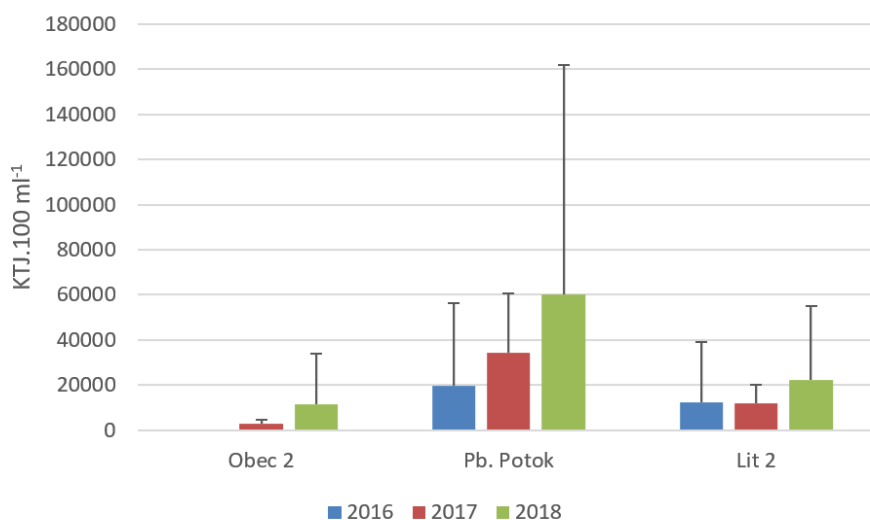
Mnoho pozornosti je v současnosti upíráno na znečišťující látky, jakými jsou farmaka, pesticidy apod. Nicméně značný vliv na oživení toku může mít znečištění cizorodou organickou hmotou, která se dostává z čističek odpadních vod a odlehčovacích kanálů do toků. Přetváří charakter mikrohabitatů zanášením dna odpadním sedimentem, čímž mění podmínky pro oživení. Bohužel se míra tímto zatížením nedá snadno parametricky kvantifikovat – ilustrovat tento jev může např. analýza BSK<sub>5</sub> (Graf 2) nebo mikrobiologické analýzy (Graf 3). Z chybových úseček v grafu 2 je vidět, že hodnoty BSK<sub>5</sub> lokalit Pb. p. (n = 12) a Lit 2 (n = 12) mají veliký rozptyl ve srovnání s hodnotami z lokalit Obec 1 (zde odběr z nádrže, n = 3) a Obec 2 (odběr pod ČOV, n = 12). Vysvětlení hledejme například v pravidelném odlehčování OV z ČOV Příbram ať už z důvodu historické infrastruktury jednotné kanalizace, tak z důvodu vlastního výpadku systému.

Podle Velíška a kol. (2014) se pohybuje optimální rozmezí hodnot BSK<sub>5</sub> pro kaprovité ryby mezi 8-15 mg.l<sup>-1</sup> a dle grafu 2 z výsledků ČHMÚ z roku 2019 došlo k překročení těchto limitů na Příbramském potoce kdy v roce 2019 byly naměřeny hodnoty přes 15 mg.l<sup>-1</sup>.

V případě ryb lososovitých jsou dané limity přísnější a odpovídající jejich větší fyziologické náchylnosti k organickému znečištění. U nich by hodnota BSK<sub>5</sub> neměla překročit 5 mg.l<sup>-1</sup>, což v případě Příbramského potoka bohužel nastalo v letech 2014 - 2019 a můžeme se domnívat, že vysoká biochemická spotřeba kyslíku se v budoucích letech stane limitujícím faktorem pro výskyt lososovitých ryb v Příbramském potoce, kde bohužel experimentální odlov neprobíhal, tedy nejsme schopni prokázat vliv tohoto faktoru na rybí populaci. Navzdory tomu, že na lokalitě Lit 2 byla prokázána experimentálním odlovem největší biomasa pstruha potočního, se jedná o lokalitu, kde byla hranice 5 mg.l<sup>-1</sup> překročena v roce 2019. Podobný trend dokresluje mikrobiologické analýzy v Grafu 3.



**Graf 2: Hodnoty BSK<sub>5</sub> na vybraných profilech od roku 2013 do 2019 (data převzata od ČHMÚ). Chybové úsečky reprezentují směrodatnou odchylku**



**Graf 3: Hodnoty kolonie tvořících jednotek koliformních (fekálních bakterií na vybraných profilech v rozmezí let 2016–2018 (data převzata od ČHMÚ). Chybové úsečky reprezentují směrodatnou odchylku**

Kromě toho zde byly v nedávné minulosti nelegálně skladovány zvláště nebezpečné odpady svážené zejména z nemocnic ale i např. s obsahem polychlorovaných bifenyly (http://www.enviweb.cz/38302) (obrázek 1 v příloze). Tyto odpady byly hromaděny přímo na toku bezejmenného přítoku Litavky IDVT 10265042, který ústí do Litavky nad lokalitou Lit 2 u mlýna. Dle ústních sdělení pamětníků byl tento úsek Litavky dlouhou dobu zcela bez ryb, ačkoliv kolem zaústění ČOV se ryby ještě vyskytovaly.

## 4.2. Společenstva ryb

### 4.2.1. Abundance, biomasa a druhové složení obsádek ryb

Při experimentálních odlovech bylo odloveno celkem 12 druhů ryb. V této hodnotě není započítán vysazený pstruh obecný, zvláště jako druh. V grafech níže se s těmito jedinci však nakládalo jako se samostatným druhem. Při odlovech v květnu bylo odloveno 878 ks ryb o celkové hmotnosti 12,825 kg na 64 místech a při odlovech v říjnu pak 254 ks o celkové hmotnosti 8,123 kg. Jelikož byla při odlovech v říjnu vynechána jedna lokalita pro porovnání lze uvést tyto celkové hodnoty: 724 ks a 11,236 kg a 254 ks a 8,123 kg. Rozdíl v hodnotách byl způsoben zvýšeným výskytem střevle potoční (všechny lokality Litavky) a jelce tloušťě (lokalita Lit 2 u mlýna) na trdlištích – u střevle potoční byl

pozorován charakteristický svatební šat samců a u jelce tlouště jsme pozorovali spermia a ovulaci jiker. Naproti tomu v říjnovém termínu byl pozorován zvýšený výskyt pstruha obecného v pomaleji tekoucích částí na lokalitě Obecnického potoka (Obec 2) – zřejmé shlukování jedinců před třením. U těchto jedinců jsme však svatební šat nepozorovali. Sumarizované hodnoty pro jednotlivé lokality jsou zobrazeny v tabulce 8.

**Tabulka 8: Sumarizované hodnoty charakteristik rybí obsádky na jednotlivých lokalitách**

Lokalita	Datum experimentálního odlovu	Celková početnost (ks)	Celková biomasa (g)	Počet druhů
Obec pod 1	Květen	33	510,5	3
	Říjen	22	371,2	3
Obec pod 2	Květen	40	790	6
	Říjen	56	1512,25	4
Lit 1	Květen	193	770,64	2
	Říjen	45	1167,8	3
Lit 2 nad soutokem	Květen	154	1588,15	3
	Říjen	X	x	x
Lit 2 pod soutokem	Květen	286	3882,8	6
	Říjen	87	3619,5	5
Lit 2 u mlýna	Květen	172	5282,94	6
	Říjen	44	1452,3	8

Z hlediska druhové obsádky dominovala co do počtu střevle potoční – 862 ks (více než ¾ celkové početnosti). Nicméně její masivní výskyt byl omezen na lokality Lit 1 a Lit 2. Na nejnižší položené lokalitě Lit 2 u mlýna nebyla její hejna už zdaleka tak početná. V tomto místě byl však zaznamenán nejvyšší výskyt jelce tlouště a velkých jedinců hrouzka obecného.

Druhem, který byl odloven na všech lokalitách byl pstruh obecný, avšak jeho početnost byla značně nižší na Litavce oproti Obecnickému potoku. Plůdek pstruha

obecného byl zaznamenán jen v lokalitě Lit 2 nad soutokem. Tento krátký úsek končící soutokem s Příbramským potokem (a zároveň i zaústěním většiny kanalizace obce Příbram do Litavky) je charakteristický chladnější vodou – cca 200 m nad zmíněným soutokem zaústíuje stabilní člověkem vybudovaný přítok chladné vody jako pozůstatek důlní činnosti. Oproti očekávání nebyl zaznamenán žádný plůdek pstruha obecného na Obecnickém potoce, ale v říjnovém termínu zde byly odloveno několik jedinců velikosti „ročka“. Dle ústního sdělení hospodáře MO Příbram, který byl na moment přítomen při odlovu, se plůdek před experimentálním odlovem nevysazoval 3 roky. Lze předpokládat, že z důvodu nízké teploty vody při květnovém termínu (ve srovnání s Litavkou), mohl plůdek pstruha obecného v Obecnickém potoce setrávat ještě stále zahrabaný v šterkových lavicích. Plůdek v Litavce byl již plně rozplavaný.

Mihule potoční byla vázána pouze na Obecnický potok, přičemž dospělí jedinci byli zaznamenáváni pouze v říjnovém termínu. Přestože jsme se snažily na lokalitách Litavky minohy vyhledat v místech s nahromaděným sedimentem, její výskyt zde nebyl potvrzen. Přítomnost okouna říčního a ježdíka obecného na lokalitách byla sporadická a pravděpodobně závislá na přítomnosti rybníků v povodí. Podobně tomu bylo u cejna obecného, plotice obecné a perlína ostrobřichého. Tyto druhy byly však zaznamenány (zato však v hojnějších počtech) až od soutoku Litavky s Příbramským potokem (Lit 2 pod soutokem a Lit 2 u mlýna), zpravidla na místech s větší hloubkou (cca 1,5 m) a nízkou rychlostí proudu. Soutok Litavky a Příbramského potoka je pravděpodobně jedno ze „vstupních míst“ kaprovitých a okounovitých ryb do Litavky, jelikož se na toku Příbramského potoka výše proti proudu nacházejí obhospodařované rybníky.

Druhem, který se vyskytoval spíše sporadicky, ale zato v nejvýše položené lokalitě (Obec pod 1) i nejnižší položené lokalitě (Lit 2 u mlýna) byla mřenka mramorovaná. Její výskyt nebyl potvrzen v lokalitách Lit 1, Lit 2 nad soutokem a Lit 2 pod soutokem, což může naznačovat citlivost na těžké kovy – viz níže. Relativní a absolutní četnosti ryb v jednotlivých lokalitách shrnuje graf 4 kombinovaný s tabulkou.



**Graf 4: Relativní a absolutní četnosti druhů ichtyofauny a vybraných vývojových stádií na monitorovaných lokalitách**

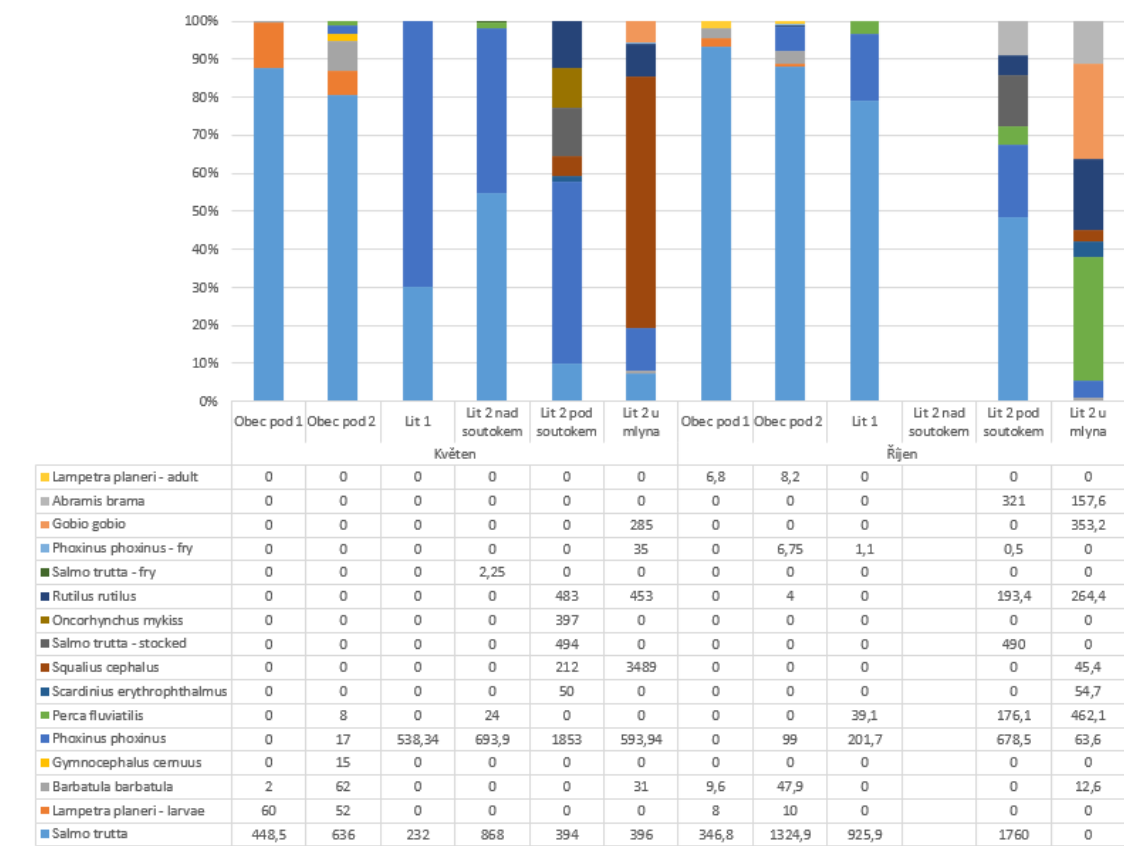
Hmotnostní složení obsádek popisuje graf č.5. Při odlovu na lokalitách Obecnického potoka byl z hlediska biomasy dominantním druhem jednoznačně pstruh obecný – jeho hmotnostní zastoupení činilo téměř 90 % celkové biomasy na lokalitě Obec pod 1, přičemž bylo uloveno 448,5 g této ryby. Následným sestupem po proudu toku na lokalitu Obec pod 2 se hmotnostní zastoupení pstruha obecného lehce snížilo na 80 %, nicméně celková hmotnost ulovených ryb byla 636 g což nám i přes nižší podíl ukázalo zvýšenou celkovou biomasu pstruha obecného oproti Obec pod 1. Majoritní podíl pstruha obecného z hlediska biomasy byl vystřídán na lokalitě Lit 1 dominancí střevle potoční. Zde pstruh obecný zaujímal již pouze 30 % hmotnosti obsádky při odlovených 232 g pstruha obecného a 538,34 g střevle potoční. Tento jev byl apriorně připisován zvýšené průměrné teplotě a detekovatelnému znečištění těžkými kovy, jak se ukázalo i na základě ordinačních analýz níže. Je třeba dodat, že oproti zjištěným četnostem byl pozorován vyšší poměr hmotnostního zastoupení pstruha potočního na Lit 1. Poslední lokalitou, kde byl výskyt pstruha obecného shledán jako majoritní je Lit 2 nad soutokem,

