

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Přírodovědecká fakulta

**Vliv chemismu vody a charakteru litorálu na společenstva vodního
hmyzu horských nádrží a jezer**

Diplomová práce

Bc. Štěpán Sivý

Školitelka: Mgr. Jindřiška Bojková, Ph.D.

Odborný konzultant: prof. RNDr. Jaroslav Vrba, CSc.

České Budějovice 2018

Sivý Š. 2018: Vliv chemismu vody a charakteru litorálu na společenstva vodního hmyzu horských nádrží a jezer. [The effect of water chemistry and littoral structure on aquatic insects communities of mountain reservoirs and lakes., Mgr. Thesis, In Czech] 69 pp, Faculty of Science, The University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Anotace

This thesis focuses on the composition and diversity of aquatic invertebrate assemblages of 23 standing water sites in the Czech Republic (Šumava Mts., Krušné Mts., Jizerské Mts.) and Germany (Bavarian Forest). The sites included mountain lakes, ponds and reservoirs with different littoral zone characteristics and water chemistry. Study sites were selected with respect to former acidification of mountain regions. Environmental factors shaping littoral invertebrate assemblages composition were investigated.

Čestné prohlášení

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

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

V Českých Budějovicích, 17. dubna 2018

.....
Štěpán Sivý

Poděkování

Velmi děkuji Mgr. Jindřišce Bojkové, Ph.D. za veškerou projevenou ochotu, odbornost a profesionalitu, se kterou ke mně přistupovala a za všechnu pomoc při psaní této práce. Velmi děkuji prof. RNDr. Jaroslavu Vrbovi, CSc. za podporu a cenná setkání v průběhu mého studia. Velmi děkuji Mgr. Janu Sychrovi, Ph.D. za velikou pomoc při studiu determinace vodních ploštic, brouků a vážek. Velmi děkuji Mgr. Ondřeji Mottlovi za neocenitelnou pomoc při statistickém zpracování dat. Velmi děkuji také všem, kteří se podíleli na odběrech vzorků v terénu a při jejich zpracování a determinacích. Velmi děkuji mé rodině a přátelům za podporu.

Obsah

1	Úvod	1
2	Bentická společenstva horských jezer a nádrží, environmentální faktory, které je formují	3
2.1	Vliv acidifikace a toxicity kovů	3
2.1.1	Toxické kovy	4
2.2	Zotavování acidifikovaných biotopů	7
2.3	Vliv vlastností litorálu	8
2.4	Potravní zdroje	9
2.5	Vliv trofie na vodní bezobratlé	11
2.6	Predace a potravní sítě	11
3	Studované lokality	13
3.1	Šumava	15
3.2	Jizerské hory	17
3.3	Krušné hory	20
4	Cíle a hypotézy	23
5	Materiál a metody	24
5.1	Odběr a zpracování vzorků	24
5.2	Zpracování dat	25
5.3	Výběr environmentálních proměnných pro analýzy	26
6	Výsledky	27
6.1	Environmentální proměnné studovaných lokalit	27
6.2	Druhová bohatost a početnost lokalit, hlavní taxony	29
6.3	Složení společenstev	32
6.4	Vliv proměnných prostředí na složení společenstva	35
7	Diskuse	39
7.1	Vliv charakteru litorálu v závislosti na kolísání vodní hladiny stojatých vod	39
7.2	Vliv substrátu litorálu na litorální společenstva	40
7.3	Vliv chemických podmínek prostředí na litorální společenstva	42
7.4	Vliv rybí obsádky na litorální společenstva	43
8	Závěry	45
9	Literatura	46
10	Přílohy	55

1 Úvod

S intenzifikací lidské činnosti, zejména zvyšováním průmyslové výroby a spalováním fosilních paliv, dochází k nárůstu emisí znečišťujících látek do ovzduší. Popis konceptu acidifikace pochází z přelomu šedesátých a sedmdesátých let minulého století (Malmqvist & Rundle, 2002). Zhruba od konce 70. let byla již antropogenní acidifikace považována za velmi významný problém týkající se životního prostředí (Johnson & Angeler, 2010), který za dobu svého působení velmi výrazně ovlivnil hydrochemii, biodiverzitu a ekologické funkce ekosystémů a způsobil velké ekonomické škody (Muniz, 1990).

Atmosférické znečištění oxidem siřičitým (SO_2) a sloučeninami oxidů dusíku (NO_x) dosáhlo ve střední Evropě vrcholu přibližně v polovině 80. let minulého století. V České republice bylo v této době acidifikací zasaženo přibližně 10 % území, sestávajícího se převážně z příhraničních pohoří, zejména pak oblasti tzv. „Černého trojúhelníku“ zahrnující mimo jiné horské oblasti Krušných hor, Krkonoš a Jizerských hor a v důsledku dálkového transportu emisí také Šumava a Český les. Od 90. let sledujeme výrazný pokles depozice u obou hlavních okyselujících látek (Kopáček & Veselý, 2005). Spolu s poklesem atmosférického znečištění dochází ke zlepšení chemismu povrchových vod ve všech zasažených oblastech Evropy, včetně České republiky (Stoddard et al., 1999; Evans et al., 2001). Zotavování zasažených biotických společenstev však za zlepšováním chemických podmínek často velmi zaostává, v některých případech i více než jedno desetiletí (Yan et al., 2003; Yan et al., 2004; Monteith et al., 2005; Nedbalová et al., 2006).

Acidifikací byla v minulosti negativně ovlivněna také biota horských jezer a nádrží již zmíněných pohraničních pohoří České republiky. Odpověď společenstev vodních organismů na acidifikaci vody a vlivy s ní spojené jsou velmi dobře dokumentovány především v šumavských jezerech a to díky existenci dlouhodobých dat popisujících jak chemismus vody, tak vybrané skupiny organismů, především ryby, plankton a některé skupiny vodního hmyzu (viz Vrba et al., 2003; Soldán et al., 2012; Vrba et al., 2016). Dlouhodobě jsou studovány také některé nádrže v Jizerských horách, především jejich chemismus vody a planktonní společenstva (viz Stuchlík et al., 1997; Bímová, 2013). Tato diplomová práce se zabývá oživením litorálů horských jezer a nádrží v oblastech v minulosti zasažených acidifikací. Práce si klade za cíl poznat a popsat společenstva makrozoobentosu těchto stojatých vod a zjistit, do jaké míry jsou ovlivněny nepříznivými podmínkami spojenými s acidifikací (pH, toxické kovy) a ostatními klíčovými podmínkami prostředí, jako je trofie

vody a charakter litorálu, který bentickým organismům nabízí různé potravní zdroje, úkryty a prostor. Cílem práce je také porovnat společenstva horských biotopů dvou vzdálených oblastí, Šumavy a Jizerských, resp. Krušných hor.

2 Bentická společenstva horských jezer a nádrží, environmentální faktory, které je formují

Horské stojaté vody jsou jedněmi z méně dostupných a poškozených vodních ekosystémů v Evropě. V porovnání s níže položenými stojatými vodami jsou mnohem méně zasaženy znečištěním ze zemědělské činnosti a odpadními vodami (Čiamporová - Zaťovičová et al., 2010). Navzdory jejich časté odlehlosti však nejsou zbaveny vlivu dálkového atmosférického transportu polutantů. Jejich schopnost neutralizovat kyselou depozici je často velmi slabá. Půdní a vegetační kryt v jejich povodí bývá slabý a není tak dostatečně bráněno polutantům v dosažení povrchových vod (Fjellheim et al., 2000). Horská jezera jsou citlivá ke globálním změnám a představují ideální ekosystémy pro pozorování globálních podmínek (Martínez-Sanz et al., 2012), jako je například míra kyselé depozice, dálkový transport toxických a radionuklidových polutantů, nebo globálních změn vůbec. Zároveň horská jezera fungují jako varovný systém pro celý ekosystém hor (Čiamporová-Zaťovičová et al., 2010). V rámci vyskytujících se společenstev jsou bentičtí bezobratlí výbornými ukazateli jak lokálních, tak globálních změn prostředí (Fjellheim et al., 2000). Zároveň jsou největší běžně se vyskytující skupinou organismů užívaných při posuzování míry znečištění vodních ekosystémů. Malé vodní ekosystémy jsou bohaté a diverzní habitaty, hrají klíčovou roli v zachování biodiverzity a podporují vysokou druhovou bohatost organismů, zejména bezobratlých (Martínez-Sanz et al., 2012).

2.1 Vliv acidifikace a toxicity kovů

Nízké pH a s ním související toxicita hliníku působí negativně na vodní organismy přímým ovlivněním fyziologie organismů a rozvrácením osmoregulace, které jsou často letální. Acidifikace silně postihuje především organismy, které dýchají žábami (především ryby), protože na žábrech dochází ke srážení koloidních hydroxyoxidů hliníku, které brání výměně plynů (Herrmann et al., 1993). Acidifikace povrchových vod proto vedla k zásadním změnám ve složení planktonních i bentických společenstev, snížení biologické diversity, lokální extinkci ryb a ke snížení fitness vodního ptactva (Murphy et al., 2014). Vymizení acidosenzitivních organismů nemusí vždy vést k poklesu biomasy organismů, protože ty mohou být nahrazeny tolerantními organismy, vymizení acido-senzitivních druhů však vždy vede k narušení potravních sítí a ke zjednodušení potravních vztahů (Hendrey & Wright, 1976). Mimo prakticky všech druhů ryb jsou ke sníženému pH citlivé některé druhy raků, stejně jako ostatní korýši a měkkýši. U těchto je zásadní především vliv nedostatku vápníku

a dalších pro tyto organismy esenciálních látek. Dále mezi silně acido-senzitivní patří mnoho druhů jepic (Ephemeroptera), některé druhy pakomárů (Chironomidae), pošvatek (Plecoptera) a chrostíků (Trichoptera) (Andrén, 2003).

V průběhu chemického zotavování acidifikovaných biotopů se často podmínky prostředí zlepšují natolik, že již mohou být znovu osídleny acido-senzitivními organismy. Rekolonizaci však často brání periodicky se vyskytující kyselé epizody, které znovu a znovu resetují biologické zotavování, které tím může být velmi pozdrženo oproti zlepšování chemismu vody (Yan et al., 2003). Kyselé epizody jsou způsobovány vlivem například jarního tání sněhu, či po silných deštích, které vyplavují a přinášejí velké množství H^+ iontů. Ostatní chemické parametry mají podobný sezónní průběh. Zvýšená koncentrace kovů (zejména Al) je také výrazně spjata s náhlými poklesy pH ve vodním prostředí a může být také výraznou překážkou pro výskyt druhu na periodicky okyselovaném stanovišti (Lepori & Ormerod, 2005; Kowalik & Ormerod, 2006; Kowalik et al., 2007). Důležité je, že řídicí hydrologické faktory (jako například zvýšené jarní průtoky) jsou přirozené a nezávislé na současném stavu depozic okyselujících látek (Lepori & Ormerod, 2005). Ovlivnění vodního ekosystému periodickými poklesy pH je závislé na spolupůsobících faktorech, jak přirozených, tak antropogenních. Například v případě koncentrací toxických kovů, jsou tyto více než dvojnásobné, jsou-li ovlivněny kyselinami z antropogenních zdrojů. Významné je, zda se jedná o stanoviště k episodické acidifikaci náchylné (např. vlivem nepříznivého vegetačního pokryvu v povodí), nebo o stanoviště s vysokou pufrací kapacitou, například díky příznivým vlastnostem podloží (Kowalik et al., 2007). Působením nízkého pH obecně dochází k redukci acido-senzitivních druhů, kdy za hraniční hodnoty je považováno pH 5,7–6,0 (Kowalik & Ormerod, 2006). Skupinou citlivou i ke krátkodobému poklesu pH jsou jepice. Mnoho druhů jepic se na chronicky acidifikovaných stanovištích vůbec nevyskytuje a pouze omezeně na stanovištích s vyskytujícím se episodickým okyselením (takové, kde k okyselení dochází vlivem zvýšeného průtoku) (Braukmann & Biss, 2004). Při episodických poklesech pak dochází i k poklesu na hodnoty 4,5–5,0, za kterých je zároveň toxicita hliníku na maximální úrovni (Kowalik et al., 2007). V takových případech je složení společenstva velmi významně kyselými epizodami ovlivněno (Lepori & Ormerod, 2005).

2.1.1 Toxické kovy

Acidifikace sladkovodních ekosystémů ovlivňuje vztah kov–organismus obecně na dvou úrovních. Zaprvé snížením pH dochází ke změně formy (a tím i dostupnosti a potenciálně

toxicity kovu pro vodní organismy), ve které se kov v prostředí vyskytuje, a dále může být okyselením prostředí ovlivněna citlivost organismu ke kovu na buněčné úrovni (Campbel & Stokes, 2011). Ve zdravém prostředí je většina těžkých kovů ve velmi malých koncentracích a hlavním zdrojem je přirozené horninové a půdní zvětrávání. Ačkoliv většina kovů ve vodním prostředí je rychle sedimentována a pouze malé množství zůstává volně rozpouštěno, mohou být tyto v organismech chemicky pozměněny a zabudovány do organických komplexů, kdy některé mohou být o to více nebezpečné pro organismy i lidské zdraví (Hou et al., 2013).

Hliník (Al)

Hliník je třetím nejhojněji se vyskytujícím prvkem v půdách a minerály tvoří zhruba z 8 %, odkud se do vodního prostředí dostává zvětráváním. Hliník je relativně nerozpustný v oblasti přibližně neutrálního pH (6–8). Při poklesu pH půd, například vlivem kyselých dešťů, dochází ke zvýšenému vyplavování tohoto prvku z podloží. Na povrchích minerálů, ve kterých se hliník vyskytuje především ve formě oxidu, dochází k jeho zvětrávání a přeměně forem. Při pH pod 4,5 je dominantní formou hydratovaný iont $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$, označovaný též jako Al^{3+} , který výrazně negativně působí na vodní ekosystémy v oblastech zasažených acidifikací (Rosseland et al., 1990). Toxicita hliníku se zvyšuje, vytváří-li tento komplex s organickými sloučeninami (McCahon & Pascoe, 1989), čímž totiž dochází i ke zvýšení jeho dostupnosti pro vodní organismy. Nejvíce ovlivnění jsou žábrami dýchající živočichové, jako například ryby a bentos. U těchto způsobuje hliník zvýšenou mortalitu a jejich vymizení ze stanoviště (Gensemer & Playle, 1999; Andrén, 2003). Důležité je i vývojové stadium daného živočicha, kdy mladší vývojová stadia bývají obecně citlivější (Rosseland et al., 1990). Vysoká citlivost byla mezi bezobratlými zaznamenána u většiny druhů jepic a koryšů. V porovnání s nimi jsou tolerantnější některé druhy pošvatek a chrostíků, ačkoliv citlivost je obecně druhově, nikoliv řádově specifická (Andrén, 2003). V terestrických ekosystémech mohou být toxicitou hliníku zasaženy cévnaté rostliny a houby. Ve vodním prostředí je hliník bioakumulativní a nejvíce se vyskytuje na povrchích těl vodních bezobratlých. U těchto (a například i u ryb) dochází k vysrážení hliníku na povrchu těla a hlavně na žábrech, kde se tak vytvoří povlak partikulovaného Al snižující efektivitu respirace a tím ke ztrátě energie potřebné při růstu a reprodukci daných organismů (Rosseland et al., 1990). Během experimentu s larvami jepic byla u zkoumaných druhů (*Ephemera danica*, *Heptagenia fuscogrisea* a *Heptagenia sulphurea*) zjištěna zvýšená respirace (patrně jako obranný mechanismus) po vystavení

vysokým koncentracím hliníku (500 a 2000 $\mu\text{g/l}$) a nízkému pH (4 a 4,8) (Hermann & Andersson, 1986). Mimo to dochází k jeho bioakumulaci i uvnitř těl bezobratlých, čímž může docházet skrze potravní řetězce k jeho transportu do vyšších trofických úrovní (Rosseland et al., 1990). Například u ptáků byla prokázána snížená pevnost skořápek vlivem působení hliníku. Uvnitř těl bezobratlých organismů pak narušuje Al schopnost osmoregulace soupeřením o stejné vazebné pozice v hemolymfě s Na^+ a Ca^{2+} . Tyto ionty pak ve zvýšené míře odchází z organismu a je tak negativně snížena jejich koncentrace (Rosseland et al., 1990; Andrén, 2003).

Olovo (Pb) a Železo (Fe)

Olovo je široce rozšířený kontaminant, jehož koncentrace ve sladkovodních povrchových vodách narůstají výrazně s poklesem pH pod hodnotu 5. K nárůstu koncentrací olova ve vodě dochází zejména tehdy, není-li v roztoku dostatek organických ligandů. Přítomnost organické hmoty nebo hydroxidů železa dostupnost olova ve vodním prostředí snižuje. Tudíž vztah mezi toxicitou olova pro vodní organismy a hodnotou pH není vždy stejný a závisí na dalších vyskytujících se látkách v prostředí. Rozdílných výsledků při testech toxicity Pb je dosahováno i v závislosti na různé míře tolerance u testovacích organismů (Gerhardt, 1994).

Železo, hrající důležitou roli mediátora kyslíku a energie v těle, je esenciálním stopovým prvkem pro všechny živé organismy (Gerhardt, 1994). Dále se vyskytuje v očních pigmentech a je významný při tvorbě melaninu a formování kutikuly u hmyzu (Gerhardt & Westermann, 1995). Ve sladkovodních ekosystémech se přirozeně vyskytuje v koncentracích od 0,01 do 1,4 mg/l (Gerhardt, 1994). Znečištění vodních ekosystémů zvýšenými koncentracemi železa bylo dříve předmětem zkoumání v souvislosti s těžbou a kyselými důlními vodami. Jejich působením došlo ke snížení diverzity bentických společenstev již při lehce zvýšené koncentraci železa ($\geq 1,2 \text{ mg/l}$). K potenciálně negativnímu vlivu železa na bentická společenstva může dojít při jeho vysrážení ve formě Fe^{3+} na sedimentech a organismech samotných, či ve formě Fe^{2+} , která byla nalezena i v tělech larev jepice *Leptophlebia marginata*. U larev zmíněné *L. marginata* a jí příbuzné *L. vespertina* bylo zaznamenáno zvýšení četnosti svlékání při vysrážení železa na jejich tělech. Ze studií vyplývá, že toxický efekt železa na vodní organismy bude zejména nepřímý, ovlivňující negativně potravní zdroje bentických organismů a tedy závisející na způsobu získávání potravy. Mezi jepicemi se jeví jako nejvíce ovlivnění spásáči, kteří trpí vysrážením železa na sedimentu

a redukcí epiphytonu ze stejného důvodu. Již zmíněná *Leptophlebia marginata*, vybírající ze sedimentu jemnější částičky, či druhy závislé na alochtonních zdrojích potravy jsou vysrážením Fe méně ovlivněny (Gerhardt & Westermann, 1995).