při procentuálním zastoupení 55 % a celkové hmotnosti 868 g. Tato lokalita nám odhalila celkově nejvyšší biomasu tohoto druhu navzdory zvýšené kontaminaci těžkými kovy (Tabulka 6). Přítomnost těžkých kovů může mít ve většině případů negativní efekt na populace pstruha obecného, neboť dochází k redukci počtů reprodukceschopných jedinců. Naproti tomu zatížení TK může mít i pozitivní efekt z hlediska kvality genofondu, kdy zvýšený počet genetických mutací vede ke kvalitnější selekci nežádoucích alel, čímž se výsledná populace stává více heterozygotní s větší genetickou variabilitou (Durrant a kol., 2011)

Zajímavý je fakt, že tato lokalita se dá považovat za více urbanizovanou než všechny předešlé a podle výzkumu autorů Kemp a Spontila (1997) by se biomasa pstruha obecného měla se zvyšující urbanizací snižovat, nicméně naše výsledky uvádějí pravý opak. Přesto bych rád zdůraznil, že míra urbanizace a porovnávání různých druhů lokalit může být velice rozdílná mezi naším a jejich výzkumem, proto se přikláním k teorii, kde se populacím pstruha obecného daří více v neobydlených úsecích a ve výsledku je to logické.

Na posledních dvou lokalitách byl výskyt pstruha obecného spíše minoritní. Naproti tomu na Lit 2 byl zaznamenán významný výskyt jelce tlouště, jehož biomasa zaujímala přes 60 % celkové hmotnostní obsádky. U tohoto druhu lze předpokládat vliv jeho predančního tlaku na populace juvenilních stádií ostatních druhů ryb, což lze vyzorovat na procentuálním zastoupení střevle potoční, které se oproti lokalitám bez tlouště snížilo. Při říjnovém odlovu na stejné lokalitě bylo zjištěno, že majoritního predátora vystřídal za tlouště okoun říční, jehož zastoupení čítalo přibližně 30% hmotnostní obsádky a stejně jako u tlouště byl pozorován úbytek střevle potoční, proto lze předpokládat vliv přítomnosti okouna na populační dynamiku střevlí.





**Graf 5: Relativní a absolutní hmotnosti jednotlivých druhů ichtyofauny a vybraných vývojových stádií na uvedených lokalitách.**

#### 4.2.2. Reakce společenstev ryb na stanovené environmentální podmínky

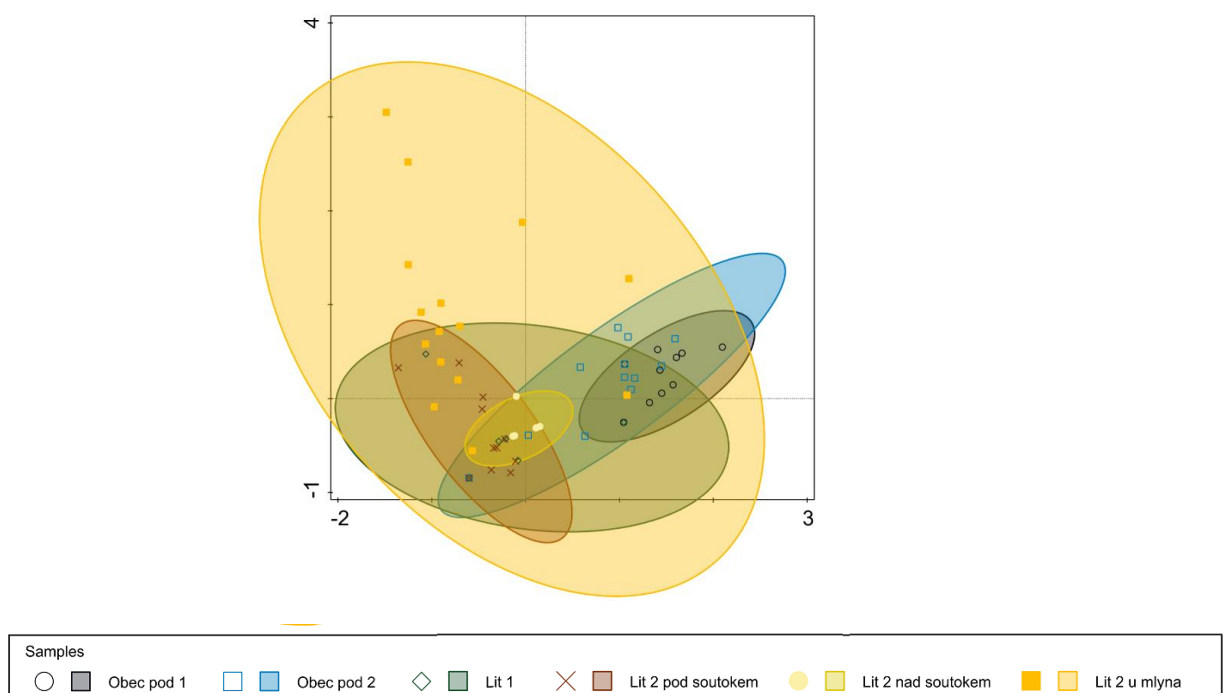
Pokud použijeme tzv. ordinační metody, které byly vyvinuty pro hodnocení společenstev organismů, můžeme vypočítat na základě zaznamenaných četností jednotlivých druhů polohu těchto druhů nebo i vzorků v ordinačním grafu. Tento graf je ve dvojrozměrném prostoru definován dvěma ordinačními osami, které definují polohu vzorků (zpravidla se zobrazují ty osy, které mají nejvyšší vypovídající hodnotu). Celkový počet os je dán počtem vysvětlovaných proměnných – v našem případě to jsou druhy s jejich zaznamenanými četnostmi (abundancemi) ve vzorcích. Tyto hodnoty se svojí druhovou příslušností jsou mezi sebou přepočítány pomocí algoritmu tak, aby ve vzniklých hodnotách definujících polohu budoucích bodů zůstala zachována jejich mezidruhová závislost. Obdobně lze zohlednit do těchto vztahů i naměřené podmínky prostředí a jiné externí faktory (Lepš a Šmilauer, 2003).

V grafu 3 jsou zobrazeny body reprezentující jednotlivé vzorky definované jednotlivými lokalitami. Poloha těchto bodů je dána kompozicí druhů s jejich abundancemi v daných vzorcích. Čím jsou si body blíže, tím jsou si vzorky z hlediska dané kompozice podobnější (mohou se překrývat). Elipsy definující prostor kolem bodů ohraničují výskyt potenciálních bodů, které by se zde mohli vyskytnout. Velikostí své plochy nám ukazují na rozmanitost daných lokalit – můžeme však předpokládat i širší dostupnost ekologických nik. Rozsah překryvu jednotlivých elips pak poukazuje na podobnost ve společenstvech jednotlivých lokalit.

Podíváme-li se na všechny vzorky jako celek definovaný lokalitami a podmínkami prostředí, můžeme pak najít odpověď na různé otázky. Přesněji řečeno – definovat pravděpodobnost platnosti nulových hypotéz:  $H_0$  (hypotéz, které zpravidla předpokládají žádný rozdíl ve sledovaných hodnotách mezi kategoriálními prediktory, případně nulové vztahy mezi numerickými proměnnými. Se zvolenou metodou „kanonická korespondenční analýza (partial CCA)“ a s postupným výběrem prediktorů (stepwise selection - AIC) jsme došli k závěru, že pro popsání posunu v kompozici společenstva ryb z hlediska abundance jednotlivých taxonů nám stačí pouze lokality Lit 2 u mlýna > Obec od 1 > a Obec pod 2. Přibližný rozsah vlastností nezávisle definovat daná společenstva je možné spatřit i v samotném grafu – jedná se o místa elips, kde nedochází k překryvu s žádnou jinou další elipsou. Zároveň tyto lokality fungují jako statisticky významné (signifikantní) prediktory změny daného společenstva ( $p < 0,05$ ). Model je však v rámci našich možností zjednodušený a nezohledňuje vztah mezi lokalitami – zejména prostorové korelace, podobnosti jednotlivých habitatů aj.

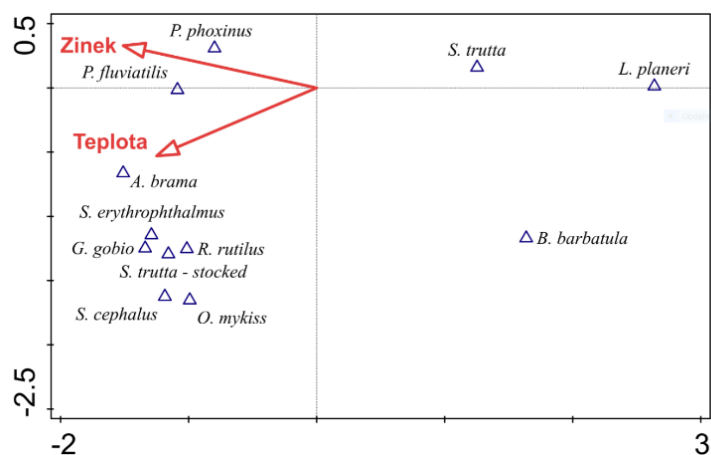
Přesto je vhodné zamyslet se nad důvodem těchto vztahů. Lokality Obec pod 1 a Obec pod 2 byly úzce definované výskytem mihule potoční, která se jinde nevyskytovala (na lokalitě Obec pod 2 byl také odloven ježdík obecný, což patrně zvýšilo její výjimečnost při použití dané metody). Naproti tomu lokalita Lit 2 u mlýna byla druhově nejbohatší (tabulka 8) s výskytem kaprovitých ryb, mřenky mramorované a okouna říčního a s nejmenším výskytem pstruha obecného ze všech lokalit obecně. Řeka je zde poměrně hluboká a dotovaná přečištěnou odpadní vodou, ale často i odlehčenou odpadní vodou z ČOV Příbram (konstantních cca  $60 \text{ l}\cdot\text{s}^{-1}$ , pokud nebereme v úvahu srážkové události a jiné jevy). Niva je zde široká s možností rozlivu a jsou zde vytvořeny postranní tůň a místa se stojatou vodou, bahnitě náplavy. Charakter toku se mění ze pstruhového

typu na jiný typ, ve kterém má místo více druhů současně. Rovněž chemické a fyzikální vlastnosti vody – teplota vody až 23 °C (graf 1) – jsou poněkud vzdálené od optimálních hodnot pro pstruha obecného (Randák a kol., 2015). Teplejší voda a nepochybně nižší hodnoty nasycení kyslíkem zejména v zabahněných částech nepochybně souvisí s vypouštěním ČOV – zvýšené hodnoty BSK<sub>5</sub> (Velíšek a kol., 2014). Důvodem, proč se tyto změny neprojeví v obsádce již pod zaústěním ČOV (Lit 2 pod soutokem) lze vysvětlit blízkostí úseku Lit 2 nad soutokem, který, jak již bylo zmíněno výše, má charakter pstruhového pásma (čemuž odpovídají data z odlovu). Pstruzi mohou migrovat mezi těmito úseky. Hrouzek obecný byl však (hojně) zaznamenán až v lokalitě Lit 2 u mlýna, což by mělo korelovat s výskytem pro tento druh vhodných habitatů až v této části řeky. Odlišnost společenstva lokality Lit 2 u mlýna od ostatních lokalit (nepřeryté elipsy) by měla korelovat i právě se změnou habitatu (přítomností nových ekologických nik), přičemž překryvy s ostatními lokalitami by měly signalizovat podobnost těchto ekologických nik. Největší plocha elipsy v rámci této lokality by měla signalizovat největší bohatost ekologických nik.