2.2 Zotavování acidifikovaných biotopů

Proces biologického zotavování je velmi komplexní a je výsledkem součinnosti biologických, chemických a fyzikálních faktorů, které ovlivňují disperzi a rekolonizaci druhů (Hesthagen et al., 2011). Zotavení bioty v odezvě na zlepšení chemických podmínek může být okamžité, či zpožděné a jeho průběh podléhá stále přetrvávajícím, méně či více zhoršeným, podmínkám prostředí a zejména prahovým hodnotám rozhodujícím o přítomnosti, respektive absenci druhu (Gray & Arnott, 2009). Za kritickou hodnotu, určující výskyt či absenci druhu, je pro silně acido-senzitivní druhy obecně bráno $\text{pH} \leq 6,0$ (Raddum & Skjelkvåle, 1995). Po dlouhodobém působení acidifikace lze následně očekávat dlouhodobější proces zotavování, naopak po krátkodobějším období acidifikace lze očekávat zotavování rychlejší (Hesthagen et al., 2007).

Redukce depozic okyselujících látek napříč Evropou (Stoddard et al., 1999; Kopáček & Veselý, 2005) umožnily zlepšení chemických podmínek povrchových vod (Evans et al., 2001). Pozitivní změny vedly k očekávání výrazného zotavení bioty (Stoddard et al., 1999). Navzdory již několik desetiletí probíhajícímu trendu ve zlepšování chemických podmínek, dochází k obnovení bioty v mnohých případech až s časovým odstupem, zpomaleně, či v menší míře, než se očekávalo (Yan et al., 2003; Yan et al., 2004; Monteith et al., 2005; Nedbalová et al., 2006). Například společenstvo zooplanktonu v chemicky zotavujícím se kanadském jezeře Ontario, ačkoliv ukazující určité zlepšení, není navzdory několika dekadám chemického zotavování stále kompletní (Gray et al., 2012). Podobně ve švédských jezerech nebylo během 21 let trvajícím monitoringu fytoplanktonu zaznamenáno žádné kontinuální zotavení, ačkoliv v případech k němu v omezené míře dochází (Johnson & Angeler, 2010). Ve Velké Británii se během 15 let monitoringu zvýšila hustota juvenilních pstruhů potočních pouze na dvou ze třinácti sledovaných řek a jezer navzdory výraznému chemickému zotavování (Monteith & Evans, 2005).

Faktory ovlivňující zotavování mohou být různé a u různých skupin živočichů se liší. Důvodem pro zaostávající biologické zotavení může být například nízký počet kolonizujících jedinců nedostatečný pro úspěšné uchycení se a etablování nové populace (Masters et al.,

2007). Osidlované stanoviště může být pro migranty špatně dostupné. Důležitou roli v takových případech hraje vzdálenost zdrojové populace, nachází-li se například ve stejném povodí, nebo zda je vyžadován přesun jedinců na větší vzdálenosti (Petersen et al., 1999). V migraci jedinců vzduchem pak mohou bránit fyzické překážky v okolí toků (Blakely et al., 2006). V případě rekolonizace jezer rybami jsou fyzické překážky považovány za nejvýznamnější bariéru (Hesthagen et al., 2007). Z abiotických faktorů jsou velmi významné periodické poklesy pH během zvýšených průtoků způsobených jarním táním sněhu, nebo silnými dešti, nebo přetrvávající působení toxicity kovů, zejména hliníku (Lepori & Ormerod, 2005; Kowalik & Ormerod, 2006; Kowalik et al., 2007). Faktorem zpomalujícím, či dokonce zabraňujícím biologickému zotavení může být rezistence acidotolerantních společenstev vzniklých v průběhu období acidifikace, které mohou bránit zejména konkurenčně slabým kolonizátorům osídlit daný biotop, i když chemické podmínky prostředí jsou již příznivé (Arnott et al., 2006; Hildrew, 2009).

Posouzení míry zotavení je v mnohých případech komplikované a záleží na volbě stanoviště, kde k posouzení dochází (potok, rybník či jezero, litorál či pelagiál) a na vhodném výběru indikačních druhů (Yan et al., 2003; Stendera & Johnson, 2008). Obecně, populace organismů s krátkou generační dobou, dobrými migračními schopnostmi, případně dormantními stádii se obnovují poměrně rychle (Findlay, 2003). Biologické zotavení bývá indikováno například poklesem výskytu acido-tolerantních taxonů, rekolonizací acido-sensitivního druhu a nárůstem druhové diversity (Gray & Arnott, 2009).

2.3 Vliv vlastností litorálu

Litorální zóny menších stojatých vod jsou prostorově diverzifikované habitaty hostící rozmanitá společenstva vodních organismů (Heino, 2000). Důležitou charakteristikou litorálu je vývoj a struktura vegetace v litorálu. Vodní makrofyta litorálů jsou důležitým mesohabitatem, který poskytuje bezobratlým množství zdrojů (Petr, 2000) a ovlivňují i abiotické podmínky prostředí, jako je koncentrace kyslíku, světlo a teplota. Abundanci vodních makrofyt je pozitivně ovlivněna heterogenita stanoviště, nabídka potravních zdrojů a prostoru (Diehl & Kornijów, 1997). Zároveň působí na bezobratlé nepřímo ovlivněním interakcí predátor-kořist. Hustý porost makrofyt nabízí bezobratlým kryt před predací, což se projevuje vyšší abundancí a diversitou společenstev takového litorálu. Zeslabení predčního tlaku rybami vlivem vyšší prostorové heterogenity litorálu bylo experimentálně prokázáno (Diehl & Kornijów, 1997; Petr, 2000; Tolonen et al., 2001).

Litorální bezobratlé lze dělit podle preferovaného mesohabitatu na bentické (osidlující dno / sediment) a epifytické (osidlující makrofyta). Obecně lze pozorovat silný pozitivní vztah mezi abundancemi litorálních makrofyt a epifytických bezobratlých. Podobně bentos je často početnější v sedimentech vegetací zarostlých litorálů (Diehl & Kornijów, 1997). V rámci litorálu byl zaznamenán rozdíl ve složení společenstva litorální zóny podél horizontálního gradientu – tedy rozdíl mezi stranou litorálu sousedící s pelagiálem a částí litorálu sousedící s břehem – v závislosti na změnách environmentálních parametrů od volné vody směrem k interiéru litorálu. Na okraji litorálu sousedícího s pelagiálem byl zaznamenán větší výskyt aktivně plovoucích brouků a nymf ploštic (patrně pro jejich světlomilnost) spolu s larvami skupin dýchajících pomocí tracheálních žaber – jako jepice, vážky a chrostíci, kteří jsou méně odolní vůči nižším koncentracím rozpuštěného kyslíku. Obecně jsou podmínky a druhová struktura společenstva tohoto mesohabitatu podobnější podmínkám otevřeného litorálu bez vegetace. Směrem k interiéru litorálu byl zaznamenán vyšší výskyt taxonů tolerantnějších k nižším koncentracím kyslíku (např. larvy brouků) a taxony vázané na větší množství organické hmoty, která se zde ve větší míře akumuluje (Sychra et al., 2010). Celkově lze říci, že habitatová struktura a variabilita je pro vodní bezobratlé často důležitějším faktorem než chemické parametry prostředí, alespoň tam, kde nedochází k jejich extremitám (Heino, 2000).

2.4 Potravní zdroje

Sladkovodní bezobratlí jsou rozdělováni do funkčních skupin – tzv. trofických guild – podle jejich potravy a způsobu jejího získávání (Cummins, 1973). Nenarušená stanoviště se vyznačují výskytem specializovaných konzumentů, zejména herbivorních spásáčů, jako jsou (často acido-senzitivní) druhy jepic, pakomárů, měkkýšů nebo korýšů (Layer, 2013).

Partikulovaná organická hmota je jedním z hlavních potravních zdrojů bentických bezobratlých. Jediným zdrojem potravy společenstev obývajících profundál (hluboké části volné vody) je sedimentující autochtonní organická hmota. Oproti tomu trofickým základem litorálních potravních sítí (podobně jako u tekoucích vod) je organická hmota terestrického původu (Tolonen et al., 2001). V případě vysoko položených stojatých vod nad hranicí lesa je přísun organické hmoty převážně alochtonního původu a její přísun do vodního prostředí je velmi omezený. V porovnání s tím je tomu u níže položených stanovišť opačně – množství organické hmoty roste se snižující se nadmořskou výškou (Čiamporová-Zaťovičová et al., 2010). Je-li hlavním zdrojem organické hmoty vegetace v blízkém okolí (autochtonní), typ

lesního pokryvu hraje významnou roli v množství a kvalitě potravy pro konzumenty (Groom & Hildrew, 1989; Thomsen & Friberg, 2002; Pretty et al., 2005). Zejména v povodích s nízkou vrstvou půdy mohou zde rozvinuté jehličnaté lesy, umocňující acidifikační efekt, působit negativně (Thomsen & Friberg, 2002). Jehličnatý opad je kvůli nízkému obsahu N, tvrdosti a obsahu fenolických látek pro většinu bezobratlých špatně rozložitelný a stravitelný a tudíž málo vhodný (Friberg & Jacobsen, 1994). Kvantita i kvalita potravy klesá se zvyšující se aciditou prostředí, která tak působí negativně na růst bentických bezobratlých, což někdy vede i k nižší velikosti dospělců a tudíž i jejich nižší fekunditě (Griffith et al., 1993; Ledger & Hildrew, 2001; Thomsen & Friberg, 2002; Pretty et al., 2005).

Kvalita potravy pro vodní bezobratlé může být reprezentována C:N poměrem, který je nižší, a pro konzumenty tedy lepší, v neutrálních podmínkách. Snížením pH dochází ke zvýšení tohoto poměru a tedy k horší stravitelnosti a využitelnosti organického materiálu pro vodní společenstva (Groom & Hildrew, 1989; Thomsen & Friberg, 2002). Indikátorem nižšího poměru C:N je zvýšená respirace mikrobiálních společenstev na povrchu organické hmoty. Postupným snižováním C:N poměru díky mineralizaci C, přestává být dusík pro organismy limitujícím prvkem. V kyselých podmínkách je však dekompoziční činnost bakterií a hub v mikrobiálním společenstvu snížena, v důsledku čehož je potrava pro konzumenty hůře stravitelná (Groom & Hildrew, 1989). Chemické podmínky vody zároveň ovlivňují abundanci a diversitu vodních makrofyt, tudíž zároveň množství substrátu a potravních zdrojů dostupných pro vodní bezobratlé (Heino, 2000).