**Graf 6: Biplot zobrazující polohu vzorků danou kompozicí druhů v rámci jednotlivých lokalit. Příslušné elipsy vymezují rozložení vzorků v prostoru.**

Co se týče numerických prediktorů, metoda postupného výběru signalizovala 2 nejdůležitější prediktory z vybraného setu (koncentrace kyslíku, saturace, teplota, konduktivita, pH, P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> a koncentrace zinku): „zinek“ a „teplota“ (Graf 7).



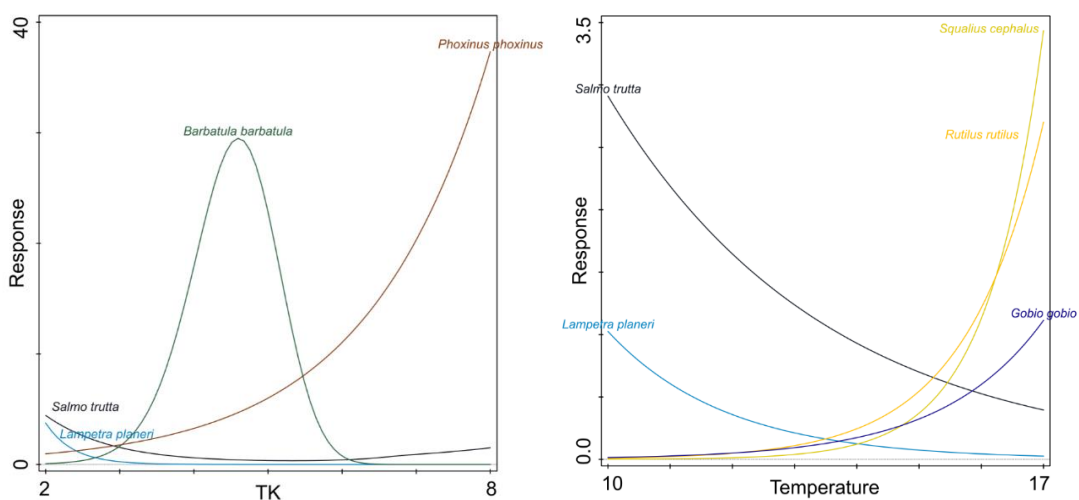
**Graf 7: CCA ordinační diagram zobrazující signifikantní vztah environmentálních proměnných, vyhodnocených jako nejdůležitější prediktory a druhů označených modrými trojúhelníky.**

Specifické reakce populací vybraných druhů ryb pro oba tyto prediktory jsou zobrazeny v rámci grafů 8 a 9. Pro modelování těchto odpovědí byla využita odpověď – „response“ (matematicky stabilizovaná hodnota vycházející z četnosti jedinců ve vzorcích) s gradientem daného parametru (koncentrace zinku a teplota). Koncentrace zinku ( $\mu\text{g.l}^{-1}$ ) byla logaritmována. Pro modelování křivky byl použit kvadratický zobecněný lineární model (GLM). Pro popis reziduální variance byla apriorně zvolena Poissonova distribuce (quasi metoda). Všechny odpovědi zobrazených druhů byly signifikantní ( $p < 0,05$ ), nicméně ne všechny signifikantně korelující druhy byly v modelu ponechány (ponechány byly jen ty druhy, pro které to bylo logické).

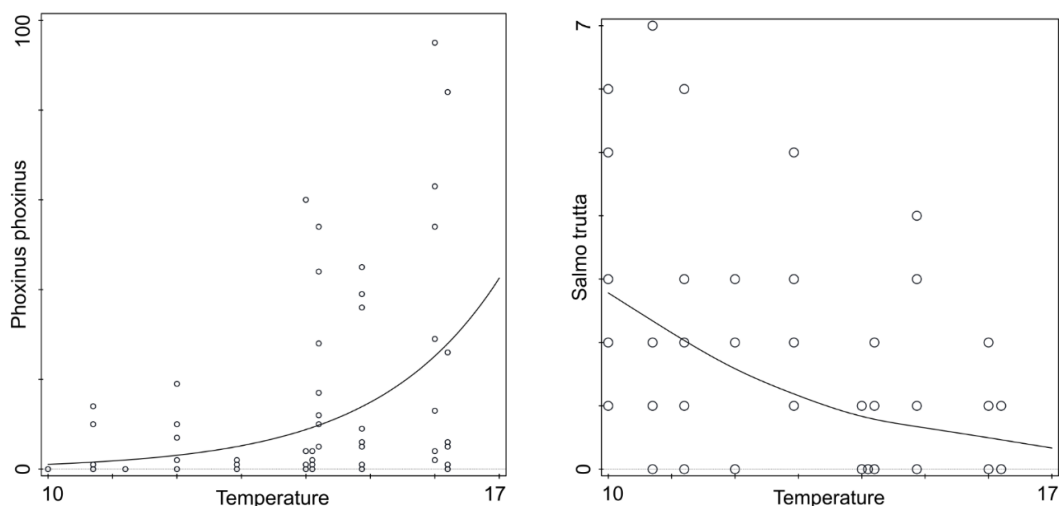
V grafu 8 lze vidět odpověď mihule potoční na zinek – její početnost s rostoucí koncentrací klesá, podobně jako u pstruha obecného, u něhož však odpověď není lineární. Při vyšších hodnotách (od cca  $400 \mu\text{g.l}^{-1}$ ) je odpověď zpětně rostoucí. Může to být statistická chyba, ale i důsledek adaptace některých jedinců těmito podmínkám (Klerks a Weis, 1987) nebo právě preference odolnějších jedinců pro místa s vysokými hustotami střevle potoční. Jak je totiž vidět z grafu, populace střevle potoční měla nejvyšší hustotu

právě v nejvíce zatížených místech. U mřenky mramorované model indikuje optimum pro tento druh –  $90 \mu\text{g.l}^{-1}$  (vrchol píku), i když se v tomto případě nedá hovořit o optimu v pravém smyslu slova. Při této koncentraci jsou populace pstruha obecného i mihule potoční už slabé. Oproti střevli potoční se tak zdá být mřenka mramorovaná méně tolerantní ke znečištění těžkými kovy, ačkoliv některé zdroje ji považují za odolný druh nebo právě středně odolný druh (Kotelatt a Freyhof, 2007).

„Odpověď“ ryb na zvyšující se teplotu vody je bohužel zatížená zvýšenými koncentracemi těžkých kovů na místech po proudu dolu s vyšší teplotou vody, nicméně dle dostupných zdrojů se zdá být logická (Randák a kol., 2015). Pstruh obecný a mihule potoční ubývali se zvyšující se teplotou, zatímco ostatní vybrané druhy profitovali na zvyšující se teplotě vody (dle jejich početnosti, ne biomasy). Střevle potoční byla však z grafu vyjmuta a její odpověď je vynesena zvlášť, protože její početnost vysoce převyšovala všechny ostatní druhy ryb (viz Graf 10). Z tohoto grafu je vidět, že i tento druh pozitivně koreloval se zvyšující se teplotou vody. V grafu 11 je individuálně vyobrazena korelace pstruha obecného, jakožto ryby přítomné ve většině míst s teplotním gradientem. Pro modelování těchto vztahů byla využita totožná metoda jako u předchozích dvou vyobrazených grafů, ale graf 10 a 11 narozdíl od předešlých dvou grafů zobrazuje přímo hodnoty početnosti na ose y a navíc i polohy jednotlivých vzorků pro naměřené teploty.

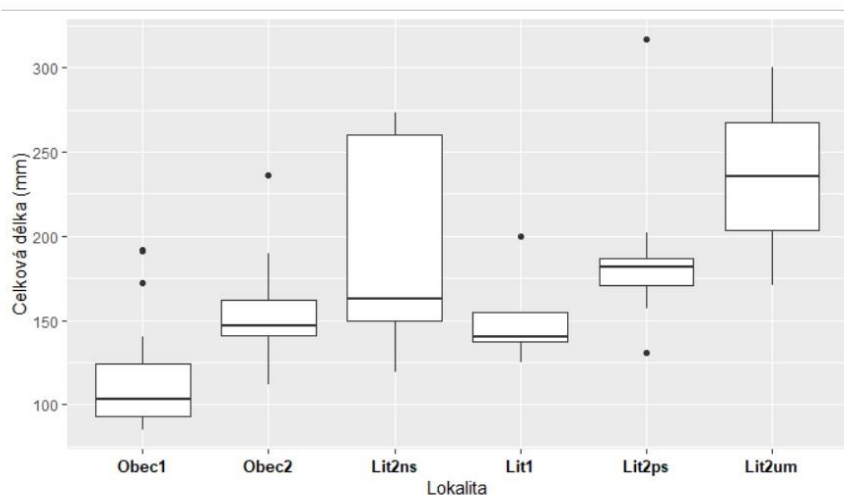


**Graf 8 a 9: Signifikantní odpovědi druhů na nejdůležitější environmentální proměnné ( $p < 0,05$ ). TK = koncentrace zinku, Temperature = teplota.**

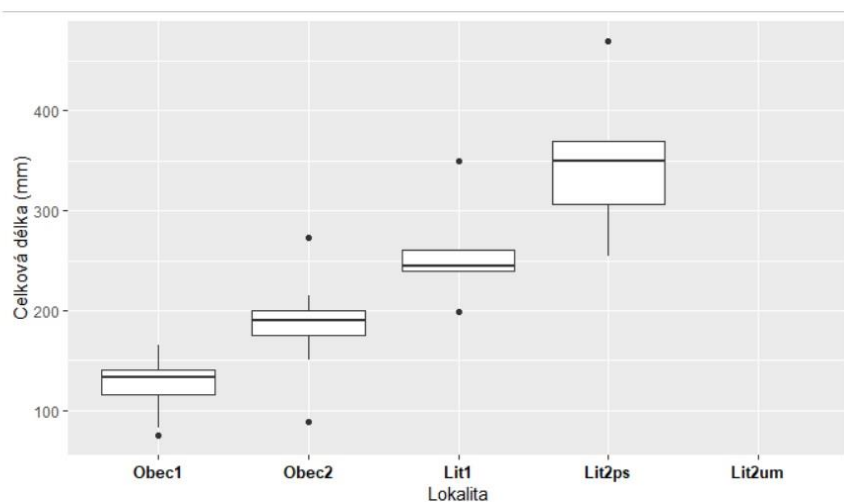


**Graf 10 a 11: Signifikantní korelace střevle potoční a pstruha obecného ( $p < 0,05$ ). Osa x představuje teplotní gradient, osa y představuje absolutní početnosti jedinců ve vzorcích.**

Poslední záležitostí bylo porovnání velikostního složení obsádky pstruha obecného na jednotlivých lokalitách. K tomuto účelu byl využit zobecněný lineární model s náhodnými efekty (GLMM) a GLM pro porovnání velikostního složení. Pro popis reziduální variance byla apriorně zvolena Gamma distribuce s logaritmem jako link funkcí. GLMM indikoval vysoce signifikantní rozdíly ( $p < 0,001$ ) mezi blíže nespécifikovanými lokalitami z našeho datasetu (jako náhodný efekt byl opět zvolen termín odlovu). GLM indikoval navíc i signifikantní interakci mezi termínem odlovu a lokalitami. Tudíž se na jednotlivých lokalitách neměnila v rámci termínu velikost ryb se stejným rozdílem. Výsledek lze shrnout tak, že velikost pstruhů obecných byla obecně větší v říjnu oproti květnu, ale signifikantně vyšší ( $p < 0,05$ ) jen na lokalitách Lit 1 a Lit 2 pod soutokem (pro Lit 2 nad soutokem a Lit 2 u mlýna nebyla možnost srovnání). Nejmenší velikost pstruhů byla na lokalitě Obec pod 1, kde nebyl navíc indikován ani signifikantní rozdíl ( $p > 0,05$ ) mezi červnem a říjnem. Na rozdíl od ostatních lokalit včetně Obec pod 2. Růst na lokalitě Obec pod 1 je tedy pravděpodobně pomalejší ve srovnání s ostatními lokalitami. Naopak nejmarkantnější rozdíl mezi termíny odlovu byl pozorován na lokalitě Lit 2 pod soutokem (to však bylo způsobeno hlavně výskytem jedné větší ryby). Naměřené hodnoty jsou shrnuty v grafu 12 a 13.



**Graf 12: „Box and whiskers plot“ se střední hodnotou mediánu zobrazující velikostní složení obsádky pstruha obecného na jednotlivých lokalitách v květnovém termínu.**



**Graf 13: „Box and whiskers plot“ se střední hodnotou mediánu zobrazující velikostní složení obsádky pstruha obecného na jednotlivých lokalitách v říjnovém termínu.**

## 4.3. Společenstva bezobratlých – makrozoobentosu

### 4.3.1. Nalezené taxony

Celkem bylo vyhodnoceno 19 vzorků. U 12 vzorků byla provedena základní determinace zúžená často na nižší taxonomickou úroveň přičemž v rámci 5 vzorků byla provedena důkladná determinace (viz tabulka 10 v příloze). V těchto vzorcích bylo identifikováno 55 taxonů, které se však mohou překrývat v případě raných stádií, u kterých nebylo možné spolehlivě identifikovat vyšší taxonomickou příslušnost.

V 19 vzorcích odebraných na 4 hlavních lokalitách (viz tabulka 10 v příloze) bylo nalezeno 9 taxonů jepic, 5 taxonů pošvatek, 19 taxonů chrostíků, 15 taxonů brouků, 1 taxon střechatek, 29 taxonů dvoukřídlých, 1 taxon vážek, 1 taxon mlžů, 2 taxony plžů, 2 taxony máloštětináčů, 5 taxonů pijavic, 1 taxon ploštěnek, 1 taxon strunovců a 2 taxony korýšů (celkově 93 taxonů). Při přebírání a terénní práci jsme zaznamenali další taxony, např. vážku klínatku (*Gomphus* sp.), mlže okružanku (*Sphaerium* sp.), raka říčního (*Astacus astacus*) aj.

### 4.3.2. Absolutní četnosti a biomasa

Z hlediska absolutních četností byl indikován marginálně nesignifikantní rozdíl při srovnání všech čtyř lokalit ( $p = 0,055$ ). Avšak síla testu byla limitována, takže se s více než 60% pravděpodobností jedná o chybu II. typu. Nicméně rozptyl hodnot u lokality Lit 2 byl tak vysoký, že tyto hodnoty lze považovat pouze za informativní. Pro porovnání tohoto parametru bude zapotřebí použít více vzorků, které však nebylo z důvodu limitace pracovní doby možno zpracovat. Z hodnoty vysokého rozptylu u lokality Lit 2 (Tabulka 10) (který byl způsoben četností přesahující 2300 ks zoobentosu na 1 Surberův odběrák ve vzorku odebraném v srpnovém termínu) a ze zkušeností získaných při přebírání vzorku v laboratoři lze konstatovat, že z hlediska četností bude lokalita Lit 2 dominovat, a to zřejmě i díky přísunu živin z ČOV Příbram vyplavující se do Příbramského potoka (absolutní četnosti zde předpokládáme zdaleka nejvyšší).



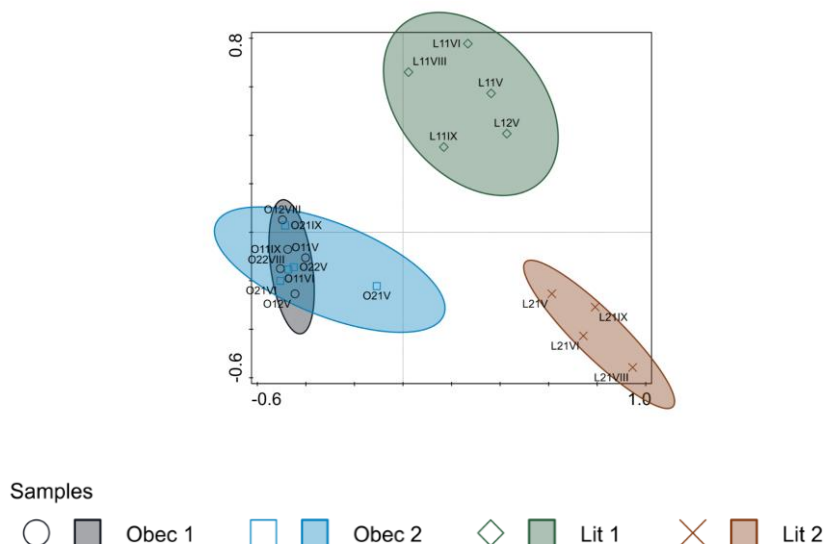
**Tabulka 9: Průměrné absolutní četnosti makrozoobentosu na hlavních lokalitách vypočítané z hodnot 19 vzorků odebraných ve všech čtyřech termínech v rámci jednotlivých lokalit. Hodnoty jsou uvedeny jako aritmetický průměr ± směrodatná odchylka.**

	Lokalita			
	Obec 1 (n = 5)	Obec 2 (n = 5)	Lit 1 (n = 5)	Lit 2 (n = 4)
Absolutní četnost	335,6 ± 30,7	304,4 ± 185,0	320,6 ± 119,7	951,75 ± 824,2

Z hlediska vyhodnocení biomasy jsou naše výsledky značně limitovány. Celkové hodnoty biomasy z pěti podrobně zpracovaných vzorků jsou uvedeny v příloze (tabulka 10). Dle našeho úsudku na základě terénních odběrů a přebírání vzorků v laboratoři bude biomasa zřejmě nejvyšší na lokalitách Lit 1, Lit 2, Lit kovo a Pb. p., podobně jako tomu je u biomasy ryb.

#### **4.3.3. Rozdíly ve společenstvech makrozoobentosu na zkoumaných lokalitách**

Ordinace vzorků podél prvních dvou ordinačních os poukazuje na přítomnost tří hlavních celků společenstev – Obec 1 s Obec 2, Lit 1 a Lit 2 (Graf 14). Nejnižší variabilitu v podobnosti vzorků lze zaznamenat u lokalit Obec 1 a Lit 1, což můžeme připisovat nižší dostupnosti ekologických nik; naopak největší rozdíly jsou u lokalit Obec 2 a Lit 2.



**Graf 14: Biplot zobrazující polohu vzorků danou kompozicí druhů v rámci jednotlivých lokalit. Příslušné elipsy vymezují rozložení vzorků v prostoru.**

Při empirickém posouzení byla hlavním rozdílem mezi lokalitami Obec 1 a Obec 2 úplná absence celých skupin makrozoobentosu, měkkýšů (kamomil říční, *Ancylus fluviatilis* a hrachovka, *Pisidium* sp.) a korýšů (blešivec potoční, *Gammarus fossarum*), na lokalitě Obec 1. Dle zjištěných hodnot tvrdostí vody, která by mohla být limitujícím faktorem pro výskyt těchto druhů (Dussart, 1976), avšak nebyl mezi lokalitami žádný rozdíl (u obou lokalit byla stanovena stejná suma Ca + Mg na  $0,65 \text{ mmol.l}^{-1}$ ). Naměřené hodnoty konduktivity a pH vody však byly mírně nižší na lokalitě Obec 1. Dle Beneše a kol. (2017) byla v Brdech, podobně jako na jiných vrchovištních místech v ČR, zaznamenána antropogenní acidifikace vodotečí způsobená imisemi ze spalování uhlí. Tento typ již odeznělé disturbance mohl vyhubit většinu organismů, a to i v souvislosti s vyplavováním těžkých kovů z půdy při sníženém pH. (Saria a kol., 2006). Tento jev byl zaznamenán např. v “sesterském” povodí Třítrubeckého potoka a Rezervy, dílčích povodí Klabavy (Volaufová a Langhammer, 2007). Skupina hmyzu oproti zmíněným druhům, mohla zpětně rekolonizovat postižené toky mnohem rychleji než zmíněné druhy, a to díky okřídleným terestrickým dospělcům. Důvodem nálezu těchto skupin druhů v lokalitě Obec 2 může být jednak tlumivý vliv nádrže Obecnice, měnící chemismus vody a jednak přítomnost menšího z části uměle vybudovaného přítoku vody do lokality Obec 2 (IDVT 10279538), který přivádí vodu ze sousedního Albrechtského potoka (Albrechtský přivaděč), ale je napojen na nejméně dvě další malé vodoteče. Tento úsek může sloužit jako refugium pro tyto druhy a jejich další rozšiřování do Obecnického

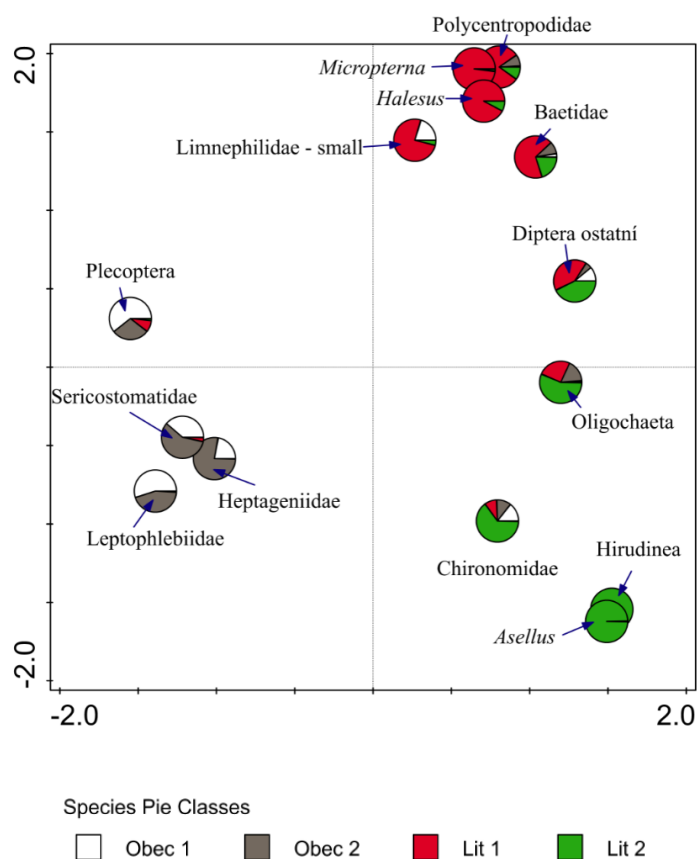
potoka (Bojková a Soldán, 2013). Nicméně dle informací uvedených v publikaci Skály a kol. (2019) je rozšíření těchto druhů ze samotného Albrechtského potoka málo pravděpodobné. Tito autoři zaznamenaly v období 2016–2017 pouze jeden druh z uvedených tří taxonů, *Pisidium casertanum*, a to pouze na lokalitě Obec 1, nikoliv však v povodí Albrechtického potoka. Na druhou stranu na lokalitě Obec 1 očekáváme např. větší diverzitu čeledí chrostíků, konkrétně např. čeledi Phylopotamidae a Ptilocolepidae, které jsme na lokalitě Obec 2 nezaznamenali.

Společenstva lokality Lit 1 byla na první pohled charakteristická masivním výskytem velkých erucifomních chrostíků z čeledi Limnephilidae (průměrná hustota vypočtená z pěti vzorků – 328 jedinců na m<sup>2</sup>). Dominantní byly chrostíci druhu *Micropterna sequax* a *Halesus tessellatus*, nicméně naši determinaci provázely pochyby později umocněné nálezem pramenů, že první z uvedených druhů je geneticky provázaný např. s druhem *Potamophylax rotundipennis* (Wallace, 1980). kterému odpovídaly některé ze znaků námi nalezených jedinců. Larvy nelze často spolehlivě určit bez sběru imag. Jako zajímavost lze uvést, že schránky u obou skupin druhů často obsahovaly barevné kousky plastů. Nalezeny byly také vysoké počty chrostíka *Polycentropus flavomaculatus*.

Z taxonů jepic se zde vyskytovala téměř výhradně *Baetis rhodani*; zcela chyběly čeledi Heptageniidae a Ephemerellidae jinak běžné na lokalitách Obec 1 a Obec 2. Také chyběli (až na náhodné nálezy) blešivci (Gammaridae) a měkkýši (Molusca). Všechny tyto taxony mohou být tudíž citlivé na znečištění těžkými kovy (Girgin a kol., 2010).

Lokalita Lit 2 byla pak typická masivním výskytem saprobních organismů. Byla zde druhově bohatá společenstva pakomárů (Chironomidae), početní byli máloštětinatí červi (Oligochaeta), nově se objevily pijavice (Hirudinea) a beruška vodní (*Asellus aquaticus*). Schránkatí chrostíci již nebyli početní, v dominanci je vystřídali chrostíci čeledí Hydropsychidae a Rhyacophilidae. Z jepic byla zaznamenán jen rod *Baetis*. Sporadicky se objevovali mlži a plži (Molusca) a velice vzácně blešivcovití (Gammaridae) drobné velikosti. Z vážek jsme narazili na klínatkovitě (Gomphidae).

14 taxonů nejlépe korespondující s ordinačními osami je zobrazeno v grafu 15. Jejich relativní četnosti v rámci všech 4 lokalit jsou pro každý taxon vyjádřeny pomocí „koláčů“.