Významným potravním zdrojem pro vodní bezobratlé je perifyton, tvořený epilitickými (na povrchu kamenů) a epifytickými (na povrchu rostlin) nárosty řas a sinic (Ledger & Hildrew, 2001), které zároveň obsahují zachycený detritus včetně jeho mikroflory a mikrofauny. Řasy, zejména diatomy, jsou zásadním nutričním zdrojem těchto nárostů. V závislosti na druhovém složení, je perifyton díky nízkému C:N poměru výživným zdrojem potravy (Cummins & Klug, 1979). Zejména druhové složení nárostů řas a někdy i jejich abundance jsou negativně ovlivněny poklesem pH prostředí (Layer et al. 2013). Následně, jelikož vztah konzument-řasa je velmi pevně ustanoven (Wallace & Webster, 1996), dochází v acidifikovaných vodách k ochuzení bezobratlých společenstev (Layer et al. 2013).

Makrofyta, ačkoliv jsou jako potrava pro vodní bezobratlé vnímána především poté, co se po podzimním odumírání rostlinné biomasy stanou zdrojem detritu, přímá konzumace živých makrofyt může být také způsobem získávání potravy (Wallace & Webster, 1996).

Většina herbivorů makrofyt mezi vodními bezobratlými jsou oligofágové, často zároveň schopni žít se detritem (Newman, 1991). I přesto je přímá konzumce makrofyt méně významným způsobem získávání potravy, zejména pro vysoký C:N poměr, velké množství celulózy, ligninu a nižší stravitelnosti jejich proteinů (Cummins & Klug, 1979).

2.5 Vliv trofie na vodní bezobratlé

Jakožto konzumenti středních trofických úrovní, vodní bezobratlí jsou ovlivněni jak bottom-up, tak top-down působícími silami. Makrozoobentos může hrát důležitou roli v cyklech nutrientů, primární produkci a přenosu materiálů. (Wallace & Webster, 1996). Eutrofizace vodních ekosystémů je celosvětový problém, který ovlivnil společenstva vodních živočichů i ekosystémové procesy celkově (Correll, 1998; Vitousek et al., 1997). Nadměrný přísun dusíku a fosforu z bodových i nebodových zdrojů může mít za následek rozsáhlé ovlivnění kvality vody. Přísun zmíněných nutrientů ovlivňuje pozitivně růst rostlin, v případě stojatých vod je nejvýraznějším projevem zvýšená abundance řas a vodních makrofyt. Degradace sladkovodních ekosystémů eutrofizací může vést k vymizení citlivých druhů jejich společenstev. Změny způsobené nadměrným přísunem živin do vodního ekosystému nespočívají pouze v ovlivnění fytoplanktonních společenstev, nýbrž skrze narušení potravních sítí může dojít ke změnám společenstev bezobratlých, či ryb celého jezera (Smith et al., 1999). Vysoká produktivita systému vede k vysoké bakteriální činnosti a zvýšení respiraci, která může za vhodných podmínek způsobit hypoxii až anoxii prostředí. Nízké koncentrace kyslíku mohou způsobit úhyn organismů a uvolnění látek, které za normální podmínky zůstávají vázány v sedimentu, jako například různé formy fosforu. Jeho uvolnění následně znovu zesiluje eutrofizační efekt (Correll, 1998).

2.6 Predace a potravní sítě

Zatímco druhově specifické tolerance k abiotickým vlastnostem prostředí umožňují určité skupině druhů existovat prakticky v jakémkoliv habitatu, konkrétní složení daného společenstva následně určují biotické interakce – predace a kompetice. Takováto souhra fyzikálních a biotických faktorů následně formuje unikátní specifické společenstvo (Wellborn et al., 1996). Jedním z hlavních faktorů ovlivňujících strukturu litorálního makrozoobentických společenstev litorálů jsou ryby (Gilinsky, 1984; Tolonen et al., 2001). Avšak způsob, kterým tak dochází je odlišný v průběhu sezóny a závislý na prostorové heterogenitě prostředí (Gilinsky, 1984). V habitatech bez ryb na společenstva bezobratlých

silně působí velcí bezobratlí predátoři, jako jsou larvální stadia vážek, pelagické druhy dvoukřídlých a predátoři schopní aktivního pohybu, jako ploštice a brouci. Jsou-li ryby přítomny, působí jako klíčoví predátoři a organismy nižších trofických úrovní jsou menší velikosti a méně aktivní, či neaktivní (Wellborn et al., 1996). Zároveň mají taková stanoviště obecně nižší abundance druhů a diverzitu. Většina ryb si selektivně vybírá kořist větší velikosti (např. velké larvy chrostíků či bezobratlé predátory, vážky či brouky). Ve stojatých vodách s jejich přítomností mnoho velkých bezobratlých predátorů chybí (Tate & Hershey, 2003). Například byl zjištěn silný vztah mezi výskytem ryb a početností a diverzitou vodních, především potápějících se brouků. Početnost dravého brouka *Graphoderus liberus* byla během experimentu o 65 % nižší za přítomnosti ryb v jezeře. Podobnou závislost lze pozorovat u řady ostatních druhů brouků a vodních bezobratlých obecně (Arnott et al., 2006). Čeledi *Corixidae*, *Notonectidae*, *Dytiscidae* a vážky (Odonata) obecně se vyskytují čteněji, nejsou-li ryby přítomny, nebo je-li jejich výskyt pouze omezený. Tito bezobratlí jsou velmi citliví na predanční tlak ze strany ryb a jejich početnost se zvyšující se densitou ryb klesá. Zároveň lze předpokládat zvyšující se význam bezobratlých predátorů směrem od volné vody ke středu litorální vegetace a ke břehu (Tolonen et al., 2001). Nárůst početnosti plžů v porostech makrofyt byl zaznamenán v důsledku snižujících se počtů lína obecného (*Tinca tinca*) ve švédských jezerech (Bronmark & Vermaat, 1998). Nicméně, kromě zmíněných dravých taxonů bezobratlých, platí v případě ostatních taxonů určitá nejednotnost v tom, jak jsou jejich populace rybami ovlivněny. V komplexnějších litorálních habitatech lze předpokládat větší vliv bezobratlých predátorů na dynamiku potravních sítí, než mají ve více pelagickém prostředí (Gilinsky, 1984; Tate & Hershey, 2003). Obecně, predace může hrát významnou roli v horizontální distribuci bezobratlých v rámci pásu litorální vegetace, kdy může být vytvořena hranice mezi predací rybami vně pásu vegetace a predací bezobratlými predátory ve směru ke břehu (Tolonen et al., 2001).

V jezerech bez výskytu ryb se běžně vyskytují bezobratlí predátoři, kteří jsou však obecně (v porovnání s rybami) schopní redukovat litorální společenstva méně. Nicméně například velké druhy vážek se ukázaly být hlavními regulátory výskytu motýlic. Koretry (*Chaoborus*) z řádu Diptera pak efektivně redukuje malé zooplanktonní druhy. Některé ploštice, například čeled' *Notonectidae* a *Belostomatidae*, jsou známé významným vlivem na strukturu společenstev jejich kořisti (Tate & Hershey, 2003).

3 Studované lokality

V rámci této práce bylo studováno 23 lokalit (viz Tab. 1) horských stojatých vod. Vybraná jezera, rybníky a vodní nádrže se nachází ve třech pohořích českého pohraničí – na Šumavě (12 lokalit), v Krušných horách (7 lokalit) a Jizerských horách (4 lokality) v nadmořské výšce přes 700 m. n. m. (735–1096 m. n. m.). Lokality těchto oblastí byly vybrány v kontextu rozdílného vývoje acidifikace a odlišných klimatických podmínek zmíněných pohoří. Vybrané stojaté vody zahrnují lokality s rozdílnými chemickými podmínkami (pH, množstvím toxických kovů, trofii), různými typy litorálů (množství vegetace, materiál substrátu dna) a rybí obsádkou. Zároveň se liší způsobem vzniku (ledovcová jezera, uměle vytvořené rybníky a přehradní nádrže) a způsobem jejich využití v současnosti (lokality v 1. zónách NP a přírodních rezervacích, nevyužívané i využívané rybníky nebo vodárenské nádrže).

Tab. 1: Tabulka studovaných lokalit.