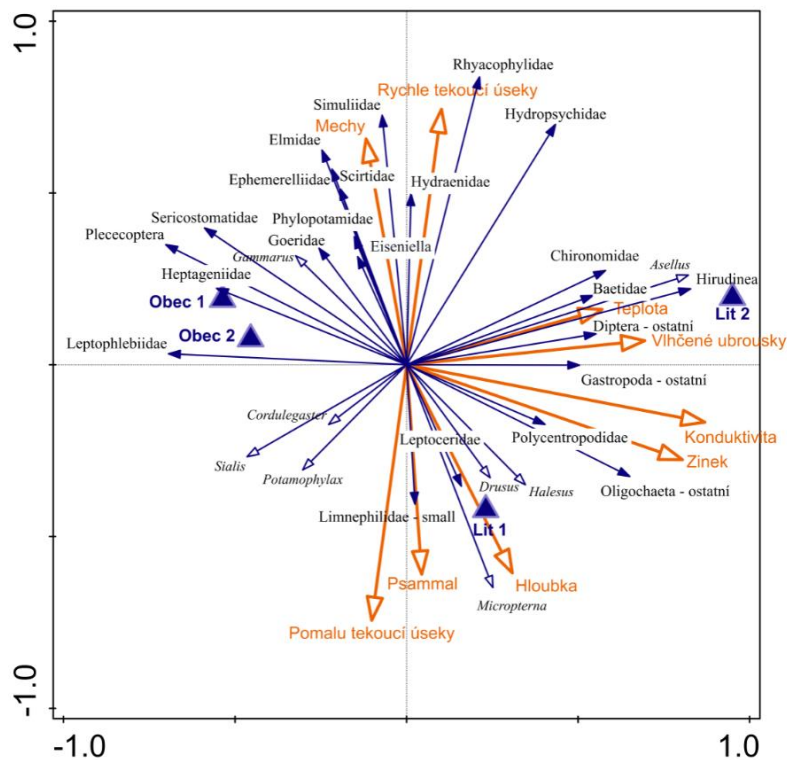


**Graf 15: Taxony nejlépe korespondující s uvedenými lokalitami.**

Jak lze vidět, čeledi jepic Heptageniidae a Leptophlebiidae, pošvatky (Plecoptera) a čeled' chrostíků (Sericostomatidae) byly dominantně zastoupeny na lokalitách neznečištěných – Obec 1 a Obec 2. Oproti tomu beruška vodní (*Asellus aquaticus*) a pijavice (Hirudinea) byly téměř výhradně zastoupeny pod vyústěním OV. Taxony s výhradním podílem červenou barvou jsou typické pro lokalitu Lit 1, která je nejvíce znečištěna těžkými kovy.

Pro ordinaci environmentálních faktorů s četnostmi jednotlivých taxonů byla zvolena metoda neomezené ordinace, konkrétně analýza hlavních komponent (PCA), a to z důvodu nízkého počtu determinovaných vzorků. Tudiž signifikance os a nejdůležitějších environmentálních proměnných nebyla testována. Použity byly všechny naměřené lineární proměnné a kategoriální proměnné lokalita a termín vzorkování, nicméně zachovány byly pouze ty proměnné a taxony, které měly dostatečnou kvalitu „fitu“, což bylo zvoleno empiricky dle délky příslušných šipek.

V grafu 16 jsou zobrazeny vztahy taxonů a environmentálních proměnných, které byly empiricky vybrané dle délky příslušných šipek (určující kvalitu jejich „fitování“). Na pravé straně grafu jsou zobrazeny taxony, které korelují negativně s městským znečištěním (zde vyjádřené vlhčenými ubrousky jako součástí choriotopu), zvyšující se teplotou vody, kontaminací zinkem a zvýšenou konduktivitou. Na levé straně jsou taxony korelující v různé míře pozitivně s těmito antropogenními faktory. V levé spodní části jsou taxony, které korelují negativně spíše jen s teplotou a městským znečištěním v levé horní části grafu pak s oběma faktory a podle směru hodinových ručiček pak výhradně s konduktivitou a zinkem. V horní části grafu jsou taxony typické pro mělké rychle tekoucí mikrohabitaty s mechovými porosty, ve spodní části grafu jsou pak taxony z pomalu proudících hlubších úseků s vyšším podílem písku v choriotopu.



**Graf 16: Analýza hlavních komponent s vybranými environmentálními proměnnými a taxony.**

Z potenciálně silných korelací, které lze na základě tohoto „pilotního“ souboru dat vyvozovat, lze jmenovat negativní korelaci pošvatek (Plecoptera), čeleděmi jepic Heptageniidae, Ephemerellidae a Leptophlebiidae a blešivce potočního, *Gammarus fossarum*, s kontaminací těžkými kovy (Clements a kol. 2009; Girgin a kol., 2010). Opačně pak pozitivní korelací např. chrostíků *Polycentropus flavomaculatus*

(Polycentropodidae), *Halesus tessellatus*, *Drusus annulatus*, *Micropterna sequax* a jepic čeledi Baetidae (*Baetis rhodani* gr.). Dále můžeme konstatovat, že i zde panovaly dobře známé vazby berušky vodní, *Asellus aquaticus*, pijavic – Hirudinea (zahrnující druhy *Erpobdella octoculata* a *E. vilnensis*, *Helobdella stagnalis*, *Glossiphonia complanata* a *Dina punctata*), dvoukřídlich – Diptera (konkrétně několik druhů čeledi kotulovití, *Psychodidae*) a obecně pakomárů (Chironomidae) z různých kmenů na organické zatížení z odpadních vod (Adámek a kol., 2010).

Co se týče mikrohabitatových preferencí, jsou zde evidentní např. vazby čeledi Simuliidae, Elmidae a Ephemerellidae na mechové porosty a čeledí chrostíků Rhyacophilidae a Hydropsychidae na rychle tekoucí partii.

## 5. ZÁVĚR

Předmětem této studie byl ekologický experiment v podobě vzorkování a analýzy společenstev bezobratlých živočichů, ryb a environmentálních podmínek na lokalitách Obecnického potoka a Litavky. Cílem bylo vyhodnotit změny v daných společenstvech organismů vlivem antropogenních vstupů, konkrétně znečištění těžkými kovy, vypouštění městských odpadních vod a úpravy příčného i podélného profilu toku mající za následek změny habitatů. Pokusili jsme se posoudit reakce populací organismů na jednotlivé environmentální podmínky a jejich proměnlivost pomocí statistických analýz.

U rybích společenstev se nám podařilo nalézt signifikantní vztahy mezi kompozicí rybích druhů, koncentrací zinku a teplotou vody. V antropogenně nejméně zasažených lokalitách byl pozorován výskyt v ČR poměrně vzácných populací, např. mihule potoční (*Lampetra planeri*) nebo přirozeně se množící pstruhů obecných (*Salmo trutta morpha fario*). Při přechodu na lokality zasažené těžkými kovy bylo zřetelné úplné vymizení mihule potoční a mřenky mramorované (*Barbatula barbatula*) a úbytek pstruha obecného. Naproti tomu byl zaznamenán masový výskyt střevle potoční (*Phoxinus phoxinus*). V lokalitách zatížených OV byl zaznamenán výskyt dalších druhů z čeledi kaprovitých ryb (Cyprinidae), a tím pádem zde bylo i druhově nejbohatší společenstvo s nejvyšší celkovou biomasou.

V případě bezobratlých se nám podařilo na nezasazených lokalitách vyzorovat četný výskyt populací organismů, které jsou obecně považovány za citlivé na kvalitu prostředí, např. blešivce potočního (*Gammarus fossarum*), několik druhů pošvatek (*Amphinemura triangularis*, *Leuctra nigra*, *Protonemura lateralis* a *Siphonoperla torrentium*) a chrostíků (*Sericostoma* sp., Phylopotamidae gen. sp., *Potamophylax latipennis*, *Silo* sp., Ptilocolepidae gen. sp. a dalších). Na lokalitách znečištěných těžkými kovy a odpadními vodami byla pozorována vysoká denzita eruciformních chrostíků (*Microterna lateralis* gr. a *Halesus tessellatus* gr.) a sítě stavějících kampodeoidního chrostíka *Polycentropus flavomaculatus* a jepice předjarní (*Baetis rhodani*). Kromě úbytku citlivých taxonů chyběly celé čeledi jepic Ephemerellidae, Heptageniidae a Leptophlebiidae, jinak početné na neznečištěných lokalitách výše proti proudu, jejichž absence byla dána do souvislosti se zátěží těžkými kovy. Dále chyběl blešivec potoční a měkkýši. Na lokalitách znečištěných městskými odpadními vodami byl pozorován

zvýšený výskyt dvoukřídlých (Diptera), drobných máloštětinatců (Oligochaeta), berušky vodní (*Asellus aquaticus*) a pijavic (Hirudinea). Četnost schránkatých chrostíků byla oproti zatíženým lokalitám výše proti proudu nízká. Z chrostíků byly nejpočetnější rody *Hydropsyche* sp. a *Rhyacophila* sp.

Studie se snaží definovat působení dlouhodobé těžební a hutní činnosti v blízkosti vodního ekosystému pstruhového případně lipanového pásma na společenstva vodních organismů, dále demonstrovat vliv vypouštění městských odpadních vod při současné úrovni technologie čištění. Při budoucích výzkumech na stejných i podobně postižených lokalitách by mohla být užitečná jako srovnávací materiál z minulých let. Potřeba zachování ekologické stability životního prostředí by podle nás měla být větší prioritou při rozhodovacích procesech, které se týkají antropogenních zásahů do krajiny, než tomu panuje v současnosti.



## 6. PŘEHLED POUŽITÉ LITERATURY

- Abel, T., Barlocher, F., 1988. Uptake of cadmium by *Gammarus fossarum* (Amphipoda) from food and water. *Journal of applied ecology*, 25, 223–231.
- Adámek, Z., Helešic, J., Maršálek, B., & Rulík, M., 2010. Aplikovaná hydrobiologie, Vodňany, Česká republika: Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický, Jihočeská univerzita, 350 s., ISBN 978-80-87437-09-4.
- Andoniu, A., 2016. Identifikace hlavních složek potravy pstruha obecného v Živném potoce v průběhu vegetační sezóny. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický (Bakalářské práce), 47 s.
- Baruš, V., Oliva, O. al., 1995a: Mihulovci a ryby (1). Díl 1. Praha, Česká Republika: Academia, 623 s.
- Baruš, V., Oliva, O., 1995b. Mihulovci a ryby (2). Praha, Česká Republika: Academia, 424 s.
- Bedient, P. B., Huber, W. C., Vieux, B. E., 2008. Hydrology and floodplain analysis. Upper Saddle River, USA: Prentice Hall, s. 721–722, ISBN 0-13-174589-6.
- Beneš, F., Horecký, J., Senoo, T., Kamasová, L., Lamačová, A., Tátosová, J., Hardekopf, D. W., Stuchlík, E., 2017. Evidence for responses in water chemistry and macroinvertebrates in a strongly acidified mountain stream. *Biologia*, 72, 1049–1058.
- Beran, L., 2002. Vodní měkkýši České republiky. Uherské Hradiště, Česká republika: Sborník Přírodovědeckého klubu v Uherském Hradišti, 258 s., ISBN 80-86485-05-6.
- Beran, L., 2007. Vodní měkkýši Malé Bečvy (Česká republika). *Malacol Bohemoslov*, 6, 29–34.
- Berger, E., Haase, P., Kuemmerlen, M., Leps, M., Schaefer, R. B., Sundermann, A., 2017. Water quality variables and pollution sources shaping stream macroinvertebrate communities. *Science of the Total Environment*, 587, 1–10.
- Bojková, J., Soldán, T., 2013. Stoneflies (Plecoptera) of the Czech Republic: species checklist, distribution and protection status. *Acta Entomologica Musei Natioalis Pragae*, 53, 443–484.
- Borůvka, L., Vácha, R., 2006. Chapter 9: Litavka river alluvium as a model area heavily polluted with potentially risk elements. Ve: Morel, J. L., Echevarria, G., Goncharova, N. (editoři.) *Phytoremediation of metal-contaminated soils*, Dordrecht, The Netherlands: Springer, s. 267–298, ISBN 978-1-4020-4688-9.

- Brittain, J. E., 1990. Life history strategies in Ephemeroptera and Plecoptera. Ve: Cambell I. C. (editor). *Mayflies and Stoneflies: Life Histories and Biology*, Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic Publishers, s. 1–12, ISBN 978-94-009-2397-3.
- Cadwallader, P. L., Backhouse, G. N., 1983. *A guide to the freshwater fish of Victoria*. Melbourne, Australia: Government Printers, 249 s., ISBN 0724182969.
- Carolin, C. F., Kumar, P. S., Saravanan, A., Joshiba, G. J., Naushad, M., 2017. Efficient techniques for the removal of toxic heavy metals from aquatic environment. *Journal of environmental chemical engineering*, 5, 2782–2799.
- Clements, W. H., Carlisle, D. M., Lazorchak, J. M., Johnson, P. C., 2000. Heavy metals structure benthic communities in Colorado mountain streams. *Ecological applications*, 10, 626–638.
- Croom, E., 2012. Metabolism of xenobiotics of human environments. *Progress in molecular biology and translational science*, 112, 31–88.
- Cummins, K.W., Wilzbach, M. A., 2008. *Rivers and Streams: Ecosystem Dynamics and Integrating Paradigms*, Ve: Jorgensen, S. E., Fath, B. D.(editoři). *Encyclopedia of ecology*, Amsterdam, The Netherlands: Elsevier, s. 3084–3095 ISBN 978-0-08-045405-4.
- Data ČHMÚ, 2021. IS ARROW [online] Český hydrometeorologický ústav, Česká republika [cit. 2021-04-05] Dostupné na: <[https://www.mzp.cz/cz/informacni\\_system\\_arrow](https://www.mzp.cz/cz/informacni_system_arrow)>.
- Dangles, O. J., Guérol, F. A., 2000. Feeding activity of *Gammarus fossarum* (Crustacea: Amphipoda) in acidic and low mineralized streams. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 27, 3062–3065.
- Dillon, R. T. (2000). *The ecology of freshwater molluscs*. Cambridge, United Kingdom: University of Cambridge, 499 s., ISBN 0521359910.
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z. I., Knowler, D. J., Lévêque, C., Sullivan, C. A., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A. H., Soto, D., Stiassny, L. J., 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological reviews*, 81, 163–182.
- Durrant, C. J., Stevens, J. R., Hogstrand, C., Bury, N. R., 2011. The effect of metal pollution on the population genetic structure of brown trout (*Salmo trutta* L.) residing in the River Hayle, Cornwall, UK. *Environmental Pollution*, 159, 3595–3603.

- Dussart, G. B. J., 1976. The ecology of freshwater molluscs in North West England in relation to water chemistry. *Journal of Molluscan Studies*, 42, 181–198.
- Dvořák, P., Dvořáková L. Z., 2014. *Anatomie a fyziologie ryb*. Vodňany, Česká republika: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, 189 s., ISBN 978-80-87437-80-3.
- Dvořák, O., Holečková, M., 2007, *Litavka, řeka skrytých pokladů*, Česká republika: Nakladatelství HM, 160 s., ISBN 80-86720-28-4.
- Dyk, V., 1956. *Naše ryby*. Praha, ČSSR: Československá akademie zemědělských věd ve Státním zemědělském nakladatelství, 339 s.
- Eiseltoová, M., 2017. 24. Mokřady a zemědělství. Ve: Čížková, H., Vlasáková, L., Květ, J. (editoři). *České Budějovice, Česká republika: Jihočeská univerzita*, s. 522–531, ISBN 978-80-7394-658-6.
- Elliott, J. M., 2008. The ecology of riffle beetles (Coleoptera: Elmidae). *Freshwater Reviews*, 1, 189–203.
- Englert, D., Zubrod, J. P., Schulz, R., Bundschuh, M., 2013. Effects of municipal wastewater on aquatic ecosystem structure and function in the receiving stream. *Science of the Total Environment*, 454, 401–410.
- Fochetti, R., De Figueroa, J. M. T., 2007. Global diversity of stoneflies (Plecoptera; Insecta) in freshwater. Ve: Balian, E.V., Lévêque, C., Segers, H., Martens, K. (editoři) *Freshwater Animal Diversity Assessment*, Dordrecht, The Netherland: Springer s. 365–377, ISBN 978-1-4020-8259-7.
- Frič, A., 1871. *Über die Fauna der Böhmerwaldseen*, Sitzber. dk böhm, Praha, Rakousko-Uhersko, 44 s, II, 6.
- Frost, W. E., 1943. The natural history of the minnow, *Phoxinus phoxinus*. *The Journal of Animal Ecology*, 12, 139–162.
- Giardina, A., Larson, S. F., Wisner, B., Wheeler, J., Chao, M., 2009. Long-term and acute effects of zinc contamination of a stream on fish mortality and physiology. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 28, 287–295.
- Girgin, S., Kazanci, N., Dügel, M., 2010. Relationship between aquatic insects and heavy metals in an urban stream using multivariate techniques. *International Journal of Environmental Science & Technology*, 7, 653–664.

- Grabicová, K., Grabic, R., Fedorova, G., Kolářová, J., Turek, J., Brooks, B. W., Randák, T., 2020. Psychoactive pharmaceuticals in aquatic systems: A comparative assessment of environmental monitoring approaches for water and fish. *Environmental Pollution*, 261, 114150.
- Hanel, L., 1995 Ochrana mihulí a ryb, Vlašim, Česká republika: ZO ČSOP Vlašim, 139 s., ISBN 80-238-0530-4.
- Hanel, L., Andreska, J., Drozd, B., Hartvich, P., Lusk, S., 2015. Biologie a ochrana mihulí., Česká republika, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, 551 s., ISBN 978-80-7514-026-5
- Hargeby, A., Johansson, J., Ahnesjö, J., 2004. Habitat-specific pigmentation in a freshwater isopod: adaptive evolution over a small spatiotemporal scale. *Evolution*, 58, 81–94.
- Harlioğlu, M. M., Farhadi, A., 2018. Importance of *Gammarus* in aquaculture. *Aquaculture International*, 26, 1327–1338.
- Hickin, N. E., 1968. Caddis larvae: larvae of the British Trichoptera., London, UK: Fairleigh Dickinson Univ Press, 480 s., ISBN 083866945X.
- Holzenthal, R. W., Blahnik, R. J., Prather, A. L., Kjer, K. M, 2007. Order Trichoptera Kirby, 1813 (Insecta), Caddisflies. *Zootaxa*, 1668, 639–698.
- Hrabě, S. 1979. Vodní máloštětinatci (Oligochaeta) Československa. Praha, ČSSR: Univerzita Karlova, 167 s.
- Hynes, H. B. N., 1942. A study of the feeding of adult stoneflies (Plecoptera). Blackwell Publishing Ltd, 17, 81–82.
- Just, 2021. Litavka [online] Agentura ochrany přírody a krajiny, Regionální pracoviště střední Čechy [cit. 2021-04-05] Dostupné na: <<https://strednicechy.ochranaprirody.cz/pece-o-vodni-rezim-krajiny/nektere-vodni-toky-strednich-cech/litavka/>>.
- Kalff, J., 2002. Limnology: inland water ecosystems, Upper Saddle River, New Jersey, USA: Prentice Hall, 592 s., ISBN 0130337757.
- Kamo, M., Yokomizo, H., 2015. Explanation of non-additive effects in mixtures of similar mode of action chemicals. *Toxicology*, 335, 20–26.
- Kemker, C., 2013. Dissolved Oxygen: Fundamentals of Environmental Measurements [online] Fondriest Environmental, Inc., Lower Great Lakes and Ohio River Valley region, USA [cit. 2021-15-01] Dostupné na: < <https://www.fondriest.com/environmental-measurements/parameters/water-quality/dissolved-oxygen/>>.

- Kemp, S. J., Spotila, J. R., 1997. Effects of urbanization on brown trout *Salmo trutta*, other fishes and macroinvertebrates in Valley Creek, Valley Forge, Pennsylvania. *American Midland Naturalist*, 138, 55–68.
- Klerks, P. L., Weis, J. S., 1987. Genetic adaptation to heavy metals in aquatic organisms: a review. *Environmental Pollution*, 45, 173–205.
- Kočí, V., Burkhard, J., Maršálek, B., 2000. Eutrofizace na přelomu tisíciletí. *Eutrofizace 2000*, 10, 3–13.
- Komzák, P., Kroča, J., 2011. New faunistic records of Trichoptera (Insecta) from the Czech Republic, IV. *Acta Musei Moraviae, Scientiae Biologicae*, 96, 189–192.
- Kottelat, M., J. Freyhof., 2007. Handbook of European freshwater fishes, Berlin, Germany: Publications Kottelat, Cornol and Freyhof, 646 s., ISBN 9782839902984.
- Kozák, P., Ďuriš, Z., Petrušek, A., Buřič, M., Horká, I., Kouba, A., Kozubíková, E., Polícar, T., 2015. *Crayfish biology and culture*. Vodňany, Czech Republic: University of South Bohemia in České Budějovice, Faculty of Fisheries and Protection of Waters, 418 s., ISBN 978-80-7514-001-2.
- Landa, V., 1969. Jepice–Ephemeroptera. Praha, Československo: Akademie věd, 347 s.
- Leonard, J. W., 2020. Mayfly. [online] *Encyclopædia Britannica*, Chicago, Illinois, USA [cit. 2020-10-12] Dostupné na: <<https://www.britannica.com/animal/mayfly>>.
- Lepš, J., Šmilauer, P., 2003. Multivariate analysis of ecological data using CANOCO. Cambridge, United Kingdom: Cambridge university press, 269 s., ISBN 978-0521-891080.
- Let, M., Špaček, J., Ferenčík, M., Kouba, A., Bláha, M., 2021. Insecticides and drought as a fatal combination for a stream macroinvertebrate assemblage in a catchment area exploited by large-scale agriculture, *Water* (accepted)
- Liess, M., Von der Ohe, P., 2005. Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 24, 954–965.
- Ložek, V., 2003. Povodně a život nivy. *Bohemia centralis*, 26, 9–24.
- Mann, R. H. K., Mills, C.A., Crisp, D. T., 1984. Geographical variation in the life-history tactics of some species of freshwater fish, Ve: Potts G.W., Wootton R. J. (editoři). *Fish Reproduction: Strategies and Tactics*, London, United Kingdom: Academic Press, s. 171–186, ISBN 0125636601.

- Martin, J. W., Davis, G. E., 2001. Chapter 16: Phylum Arthropoda: The crustacea. Ve: Brusca, R. C., Brusca, G. J. (editoři). Invertebrates (druhé vydání), Sunderland, Massachusetts, USA: Sinauer Associates, Inc., s. 511–587, ISBN 0-87893-097-3.
- McEvoy, L. A., McEvoy, J., 1992. Multiple spawning in several commercial fish species and its consequences for fisheries management, cultivation and experimentation. *J. Fish Biol*, 41, 125–136.
- Mičaník, T., Hanslík, E., Němejcová, D., Baudišová, D., 2017. Klasifikace kvality povrchových vod. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*, 59, 4–11.
- Morse, J. C., 2011. The Trichoptera world checklist. *Zoosymposia*, 5, 372–380.
- Morton, B., 1983. Feeding and digestion in Bivalvia. *The Mollusca. Physiology*, 2, 65–147.
- Moss, B., 2008. Water pollution by agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society B. Biological Sciences*, 363, 659–666.
- Nathanson, J. A., 2020. Water pollution. [online] *Encyclopedia Britannica*, Chicago, Illinois, USA [cit. 2020-10-12] Dostupné na: <<https://www.britannica.com/science/water-pollution>>.
- Nováková, T., Navrátil, T., Žák, K., Elznicová, J., 2019. Říční niva řeky Litavky: nechtěné toxické dědictví. *Ochrana přírody*, 6, 28–33.
- O'Callaghan, I., Harrison, S., Fitzpatrick, D., Sullivan, T., 2019. The freshwater isopod *Asellus aquaticus* as a model biomonitor of environmental pollution: A review. *Chemosphere*, 235, 498–509.
- Očenášková, V., 2018. Komunální odpadní voda jako diagnostické médium. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*, 60, 28–30.
- Oldroyd, H., 1964. *The natural history of flies*, London, United Kingdom: Weidenfeld & Nicolson, 324 s.
- Piskač, P., 2018. Komentář: povodně v Brdech (2018) - kdo je vinen? [online] *ObjevBrdy.cz*, Česká republika [cit. 2021-05-05] Dostupné na: <<http://www.objevbrdy.cz/komentar-povodne-v-brdech-2018-kdo-je-vinen.html>>.
- Pitter, P. 2009. *Hydrochemie*. Praha, Česká republika: VŠCHT Praha, 580 s., ISBN 978–80–7080–701–9.
- Pringle, C., 2003. What is hydrologic connectivity and why is it ecologically important?. *Hydrological Processes*, 17, 2685–2689.

- Randák, T., Slavík, O., Kubečka, J., Adámek, Z., Horký, P., Turek, J., Vostradovský, J., Hladík, M., Peterka, J., Musil, J., Prchalová, M., Jůza, T., Kratochvíl, M., Boukal, D., Vašek, M., Andreji, J., Dvořák, P., 2015. Rybářství ve volných vodách, Vodňany, Česká republika: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod. 434 s., ISBN 978-80-87437-50-6.
- Reisinger, W., Bauernfeind, E., Loidl, E., 2004. Entomologie pro muškaře. Od přírodního vzoru k napodobenině. Plzeň, Česká republika: Fraus, 283 s, ISBN 8072385100.
- Renaud, C.B., 2011. Lampreys of the world. An annotated and illustrated catalogue of lamprey species known to date. FAO Species Catalogue for Fishery Purposes, Rome, Italy: FAO. 109 s., ISBN 978-92-5-106928-8.
- Richardson, J. W., Gaufin, A. R., 1971. Food Habits of Some Western Stonefly Nymphs. American Entomological Society, 97, 91–121.
- Roháček, J., Ševčík, J., 2011. The fauna of Opetiidae and Platypezidae (Diptera) in the Gemer region (Central Slovakia). Casopis slezského zemského muzea (A), 60, 41-47.
- Rozkošný, R.; Ježek, J.; Knoz, J.; Kramář, J.; Krampl, F.; Kubíček, F.; Lellák, J.; Minář, J.; Pokorný, P.; Raušer, J.; Sedlák, E.; Špačková, V.; Štusák, J.M.; Zelený, J.; Zelinka, M., 1980. Klíč k určování vodních larev hmyzu. Praha, Československo: Akademie věd, 500 s.
- Rulík, M., 2011. 18 Biofilmy v přírodních vodách. Ve: Rulík, M., Holá, V., Růžička, F., Votava, M., a kolektiv. Mikrobiální biofilmy, Olomouc, Česká republika: Univerzita Palackého v Olomouci, Přírodovědecká fakulta, s. 300–324, ISBN 978-80-244-2747-8
- Russell, N. R., Wootton, R. J., 1992. Appetite and growth compensation in the European minnow, *Phoxinus phoxinus* (Cyprinidae), following short periods of food restriction. Environmental Biology of Fishes, 34, 277–285.
- Saria, L., Shimaoka, T., Miyawaki, K., 2006. Leaching of heavy metals in acid mine drainage. Waste Management & Research, 24, 134–140.
- Sarwar, M., 2020. Typical flies: Natural history, lifestyle and diversity of Diptera. [online] Life Cycle and Development of Diptera, IntechOpen, London, United Kingdom [cit. 2020-10-12] Dostupné na: <<https://www.intechopen.com/books/life-cycle-and-development-of-diptera/typical-flies-natural-history-lifestyle-and-diversity-of-diptera>>.
- Schenkova, J., 2015. Kde všude žijí máloštětinatí opaskovci?. Živa, 5, 257–258.