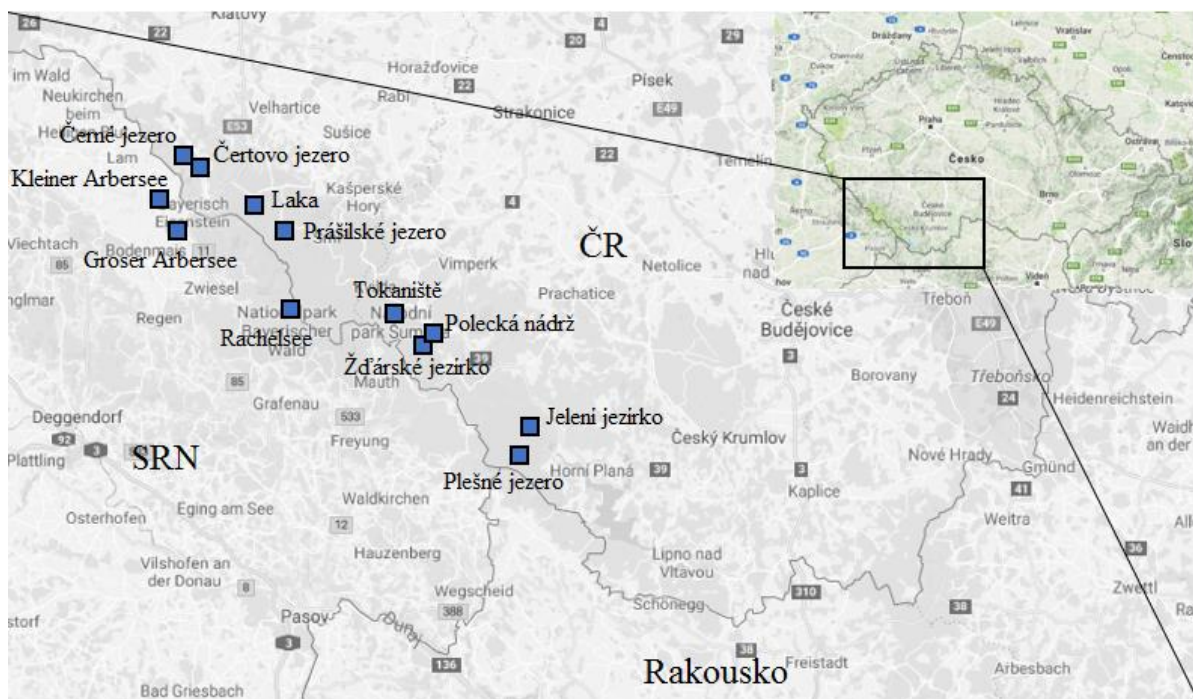
Lokalita	Zkratka	Chráněné území	Pohoří	Katastr	Stát	Souřadnice
nádrž Bedřichov	BedR		Jizerské hory	Bedřichov	ČR	50.8176222N, 15.1325083E
Blatný rybník	BlatR		Jizerské hory	Nová Louka	ČR	50.8104400N, 15.1656981E
Černé jezero	CernJ	NPR Černé a Čertovo jezero	Šumava	Železná Ruda	ČR	49.1787578N, 13.1844519E
Černý rybník	CernR	PR Černý rybník	Krušné hory	Klíny	ČR	50.6530011N, 13.5286814E
Čertovo jezero	CertJ	NPR Černé a Čertovo jezero	Šumava	Železná Ruda	ČR	49.1664686N, 13.1973694E
nádrž Fláje	Flaje		Krušné hory	Fláje	ČR	50.6820753N, 13.6123181E
Grosser Arbersee	GrosA	NSG Grosser Arbersee und Arberseewand	Šumava	Bodenmais	SRN	49.0994422N, 13.1534672E
Jelení jezírko	JeleJ		Šumava	Nová Pec	ČR	48.8214103N, 13.8926250E
nádrž Josefův Důl	JoseD		Jizerské hory	Josefův Důl	ČR	50.7965503N, 15.1825047E
Kleiner Arbersee	KleiA	NSG Kleiner Arbersee	Šumava	Bodenmais	SRN	49.1267469N, 13.1204225E
jezero Laka	Laka	I. zóna NP Šumava	Šumava	Prášíly	ČR	49.1095147N, 13.3267378E
rybník Lieche	Liech		Krušné hory	Přebuz	ČR	50.3921522N, 12.6302756E
Mrtvý rybník	MrtvR	NPR Božidarské rašeliniště	Krušné hory	Hřebečná	ČR	50.3932742N, 12.8630161E
Plešné jezero	PlesJ	I. zóna NP Šumava	Šumava	Nová Pec	ČR	48.7748442N, 13.8645531E
Polecká nádrž	PoleN		Šumava	Borová Lada	ČR	48.9431364N, 13.6708117E
Prášilské jezero	PrasJ	I. zóna NP Šumava	Šumava	Prášíly	ČR	49.0745547N, 13.4007669E
nádrž Přisečnice	Prise		Krušné hory	Kryštofovy Hamry	ČR	50.4654267N, 13.1369019E
Rachelsee	Rachel	NP Bavorský les	Šumava	Spiegelau	SRN	48.9757103N, 13.4029769E
nádrž Souš	Sous		Jizerské hory	Souš	ČR	50.8005103N, 15.3109075E
Starý rybník	StarR		Krušné hory	Zákoutí	ČR	50.5453992N, 13.3011389E
Tokaniště	Tokan		Šumava	Borová Lada	ČR	48.9692569N, 13.6162169E
Volárenský rybník	VolarR		Krušné hory	Kalek	ČR	50.5837475N, 13.3532489E
Žďárské jezírko	ZdarJ		Šumava	Borová Lada	ČR	48.9359625N, 13.6530447E

3.1 Šumava

V rámci této práce bylo studováno 12 (z 23 celkem) lokalit nacházejících se v jižním příhraničí České republiky na hranicích se Spolkovou republikou Německo. Devět lokalit se nachází na české straně pohorí Šumava (Hercynské krystalinikum), 3 lokality na německé straně (Böhmerwald, někdy též Bavorský les / Bayerischer Wald). Mezi lokality patří 8 ledovcových jezer a menší vodní nádrže (viz Tab.1) s povodími náležícími ke dvou úmořím, jejichž je Šumava rozvodím. Odtoky Kleiner Arbersee, Grosser Arbersee, Rachelsee a Čertova jezera patří k povodí Dunaje a tedy k úmoří Černého moře. Ostatní lokality s jejich odtoky patří k povodí Řeky Vltavy a tedy k úmoří Severního moře. Jezera a nádrže se nachází v průměrné nadmořské výšce okolo 1000 m. Nejnižše položené je Kleiner Arbersee (918 m. n. m.), nejvýše položené je jezero Laka (1096 m. n. m.).

Všechna jezera jsou součástí národního parku, nebo mají statut přírodní rezervace (Soldán et al., 2012), stejně jako 4 studované nádrže. U většiny lokalit byla v historii uměle zpevněna oblast odtoku, aby mohl být kontrolována jejich hladina za účelem plavení dřeva. Navíc u některých došlo k odstranění sedimentu (Laka, Kleiner Arbersee) (Vrba et al., 2000). Lokality s jejich povodími se nachází na geologicky přirozeně citlivém podloží, tvořeném převážně rulou, slídou nebo žulou (Vrba et al., 2003). Ve vyšších nadmořských výškách (nad 1050 m) je dominantní smrkový les, přirozený i uměle vysazený. Pěstování smrkové monokultury nahradilo přirozené smíšené porosty i v nižších polohách. Stejnověkost a nepřirozenost druhového složení způsobilo místy les velmi citlivý na větrné a kůrovcové kalamity (Soldán et al., 2012).

Litorály šumavských lokalit představují široké spektrum habitatů. Největší jezera Černé a Čertovo mají litorál převážně šterkovitý, pokrytý organickým materiálem a v protikladu k ostatním lokalitám jen velmi málo zarostlý vodní vegetací. Prášílské, Rachelsee a Plešné jsou podobně velká i hluboká jezera a nachází se v podobné nadmořské výšce. Jejich litorály jsou na vegetaci bohatší, přibližně z poloviny zarostlé vodními rostlinami (převážně ostřicemi). Prášílské jezero je charakteristické velkým množstvím balvanů v litorálu. Nejnižše položená jezera Grosser a Kleiner Arbersee mají největší povodí porostlá převážně smíšenými lesy. Obě jezera jsou typická plovoucími rašelinnými ostrovy a vysokým podílem organického substrátu na dně. Podobně 4 menší vodní nádrže – Jelení jezírko, Polecká nádrž, Tokaniště a Žďárské jezírko mají litorál z velké části tvořen porosty ostřic a sítin s převažujícím organickým substrátem dna.



Obr. 1: Mapa 12 studovaných lokalit v pohoří Šumava na hranicích České republiky, Německa a Rakouska. Zdroj map: www.maps.google.com (upraveno).