- Schenkova, J., Farkač, J., Košel, V., Král, D., Škorpík, M., 2005. Hirudinea (pijavice). Ve: Farkač, J., Král, D., Škorpík, M. (editoři). Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí, Praha, Česká republika: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, s. 67–68, ISBN 80-86064-96-4.
- Schenkova, J., Pařil, P., 2017. Oligochaeta (vodní máloštetinatci). Příroda, 36, 57–62.
- Skála, I., Lapšanská, N., Špaček, J., 2019. Makrozoobentos potoků CHKO Brdy – Macrozoobenthos of brooks in the Brdy Highlands Protected Landscape Area (Czech Republic). Bohemia centralis, Praha, 35, 291–358.
- Sket, B., Trontelj, P., 2007. Global diversity of leeches (Hirudinea) in freshwater. Ve: Balian, E. V., Lévêque, C., Segers, H., Martens, K. (editoři). Freshwater animal diversity assessment, Dordrecht, The Netherland, Springer, s. 129–137, ISBN 978-1-4020-8259-7.
- Sládečková, A., Sládeček, V., 1995. Hydrobiologie. Praha, Česká republika. České vysoké učení technické, 141 s., ISBN 9788001012987
- Spilka, 2011a. Souhrn doporučených opatření pro evropsky významnou lokalitu Obecnický potok CZ0213817 [online] Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky [cit. 2021-04-05] Dostupné na: <<https://strednicechy.ochranaprirody.cz/res/archive/105/014644.pdf?seek=1373446631>>.
- Spilka, 2011b. Souhrn doporučených opatření pro evropsky významnou lokalitu Octárna CZ021381 [online] Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky [cit. 2021-04-05] Dostupné na: <<https://strednicechy.ochranaprirody.cz/res/archive/105/014646.pdf?seek=1373446635>>.
- Spilka, 2013. Souhrn doporučených opatření pro evropsky významnou lokalitu Ohrazenický potok CZ0213050 [online] Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky [cit. 2021-04-05] Dostupné na: <<https://strednicechy.ochranaprirody.cz/res/archive/207/026408.pdf?seek=1416913680>>.
- Stehle, S., Schulz, R., 2015. Agricultural insecticides threaten surface waters at the global scale. Proceedings of the National Academy of Sciences, 112, 5750–5755.
- 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.



- Svoboda, P., Šobr, M., Janský, B., Vlasák, T., 2015. Vliv říční nivy na hydrologický režim horní Lužnice. *Geografie*, 120, 354–371.
- Sychra, J., Schenková, J., 2009. Pijavice České republiky na počátku 21. století. *Živa*, 6, 267–270.
- Štěrbá, O.; Měkotová, J.; Benář, V.; Šarapatka, B.; Rychnovská, M.; Kubíček, F.; Řehořek, V., 2008. Říční krajina a její ekosystémy, Olomouc, Česká republika: Univerzita Palackého, s. 295–335, ISBN 9788024422039.
- Thorp, J. H., Rogers, D. C., 2014. Thorp and covich's freshwater invertebrates: ecology and general biology (Vol. 1). Amsterdam, The Netherlands: Elsevier, 1148 s., ISBN 978-0-12-385026-3.
- Timm, T., 2012. Life forms in Oligochaeta: a literature review. *Zoology in the Middle East*, 58, 71–82.
- Tomášek, 2004. Oznámení v rozsahu přílohy č. 4 zák. 100/2001 Sb. o záměru realizovat stavbu – Zařízení na zpracování a využití odpadních elektrických a elektronických zařízení (OEEZ), Mníšek pod Brdy, Česká republika: Středisko odpadů Mníšek s.r.o., 100 s.
- Velecká, I., 2002. Perspektivy bioindikačního využití vodních měkkýšů na základě znalosti bionomie jednotlivých druhů. *Československá slimač (Malacologica Bohemoslovaca)*, 1, 11–14.
- Velíšek, J., Svobodová, Z., Blahová, J., Máchová, J., Stará, A., Dobšíková, R., Šíroková, Z., Modrá, H., Valentová, O., Randák, T., Štěpánová, S., Kocour Kroupová, H., Maršálek, P., Grabic, R., Zusková, E., Bartošková, M., Stancová, V., 2014. Vodní toxikologie pro rybáře, Vodňany, Česká republika: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, 600 s., ISBN 978-80-87437-89-6.
- Vlach, P., 2007. Invazní druhy raků v České republice. *Fórum ochrana přírody*, 3, 35–40.
- Volaufova, L., Langhammer, J., 2007. Specific pollution of surface water and sediments in the Klabava River basin. *J. Hydrol. Hydromech*, 55, 122–134.
- Von der Ohe, D., De Zwart, D., 2013. Toxic Units (TU) Indicators. Ve: Férard, J.-F., Blaise, Ch. (editoři) *Encyclopedia of Aquatic Ecotoxicology*, Dordrecht, The Netherlands: Springer, ISBN 978-94-007-5040-1.
- Vostradovsky, J., 1973. *Freshwater fishes*, London, United Kingdom: The Hamlyn Publishing Group Limited, 252 s., ISBN 0-600-33476-7.

- Vrana, B., Klučárová, V., Benická, E., Abou-Mrad, N., Amdany, R., Horáková, S., Draxler, A., Humer, F., Gans, O., 2014. Passive sampling: An effective method for monitoring seasonal and spatial variability of dissolved hydrophobic organic contaminants and metals in the Danube river. *Environmental Pollution*, 184, 101–112.
- Wallace, I. D., 1980. The identification of British limnephilid larvae (Trichoptera: Limnephilidae) which have single-filament gills. *Freshwater Biology*, 10, 171–189.
- Weber, G., Christmann, N., Thiery, A. C., Martens, D., Kubiniok, J., 2018. Pesticides in agricultural headwater streams in southwestern Germany and effects on macroinvertebrate populations. *Science of the Total Environment*, 619, 638–648.
- Wedderburn, S. D., Hammer, M. P., Bice, C. M., Lloyd, L. N., Whiterod, N. S., Zampatti, B. P., 2017. Flow regulation simplifies a lowland fish assemblage in the Lower River Murray, South Australia. *Transactions of the Royal Society of South Australia*, 141, 169–192.
- Wijngaarden, R. P. V., Brock, T. C., Van Den Brink, P. J., 2005. Threshold levels for effects of insecticides in freshwater ecosystems: a review. *Ecotoxicology*, 14, 355–380.
- Žák, K., Rohovec, J., Navrátil, T., 2009. Fluxes of heavy metals from a highly polluted watershed during flood events: a case study of the Litavka River, Czech Republic. *Water, Air, and Soil Pollution*, 203, 343–358.

## **7. SEZNAM ZKRATEK**

OV – odpadní voda

ČOV – čistička odpadní vod

TK – těžké kovy

BSK – biochemická spotřeba kyslíku

ČHMU – Český hydrometeorologický ústav

TOC – total organic carbon = celkový organický uhlík

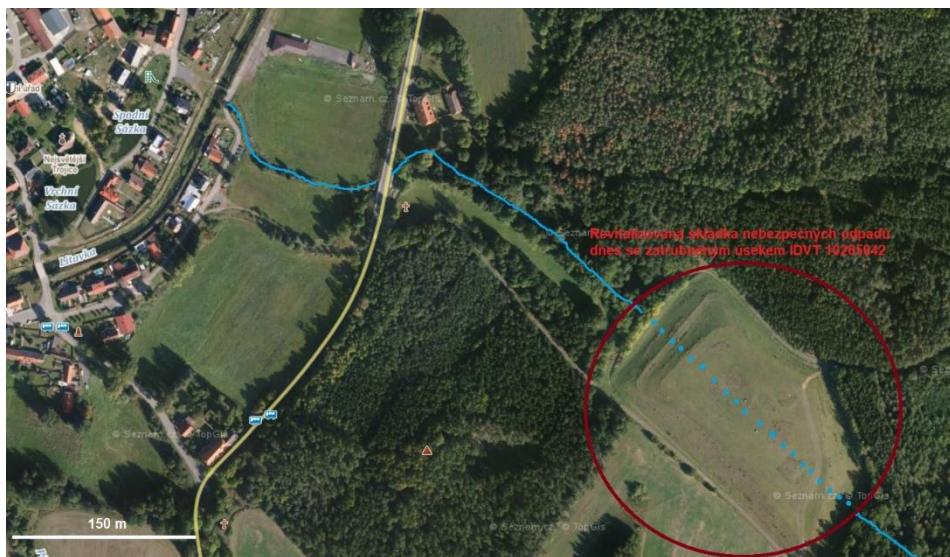
## 8. PŘÍLOHY

Tabulka S1: Průtoky na vybraných profilech ve studovaném období (únor až září 2021)

	Obecnický p. – nad nádrží Obecnice (data Povodí, s.p.)	Obecnický p. – nad nádrží Obecnice – (data ČHMÚ)	Obecnický p. – výtok z nádrže Obecnice (data Povodí, s.p.)	Litavka výtok z nádrže Láz (data Povodí, s.p.)*	Litavka – Čenkov (data Povodí, s.p.)	Litavka – Čenkov (data ČHMÚ)
<b>Průměrný průtok ± SD</b>	0,11 ± 0,14	0,08 ± 0,12	0,08 ± 0,10	0,04 ± 0,06	0,88 ± 0,87	0,69 ± 0,69
<b>Minimální průtok</b>	0,017	0,015	0,004	0,007	0,187	0,053
<b>Maximální průtok</b>	1,328	1,34	0,946	0,438	7,48	7,48

\* Méně spolehlivá data

Obr. S1: Mapka znázorňující polohu skládky firmy IDOS



**Obr. S2: Pstruh obecný, uměle vysazený jedinec.**



**Obr. S3: Střevle potoční**



Obr. S4: *Halesus tessellatus* a *Drusus annulatus* bez schránek



Obr. S5: Blešivec potoční (*Gammarus fossarum*)



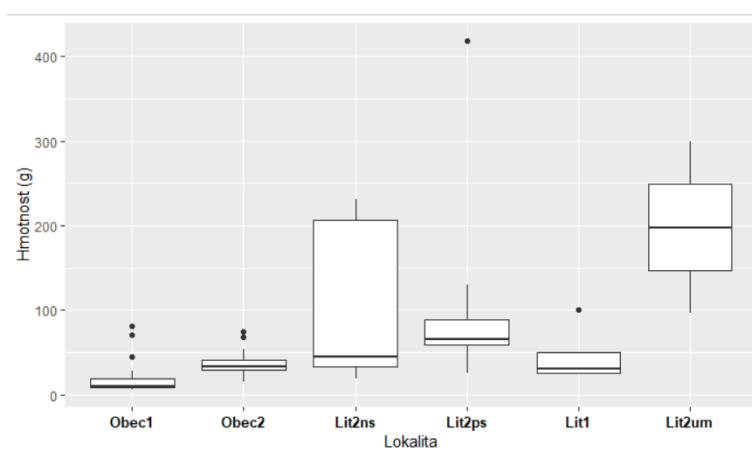
Obr. S6: Skupina jepic *Rhithrogena semicolorata* a jepice slapová (*Ecdyonurus dispar*)



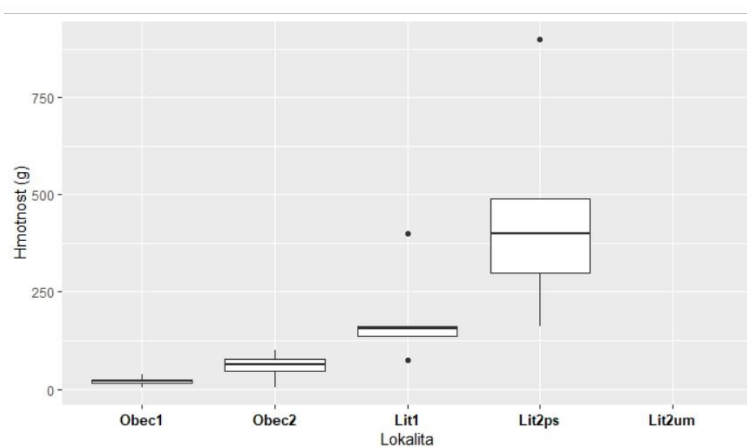
Obr. S7: Velikostní zastoupení částic dna