Acidifikace Šumavy

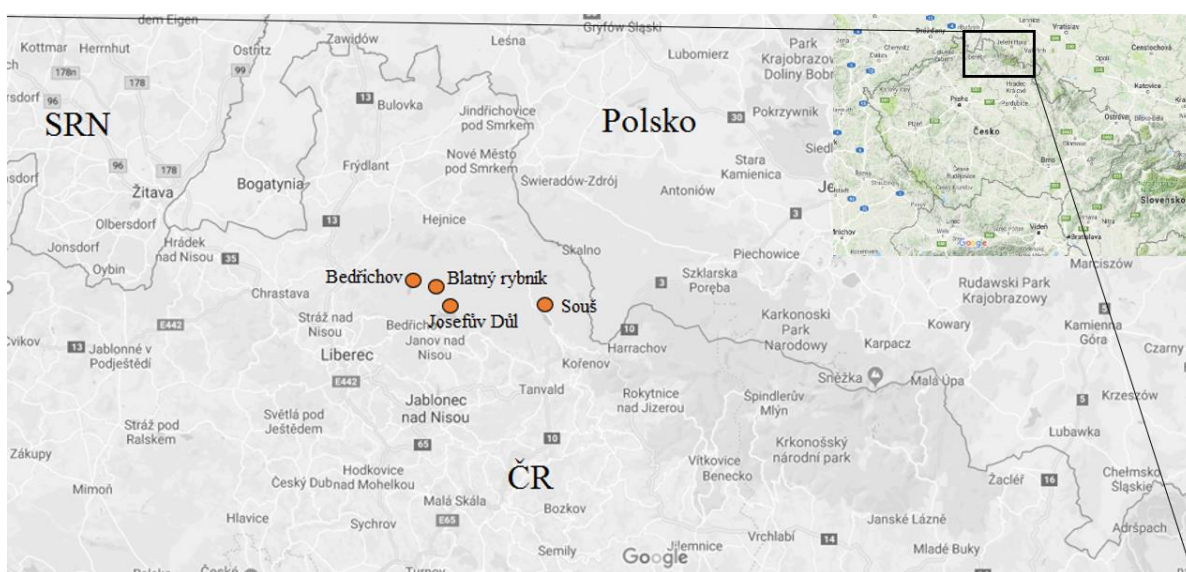
Informace o vývoji šumavských jezer sahají až do druhé poloviny 19. století díky záznamům o výskytu nápadných druhů korýšů (perlooček a klanonožců) a pstruha obecného potočního (*Salmo trutta m. fario*) v Černém jezeře z roku 1871 (Hruška et al., 2009). Podobně jako celá střední Evropa, pohoří Šumava bylo ovlivněno silným atmosférickým znečištěním v průběhu minulého století, nejzřetelněji po druhé světové válce (Kopáček & Veselý, 2005). Do 50. let minulého století klesl počet sledovaných korýšů v Černém jezeře z pěti (v roce 1871) na tři. Hodnoty pH poklesly z 6–7 ve 30. letech 20. století na hodnotu přibližně 6 na počátku 60. let (Hruška et al., 2009). Přibližně v této době je vlivem kyselých depozic vyčerpána uhličitanová pufrční kapacita (Nedbalová, 2007). Roku 1970 je již zaznamenán pouze jeden z pěti druhů pozorovaných korýšů a pstruh obecný potoční následně v Černém jezeře vymírá zcela. S poklesem pH na 4,4 na přelomu 70. a 80. let mizí všechny druhy planktonních korýšů stejně jako vysazený siven americký (*Salvelinus fontinalis*). V této době spolu s depozicemi dusíku a síry vrcholí acidifikace šumavských jezer (Hruška et al., 2009). Přibližně od 80. let minulého století celá oblast zaznamenává výrazný pokles v koncentracích síry i dusíku (Kopáček & Veselý, 2005; Nedbalová et al. 2006). Kyselost vrcholových částí Šumavy byla a je výsledkem součinnosti přirozeného působení huminových kyselin tvořících se v rašeliništích a antropogenního vlivu (Hruška et al., 2009). Jezera Šumavy se vlivem silné

acidifikace staly unikátními ekosystémy, v jejichž oživení dominoval bakterioplankton a fytoplankton, ryby vymřely kompletně a společenstva zooplanktonních korýšů byla silně redukována (Vrba et al., 2003). V polovině minulého století měla většina šumavských jezer víceméně neutrální pH. Od té doby se působením okyselujících látek všechna hlubší dimiktická jezera stala chronicky acidifikovanými (pH přibližně 5 a nižší). Výjimkou bylo mělké jezero Laka, které bylo acidifikováno pouze přechodně (Soldán et al., 2012). Vlivem acidifikace se zvýšila průhlednost vody ve většině šumavských jezer (Vrba et al., 2000). Zároveň došlo i k nárůstu výskytu reaktivních forem hliníku, zejména toxického iontového Al (Vrba et al., 2003). Koncentrace hliníku v Černém jezeře na konci 70. let 20. století již byla příliš vysoká pro všechny druhy ryb a zooplankton a znemožňovala rozmnožování šídlatky jezerní (*Isoetes lacustris*) (Hruška et al., 2009). Výjimkou bylo Prášilské jezero s největším poměrem organicky vázaného hliníku, což patrně umožnilo přežití zooplanktonních korýšů v tomto jezeře (Vrba et al., 2003). Podobnou situaci lze očekávat u jezer na německé straně Šumavy (Grosser Arbersee, Kleiner Arbersee, Rachelsee) a u jezera Laka (Soldán et al., 2012). Navzdory sníženým depozicím síry srovnatelným s těmi ve 40. letech 20. století, kyselost vody v šumavských jezerech roste jen pozvolna. Například v Černém jezeře z hodnoty pH 4,4 na 4,8 během 20 let. Takové hodnoty odpovídají stavu v 70. letech. První druh perloočky se v zooplanktonu opět objevuje až v 90. letech, od té doby narůstá i počet druhů bentosu – jepic, pošvatek, chrostíků i vážek. Rychlost regenerace šumavských jezer je mimo jiné snížena i poklesem depozice bazických iontů a jejich vyčerpáním v půdách v povodí jezer. Zda šumavská jezera někdy zcela dospějí do stavu před acidifikací, je dnes otázkou (Hruška et al., 2009). V současnosti je patrná částečná recovery šumavských jezer. Jejich společenstva se ze 40–90 % liší v porovnání s těmi z období počínající recovery (1999) v důsledku směny druhů a rekolonizace stanovišť. Objevují se původní a acido-senzitivní druhy a snižují se počty nebo přímo mizí acido-tolerantní druhy. I přesto jsou společenstva všech jezer stále pod acidifikačním stresem. K pozitivním změnám dochází zejména u jezer s nižšími koncentracemi hliníku, tj. Laka, Rachelsee, Grosser Arbersee a Kleiner Arbersee. U Černého, Čertova, Prášilského a Plešného jezera jsou koncentrace celkového hliníku okolo 200 µg/l hlavní bariérou pro recovery těchto lokalit (Vrba et al., 2016).

3.2 Jizerské hory

V Jizerských horách v česko-polském příhraničí se nachází 4 zkoumané lokality. Tyto střední až velké vodní nádrže leží v nadmořské výšce od 735 do 770 m. n. m. Souš

odvodňována Černou Desnou, Josefův Důl odvodňovaný Kamenicí a Blatný rybník odvodňovaný Blatným potokem (Kamenice) patří k povodí řeky Labe (úmoří Severního moře). Nádrž Bedřichov s odtokem Černá Nisa patří do povodí řeky Odry a úmoří Baltského moře. Vodní díla v této oblasti byla dříve budována za účelem pohánění brusíren skla a pil (Blatný rybník). Pozdější větší vodní díla byla stavěna jako protipovodňová opatření (Josefův Důl, Souš, Bedřichov) (Bímová, 2013). Jizerské hory jsou součástí krkonošsko-jizerského krystalinika. Dominantními horninami tohoto bloku jsou granity (žuly) a dále nalézáme svory, ruly, ortoruly a čedič (Knotek, 2009). Na většině Jizerských hor se nachází mělké podzolové půdy s nízkou pufrací kapacitou, živinami chudé a velmi kyselé (Smejkal et al., 2009).



Obr. 2: Mapa 4 studovaných lokalit v Jizerských horách na hranicích České republiky, Německa a Polska. Zdroj map: www.maps.google.com (upraveno).

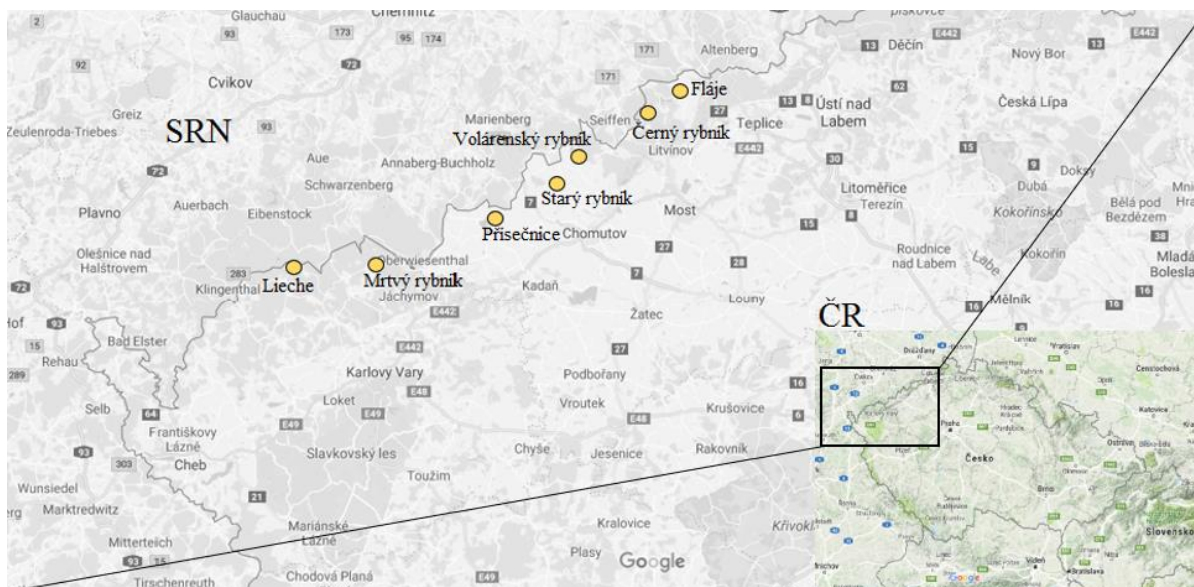
Všechny jizerskohorské lokality mají charakter velkých, hlubokých vodních nádrží. Na břehových liniích nádrží Blatný rybník, Josefův Důl a Bedřichov bylo patrné značné kolísání vodní hladiny, což způsobuje slabý rozvoj litorální vegetace. U těchto třech lokalit byl podíl ostřic a sítin do 5 %, stejně jako v případě mechů a ostatní vegetace. Výjimkou byl Blatný rybník s velkým množstvím rdestu. Dno bylo tvořeno v různém poměru pískem, jemným a hrubým šterkem a přibližně z poloviny kryto organickým materiálem. Vodní nádrž Souš oproti tomu měla litorální vegetaci silně vyvinutou (ostřice/sítiny 95 %) a v materiálu dna převažoval organický materiál (95 %). Velké sezónní kolísání vody však způsobovalo, že litorální vegetace (zejména ostřice) nebyly část sezóny zaplavené vodou a převažujícím substrátem zaplavené části litorálu byl holý organický materiál.