Table1: Choriotope types

Choriotope type (mineral)	grain size [em]	verbal description
hygropetric sites		water layers on solid substrates
megalithal	>40	upper sizes of large cobbles, boulders and blocks, bedrock
macrolithal	20-40	coarse blocks, cobbles, gravel and sand
mesolithal	6,3 - 20	fist to hand-sized cobbles with a variable percentage of gravel and sand
microlithal	2 - 6,3	coarse gravel (size of a pigeon egg to child's fist) with variable percentages of medium to fine gravel
akal	0,2-2	fine to medium-sized gravel
psammal	0,0063-0,2	sand



**Graf A: „Box and whiskers plot“ se střední hodnotou mediánu hmotnostní složení obsádky pstruha obecného na jednotlivých lokalitách v květnovém termínu.**



**Graf B: „Box and whiskers plot“ se střední hodnotou mediánu hmotnostní složení obsádky pstruha obecného na jednotlivých lokalitách v říjnovém termínu.**



Tabulka 10: Seznam nalezených taxonů makrozoobentosu na vyjmenovaných lokalitách

Taxony	Lokalita		
	O1.V	O2.V	L1.V
	2 vz.	2 vz.	1 vz.
<b>Chrostíci – Trichoptera</b>	<b>X</b>	<b>X</b>	<b>X</b>
<u>Leptoceridae</u>	<u>X</u>	<u>X</u>	<u>X</u>
<i>Athripsodes bilineatus</i> (Linnaeus, 1758)			X
<i>Athripsodes bilineatus</i> (Linnaeus, 1758) ?			X
Leptoceridae gen. sp. – raný instar		X	X
<u>Limnephilidae</u>	<u>X</u>	<u>X</u>	<u>X</u>
<i>Drusus annulatus</i> (Stephens, 1837)			X
<i>Halesus tessellatus</i> (Rambur, 1842) gr.			X
Limnephilidae gen. sp. – raný instar	X	X	X
<i>Micropterna lateralis / sequax</i> ( <i>M. l.</i> Stephens, 1837 / <i>M. s.</i> McLachlan, 1875) gr.			X
<i>Potamophylax cingulatus / latipennis</i> ( <i>P. c.</i> Stephens, 1837 / <i>P. l.</i> Curtis, 1834)	X	X	
<u>Hydropsychidae</u>	<u>X</u>	<u>X</u>	
<i>Hydropsyche instabilis</i> (Curtis, 1834)		X	
<i>Hydropsyche saxonica</i> (McLachlan, 1884)	X	X	
<u>Phylopotamidae</u>	<u>X</u>		
Phylopotamidae gen. sp. – raný instar	X		
<u>Polycentropodidae</u>	<u>X</u>	<u>X</u>	<u>X</u>
<i>Plectrocnemia conspersa</i> (Curtis, 1834)	X		
<i>Polycentropus flavomaculatus</i> (Pictet, 1834)		X	X
<u>Rhyacophilidae</u>	<u>X</u>	<u>X</u>	
Chrostík potoční, <i>Rhyacophila nubila</i> (Zetterstedt, 1840) gr.		X	
<i>Rhyacophila</i> sp. – raný instar	X	X	

<u>Sericostomatidae</u>	X	X	
Sericostoma flavicorne / personatum			
(S. f. Schneider, 1845 / S. p. Spence in Kirby & Spence, 1826)	X	X	
Trichoptera fam. gen. sp. – pupae			X
	O1.V	O2.V	L1.V
	2 vz.	2 vz.	1 vz.
<b>Pošvatky – Plecoptera</b>	<b>X</b>	<b>X</b>	
<i>Amphinemura triangularis</i> (Ris, 1902)	X	X	
<i>Leuctra nigra</i> (Olivier, 1811) gr.	X	X	
<i>Leuctra rauscheri</i> (Aubert, 1957) ?	X		
<i>Protonemura lateralis</i> (Pictet, 1836)	X		
<i>Protonemura</i> sp. (Kempny, 1892) – raný instar		X	
<i>Siphonoperla torrentium</i> (Pictet, 1841)		X	
<b>Jepice – Ephemeroptera</b>	<b>X</b>	<b>X</b>	<b>X</b>
<u>Baetidae</u>	<u>X</u>	<u>X</u>	<u>X</u>
<i>Baetis</i> sp. (Leach, 1815)	X		
Jepice předjarní, <i>Baetis rhodani</i> (Pictet, 1845)		X	X
<u>Leptophlebiidae</u>	<u>X</u>	<u>X</u>	<u>X</u>
<i>Habrophlebia fusca</i> (Curtis, 1834)	X	X	
<i>Habrophlebia lauta</i> (Eaton, 1884)	X	X	X
<i>Paraleptophlebia submarginata</i> (Stephens, 1835)		X	
<u>Heptageniidae</u>	<u>X</u>	<u>X</u>	
Jepice slapová, <i>Ecdyonurus dispar</i> (Curtis, 1834)	X	X	
<i>Rhithrogena semicolorata</i> (Curtis, 1834)	X	X	
<b>Střechatky – Megaloptera</b>	<b>X</b>	<b>X</b>	<b>X</b>
Střechatka začoudlá, <i>Sialis fuliginosa</i> (Pictet, 1836)	X	X	X
<b>Dvoukřídli – Diptera</b>	<b>X</b>	<b>X</b>	<b>X</b>
<i>Antocha</i> sp. (Osten-Sacken, 1859)			X
<i>Bezzia</i> sp. (Kieffer, 1917) gr.	X		X
<i>Clinocera</i> sp. (Meigen, 1803)		X	
Čihalka, <i>Ibisia marginata</i> (Fabricius, 1781)	X		
<i>Dicranota</i> sp. (Zetterstedt, 1837)		X	
<i>Simulium angustatum/aureum</i> (S. an. Rubtsov, 1956 / S. au. Fries, 1824) gr.	X	X	
Simuliidae gen. sp.	X		X

<i>Tipula lateralis</i> (Meigen, 1804)			X
<i>Wiedemannia</i> sp. (Zetterstedt, 1833)	X		
<hr/>			
	O1.V	O2.V	L1.V
	2 vz.	2 vz.	1 vz.
<b>Pakomárovití – Chironomidae</b>	<u>X</u>	<u>X</u>	<u>X</u>
<i>Ablabesmyia</i> sp. (Johannsen, 1905) gr.	X	X	X
Chironomini gen. sp.			X
Orthoclaadiinae gen. sp.	X	X	X
<i>Tanypus</i> sp. (Meigen, 1803) gr.	X	X	X
Tanytarsini gen. sp.	X	X	X
<b>Brouci – Coleoptera</b>	<b>X</b>	<b>X</b>	
<i>Elmis</i> sp. (Latreille, 1798) lv.	X		
<i>Elodes marginata</i> (Fabricius, 1798) ad.	X		
<i>Limnius</i> sp. (Illiger, 1802) lv.	X	X	
<i>Riolus</i> sp. (Mulsant & Rey, 1872) lv.	X		
<b>Vážky – Odonata</b>	<b>X</b>		
<i>Cordulegaster boltoni</i> (Donovan, 1807)	X		
<b>Máloštětinatci – Oligochaeta</b>	<b>X</b>	<b>X</b>	<b>X</b>
Naididae gen. sp.		X	X
Žížala obojživelná, <i>Eiseniella tetraedra</i> (Savigny, 1826)	X	X	
<b>Plži - Gastropoda</b>		<b>X</b>	
Kamomil říční, <i>Ancylus fluviatilis</i> (Müller, 1774)		X	
<b>Miži - Bivalvia</b>		<b>X</b>	
Hrachovka, <i>Pisidium</i> sp. (Pfeiffer, 1821)		X	X
<b>Různonožci – Amphipoda</b>		<b>X</b>	
Blešivec potoční, <i>Gammarus fossarum</i> (Koch in Panzer, 1835)		X	

## 9. ABSTRAKT

Degradace životního prostředí je považována za celosvětový problém. Vzhledem k významnosti vodních zdrojů je udržení a zlepšování jejich kvality jedním z prioritních celospolečenských zájmů. Tato studie se zabývá reakcí společenstev vodních organismů, ryb a makrozoobentosu na antropogenní vlivy v povodí Litavky. Zkoumaná část Litavky je zatížena těžkými toxickými kovy z důvodu stovek let těžební a hutní činnosti v bezprostřední blízkosti toku a také značným přísunem městských odpadních vod obsahujících cizorodé látky, hrubý odpad a tlející organickou hmotou. Jako referenční lokalita byl zvolen Obecnický potok, který je v přírodě blízkém stavu a ústí do Litavky v místě, kde je její koryto silně regulované a její niva využívána ke skladování toxických odpadů. Obecnický potok lze v současnosti považovat za nejdůležitější zdrojnicí vod v horním povodí Litavky. Autochtonní společenstva ryb horního povodí Litavky jsou zároveň narušena v důsledku odběrů vody, které mění teplotní a průtokový režim. Naší snahou bylo vyhodnotit vliv těchto antropogenních faktorů se zaměřením na dané typy znečištění a vliv nádrže na Obecnickém potoce. Monitoring organismů a sběr dat parametrů prostředí (fyzikálně-chemické parametry vody, koncentrace  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ , složení substrátu dna, průtok a dalších) probíhaly paralelně a z hlediska rybích společenstev nám výsledné korelace ukázaly nejdůležitější vliv teplotního gradientu a koncentrace zinku. Početnost pstruhů obecných a mihulí potočních na zatížených lokalitách vykazovala negativní korelaci s koncentrací zinku na rozdíl od střevle potoční, která se ukázala jako tolerantní druh k tomuto typu znečištění. Stejně tak četnost výskytu pstruha obecného klesala se zvyšující se teplotou, která zase prospívala populaci střevle potoční. V případě makrozoobentosu zde byla zaznamenána absence některých skupin, jmenovitě čeledí jepic Ephemerellidae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, blešivců (Gammaridae), mlžů hrachovek rodu *Pisidium* a plžů druhu kamomil říční (*Ancylus fluviatilis*). Naproti tomu zde byla vysoká denzita eruciformních chrostíků rodu *Micropterna* a *Halesus*. Vyústění odpadních vod bylo doprovázeno značným nárůstem

biomasy kaprovitých ryb. Dominovali zde dvoukřídlí (Diptera), beruška vodní (*Asellus aquaticus*) a objevovaly se pijavice (Hirudinea), které nebyly na ostatních profílech zaznamenány.

Klíčová slova : Životní prostředí, znečištění, těžké kovy, společenstvo, monitoring, gradient

## 10. ABSTRACT

The degradation of the natural environment is considered to be a global problem. Due to the importance of water sources, preservation and improvement of their quality are one of priority interest of all society. This study deals with the reactions of aquatic organism groups like fish and benthic invertebrates to an anthropological effect in the Litavka basin. Researched part of Litavka is polluted by toxic heavy metals from past several centuries of extensive mining and industrial smelting in its close proximity. It is also polluted by releasing wastewaters, which contain xenobiotics, trash, and decomposing organic matter. The Obecnický stream was chosen as a reference locality because it is the most similar to a clear natural habitat. It flows into the Litavka river in a spot, where the riverbed is channelised and its floodplain is occupied by toxic waste dumps. The Obecnický stream can be considered the most important water source in the upper Litavka basin regarding the current hydrological conditions. Autochthonous fish population in the upper Litavka basin suffer from several water abstractions, which change temperature and flow regimes. It was our effort, to evaluate the influences of these anthropological factors on aquatic biota, aiming to above-mentioned pollution types, and presence of the water reservoir situated on the Obecnický stream. Monitoring of organism and environmental data collecting (physically chemical parameters,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ , bottom substrate, flow, and others) were always implemented parallely. In the case of fish species groups, the resulting correlations show us the greatest impact of the temperature gradient and zinc concentration. We found out a negative correlation between zinc concentrations and abundances of brown trout (*Salmo trutta morpha fario*) and brook lamprey (*Lampetra planeri*). On the other hand, common minnow (*Phoxinus phoxinus*) was highly tolerant for this kind of pollution. The abundance of brown trouts decreased

with increasing temperature and it seemed as beneficial for common minnow populations. There was also a shift in the community of invertebrates, namely total absence of three mayflies families (Ephemerellidae, Heptageniidae and Leptophlebiidae), Gammaridae, the sphaerid clam *Pisidium* sp. and the river limpet (*Ancylus fluviatilis*). The inflow of the wastewaters was accompanied with considerable increase of biomass of common several cyprinid species. Besides that, there was a high density of eruciform caddisflies of genus *Micropterna* and *Halesus*. Within particular benthic invertebrates, domination of dipteran insects, leeches (Hirudinea) and the freshwater waterlouse (*Asellus aquaticus*) was observed under the outcome of wastewaters.

Key words : natural environment, pollution, heavy metals, groups, monitoring, gradient