Acidifikace Jizerských hor

Kyselost vody v některých jizerskohorských nádržích byla pozorována již ve 20. letech minulého století krátce po jejich napuštění. V této době byla připisována vlastnostem podloží (Stuchlík et al., 1997). Geologické podloží Jizerských hor je tvořeno převážně žulou a mělkými podzolovými půdami s nízkou pufrací kapacitou. Z tohoto důvodu jsou oblasti s přirozenou náchylností k acidifikaci (Bímová, 2013). Po následném výzkumu v 50. a 60. letech bylo stále klesající pH vody v nádržích již připisováno i rozsáhlým rašeliništím v povodí a samotnému rašeliničku v litorálu. Spolu s okyselením bylo v této době zaznamenáno i snížení druhů zooplanktonu a vymizení rybích druhů. Vliv přirozených faktorů způsobujících okyselení jizerskohorských nádrží byl patrně od 50. let překryt působením antropogenních faktorů (Stuchlík et al., 1997). Zdrojem okyselujících látek byly i v Jizerských horách české a polské uhelné pánve. Vlivem pozvolna se zvyšujícím depozicím síry a dusíku od počátku 19. století, zde dochází k okyselení půd a následně povrchových vod (Hruška et al., 2009). Negativně zapůsobilo i nevhodné lesnické hospodaření. Rozsáhlá těžba lesa na počátku 19. století za účelem uspokojení potřeb rozvíjejícího se průmyslu, způsobila následnou erozi a ochuzení půd. Vymýcená území byla zalesněna smrkovou monokulturou (Bímová, 2013). V druhé polovině minulého století depozice okyselujících látek stále rostla a zvyšovalo se i množství toxického hliníku. V 60. a 70. letech proběhl neúspěšný pokus o reintrodukcii ryb (Hruška et al., 2009). Na konci 60. let se vlivem imisí, větrných a hmyzích kalamit rychle zhoršoval stav lesů (Křeček a Hořická, 2001). V 80. letech vlivem okyselení půd odumřela smrková monokultura a byla v některých oblastech vytěžena. Tímto došlo k radikálnímu poklesu suché depozice, zvýšila se hodnota pH povrchových vod a snížila se koncentrace hliníku (Hruška et al., 2009). Chemické zotavování povrchových vod v Jizerských horách bylo prvně pozorováno na počátku 90. let (Křeček a Hořická, 2001). Potenciální hrozbou do budoucna zůstává opětovné zalesňování dříve vytěžených oblastí. Postupem času spolu s růstem mladých stromků se bude zvyšovat suchá depozice a budou odčerpávány bazické kationty z půd, v důsledku čehož dojde opakovanému okyselení půd a povrchových vod (Hruška et al., 2009). Ačkoliv nádrže Souš, Bedřichov a Josefův Důl byly od vybudování přirozeně kyselé a dystrofní (Stuchlík a kol., 1997), v rámci této práce naměřené hodnoty pH byly vyšší nebo srovnatelné s těmi, které uvádí Bímová (2013), jako přirozené z období před acidifikací. Nejnižší pH měla nádrž Bedřichov (pH = 5,75). Ostatní nádrže měly pH > 6. Nádrž Souš, která je i v současnosti nepravidelně, ale poměrně často vápněna měla pH neutrální.

3.3 Krušné hory

Krušnohorské lokality doplňují vzorek 23 studovaných horských jezer, nádrží a rybníků. V rámci této práce bylo vybráno 7 lokalit v česko-německém příhraničí, nacházejících se v průměrné nadmořské výšce 825 m (740 – 1000 m. n. m). Mezi tyto patří zejména menší rybníky (Mrtvý rybník, Starý rybník, Volárenský rybník, Černý rybník, Lieche) a větší vodní nádrže (Fláje, Přísečnice) nacházející se na Krušnohorském plateau. První zmíněná skupina rybníků je charakteristická zejména masivně rozvinutou litorální vegetací (jak ostřic a sítin, tak často i mechovým patrem), silným huminovým zabarvením vody, malou hloubkou a naprosto převládajícím organickým substrátem v materiálu dna. Oproti tomu 2 vodní nádrže jsou charakterem podobnější spíše jizerskohorským nádržím. U Přísečnice bylo možné pozorovat výrazné kolísání vodní hladiny a tím pádem slabě rozvinutou vegetací litorálu. U těchto přehrad v protikladu k rybníkům byl nižší podíl organického substrátu, častěji se vyskytoval jemný a hrubší štěrka. Rybníky Lieche, Mrtvý a Starý jsou součástí oblastí rozsáhlých rašelinných půd a jsou tedy přirozeně kyselé. Černý rybník je také rašelinný, oproti výše zmíněným je však méně kyselé. Volárenský rybník vznikl zatopením prohlubně po těžbě písku. A jelikož je součástí Volárenské plošiny, která je taktéž bohatá na rašeliniště, má přirozeně nízké pH.



Obr. 3. Mapa 7 studovaných lokalit v Krušných horách na hranicích České republiky a Německa. Zdroj map: www.maps.google.com (upraveno).

Acidifikace Krušných hor

Krušné hory se nachází v oblasti s velmi významným působením atmosférického znečištění (Bridges et al., 2002) a z pohledu lesnictví se jedná o jednu z nejvíce poškozených oblastí Evropy (Klimo et al., 2006). V těsné blízkosti pohoří (v podhůří jihovýchodním směrem) je spalována většina hnědého uhlí využívaného v energetickém průmyslu v rámci České republiky (Bridges et al., 2002). Historicky byly podkrušnohorské pánve primárním energetickým zdrojem tehdejšího Československa. Těžba, produkce plyných emisí oxidu siřičitého (SO₂) a celkově atmosférické znečištění vrcholilo v této oblasti v 80 letech 20. století (Černý, 1995). Mimo to je oblast významná i petrochemií a těžkým průmyslem. Lokálně lze region charakterizovat jako oblast s extrémně vysokým atmosférickým znečištěním (Bridges et al., 2002). Kromě zdrojů znečištění na české straně však hrály významnou roli i zdroje ležící na severozápad za hranicemi ČR (Klimo et al., 2006). Krušné hory se nachází zcela v území takzvaného „Černého trojúhelníku“, na pomezí bývalého východního Německa, jihozápadního okraje Polska a České republiky. Během 90. let minulého století byly emise z této oblasti považovány za hlavní zdroj atmosférického znečištění v Evropě (Bridges et al., 2002; Bridgman, 2002). Pád komunistického režimu byl následován výrazným poklesem v intenzitě průmyslových aktivit a následným snížením emisí síry a celkově i míry znečištění ovzduší (Černý, 1995). Od roku 1996 je zaznamenáván pokles v emitovaném množství znečišťujících látek, zejména díky kontrolám a změnám týkajících se bodových zdrojů znečištění (Bridges et al., 2002; Bridgman, 2002). Emise oxidu siřičitého v České republice, které měly vliv na Krušné hory, poklesly o 77 % v průběhu 90. let (Klimo et al., 2006). Spalování nekvalitního lignitu (hnědé uhlí s vysokým obsahem síry) však na konci 20. století vyvrcholilo v masivní odumírání lesa na krušnohorských hřebenech a platech (Bridges et al., 2002; Bridgman, 2002). První známky poškození lesa byly zjevné již ve 40. letech minulého století. Odumírání lesa však akcelerovalo až později v průběhu 70. let. Následně v 80. letech vrcholilo mýcení odumřelého lesa. Celková plocha mrtvého lesa byla v rozmezích 25 až 40 000 hektarů. Většina odtěžených ploch v Krušných horách byla hnojena, vápněna a následně znovu zalesněna (Černý, 1995). Studie zaměřená na výzkum acidifikace podzemních vod ukázala rostoucí míru okyselení spolu se zvyšující se nadmořskou výškou (Hrnkal, 1991).



Obr. 4 (a – i): Příklady litorálů studovaných lokalit, a) Souš, b) Josefův důl, c) Černé jezero, d) Plešné jezero, e) Blatný rybník, f) Bedřichov, g) Rachelsee, h) Grosser Arbersee, ch) Kleiner Arbersee, i) Volárenský rybník. Foto J. Bojková.

4 Cíle a hypotézy

Hlavní náplní práce je popsat diverzitu a druhové složení společenstev makrozoobentosu horských stojatých vod z hlediska rozdílných chemických parametrů a rozdílného charakteru litorálů studovaných lokalit a vyhodnotit, které proměnné signifikantně utvářejí jejich složení. Očekávám, že na druhové složení společenstev a jejich abundance budou mít vliv zejména proměnné popisující míru acidifikace (pH, množství toxických kovů) a trofii vody a dále proměnné popisující vlastnosti litorálů, zejména množství litorální vegetace. Protože jsou zkoumané lokality ze dvou oddělených regionů, lze očekávat i vliv odlišného species pool oblastí a proto i mírně odlišného spektra druhů, které osidlují stojaté vody.

Hypotézy

- Složení společenstev litorálního makrozoobentosu je signifikantně ovlivněno chemickými podmínkami stanoviště, jako je pH a alkalita, protože část lokalit je stále významně acidifikovaná a některé lokality jsou přirozeně kyselé. Tyto lokality jsou druhově chudé, a protože jsou zde společenstva dominována acido-tolerantními organismy, skladba společenstva se významně liší od lokalit s neutrálním pH a vysokou alkalitou.
- Složení litorálních společenstev je signifikantně ovlivněno vlastnosmi litorálu, především vývojem litorální vegetace ovlivňující prostorovou heterogenitu prostředí a dostupnost potravních zdrojů pro vodní bezobratlé.
- Spektrum vyskytujících se druhů na zkoumaných lokalitách odráží geografickou vzdálenost severních a jižních studovaných oblastí. Předpokládáný je i rozdíl mezi společenstvy severních a jižních lokalit v souvislosti s odlišným vývojem acidifikace těchto oblastí.

5 Materiál a metody

5.1 Odběr a zpracování vzorků

V rámci této práce byly odebrány vzorky litorálních bentických společenstev z 23 lokalit (viz Tab. 1) horských stojatých vod. Na každé z lokalit byly provedeny 2 odběry (jaro, podzim) vzorků litorálních společenstev během jednoho roku za účelem zachycení hlavních sezónních aspektů vývoje vodního hmyzu. Jarní vzorky byly odebrány na přelomu měsíců května a června, podzimní vzorky na přelomu měsíců srpna a září. Odběry proběhly v letech 2014 a 2015.

Za účelem vyhodnocení vlivu základních environmentálních parametrů prostředí na bentická společenstva byly na každé z lokalit odebrány vzorky vody pro stanovení základních fyzikálně-chemických parametrů ve stejném intervalu jako litorální vzorky (2x za rok). Chemické rozборы byly provedeny na Hydrobiologickém ústavu Biologického centra Akademie věd ČR, v. v. i. v Českých Budějovicích. Některé z parametrů byly změřeny přímo na lokalitách (pH, teplota, obsah rozpuštěného kyslíku, vodivost). Zároveň spolu s těmito byly sledovány a zaznamenány i vlastnosti litorálu a substrátu dna: pokryvnost dna jednotlivými typy substrátu, typ vegetace, šířka pásu litorálu, atd.

Technika odběru bentického vzorku

Vzorky litorálního bentického společenstva každé ze studovaných lokalit byly odebrány semikvantitativní metodou kopaného vzorku ("kick sampling"), kdy je kopáním rozrušován sediment dna a s ním uvolněné organismy zachyceny do ruční sítě s průměrem oka 0,5 mm. Za účelem standardizace velikosti vzorku bylo zvoleno časové omezení odběru. Interval odebírání jednoho vzorku trval 5 minut. Čas a přibližně 50 m dlouhý úsek vzorkovaného litorálu byly proporcionálně rozděleny mezi jednotlivé mesohabitaty lokality tak, aby bylo co nejpřesněji zachyceno jejich spektrum (substrát dna, vegetace) na konkrétní lokalitě. Litorál byl vzorkován přibližně do jednoho metru hloubky.

Bentický vzorek byl vždy bezprostředně po odebrání z větší části zpracován přímo na lokalitě. Tento postup zkrátil následné zpracování vzorku v laboratoři a zároveň zmírnil poškození organismů při jejich zafixování spolu se substrátem a ostatním materiálem do vzorkovnice. Nepřebraný zbytek vzorku byl zafixován formaldehydem na koncentraci 4 % a následně zpracován v laboratoři.

Determinace

Vzorky bentosu byly vyříděny v laboratoři a determinace jednotlivých skupin makrozoobentosu byla provedena následujícími specialisty: Ephemeroptera, Plecoptera – Mgr. Jindřiška Bojková, Ph.D. (Ústav botaniky a zoologie, Masarykova univerzita – ÚBZ MU), Trichoptera – Mgr. Jana Petruželová (ÚBZ MU), Chironomidae – Mgr. Vanda Šorfová, Ph.D. (ÚBZ MU), ostatní Diptera – Mgr. Vendula Polášková, Ph.D. (ÚBZ MU), Heteroptera, Coleoptera a Odonata – Štěpán Sivý (PřF, JČU) pod vedením Mgr. Jana Sychry, Ph.D. (ÚBZ, MU).

5.2 Zpracování dat

Závislost počtu druhů studovaných lokalit s Poissonovským rozdělením na abundancích těchto druhů zkoumaných lokalit byla testována GLM modelem provedeným ve statistickém programu CANOCO 5 (ter Braak & Šmilauer, 2012). Ke zjištění odlišnosti logaritmovaných druhových dat popisujících složení společenstev zkoumaných lokalit byla použita PCoA analýza založená na Bray-Curtisově nepodobnosti provedená ve statistickém programu CANOCO 5 (ter Braak & Šmilauer, 2012). Vztahy mezi zaznamenanými environmentálními proměnnými byly určeny neparаметrickými Spearmanovými korelacemi, které byly vypočteny v programu STATISTICA. Ve statistickém programu CANOCO 5 (ter Braak & Šmilauer, 2012) byly provedeny testy vlivu environmentálních proměnných prostředí na složení společenstev studovaných lokalit. K testování vlivu každé jedné environmentální proměnné z 10 zvolených zvlášť byla použita db-RDA analýza založená na Bray-Curtisově metrice nepodobnosti. Následnou db-RDA analýzou (Bray-Curtisova metrika nepodobnosti) s postupným výběrem proměnných byly vybrány environmentální proměnné, které měly z 10 celkových proměnných signifikantně největší vliv na společenstva bezobratlých studovaných lokalit. Pro odstranění vlivu geografie – proměnné sever/jih – byla tato proměnná v závěrečné db-RDA analýze (Bray-Curtis) počítána jako kovariáta. Dodatečné grafické výstupy – grafy abundancí a početností druhů hlavních skupin bezobratlých studovaných lokalit – byly vytvořeny v programu MS Excel 2016. Box-ploty porovnávající abundance a počty druhů dvou skupin lokalit vzešlých z výsledku PCoA analýzy byly vytvořeny ve statistickém softwaru R (R Core Team, 2013) pomocí balíčku vegan (Oksanen et al., 2011).

5.3 Výběr environmentálních proměnných pro analýzy

Celkem bylo pro účely této práce změřeno, chemickými rozbory zjištěno, či v terénu zaznamenáno 26 environmentálních proměnných popisujících podmínky stanovišť, z nichž byly odebírány vzorky litorálních společenstev bezobratlých živočichů. Z výběru lokalit ve vzájemně geograficky vzdálených oblastí následně vyplynula 27. proměnná popisující příslušnost dané lokality k celkům Jizerských a Krušných hor (severní lokality) a Šumavy (jižní lokality). Z celkového počtu je 17 proměnných popisujících chemické podmínky stanoviště, 9 proměnných popisuje strukturu litorální zóny vzorkovaných stanovišť. Tyto udávají procentuální zastoupení jednotlivých materiálů dna (písek a jemný štěrk, hrubý štěrk, kameny, organický substrát), typu litorální vegetace (ostřice a sítiny, mechy a rašeliníky, stulíky a rdesty) a její rozložení (šířka litorálního pásu). Pro matematické analýzy (viz kapitola 6.4) bylo v závislosti na výsledcích korelací (Obr. P-8) každé proměnné s každou vybráno celkem 10 reprezentativních proměnných. Za proměnné tvořící určité skupiny, tj. mající navzájem signifikantní korelace, byla vybrána jedna reprezentující proměnná jakožto proxy. Dále byly vybrány důležité samostatné proměnné.

1. **konduktivita** (vodivost) je korelována s většinou iontů, které jsou korelovány vzájemně (Cl^- , SO_4^{2-} , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+})
2. **pH** je korelováno s alkalitou a vápníkem (Ca^{2+}), a dále s TR-AL (celkový reaktivní hliník a L-AL (labilní hliník)
3. **TP** (celkový fosfor)
4. **DOC** (rozpuštěný organický uhlík)
5. **O₂**
6. **NO₃-N**
7. **ostřice/sítiny** – korelováno s množstvím organického substrátu a s proměnnými popisujícími charakter vegetace v litorálu (šíře litorálního pásu)
8. **organický substrát**
9. **kamenitý substrát**
10. **sever/jih**

6 Výsledky

6.1 Environmentální proměnné studovaných lokalit

Studované lokality pokrývají relativně dlouhý gradient pH vody, od 4,7 (Lieche a Mrtvý rybník v Krušných horách a Čertovo jezero na Šumavě) po neutrální lokality s pH 7 (Souš v Jizerských horách, či Černý rybník v Krušných horách). Chemismus vody se liší mezi jižními a severními lokalitami. Především se liší koncentracemi hlavních iontů (Cl^- , SO_4^{2-} , F^- , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}), což je pak patrné na výrazném rozdílu v konduktivitě, která je přibližně 2,5 x vyšší u severních lokalit. Severní lokality jsou také úživnější než jižní lokality, šumavské lokality mají průměrnou koncentraci celkového fosforu 10,4 $\mu\text{g/l}$, zatímco severní lokality až 30,7 $\mu\text{g/l}$. V ostatních parametrech jsou si oblasti v průměru velmi podobné a lze pozorovat pouze rozdíly mezi jednotlivými lokalitami. Například v množství rozpuštěného organického uhlíku (DOC) byly v rámci obou oblastí malé rozdíly. Rozdíly byly pouze mezi jednotlivými lokalitami. Koncentrace kyslíku se pohybovaly v rozsahu od 6,1 do 10,25 mg/l. Nejnížší byly naměřeny na lokalitách Černý rybník (6,1 mg/l), Starý rybník (7,1 mg/l) a Mrtvý rybník (7,35 mg/l), patrně v důsledku množství tlející organické hmoty. Substrát dna těchto lokalit byl tvořen ze 100 % organickou hmotou (Tab. 2).

Substrát litorálu a vývoj litorální vegetace jsou důležitými charakteristikami lokalit. Severní a jižní lokality pokrývají zhruba stejný gradient, od lokalit s převahou hrubého anorganického substrátu po lokality s převahou organického substrátu. Litorální vegetace je tvořena převážně ostřicemi a proto proměnná „ostřice/sítiny“ popisuje nejlépe míru rozvinutí litorální vegetace. V tomto parametru se mezi studovanými lokalitami nachází celé spektrum stanovišť od těch zcela bez vegetace, jako jsou některé vodní nádrže – například Blatný rybník (pokryvnost 0 %), Bedřichov (5 %), Josefův Důl (5 %) – nebo šumavská jezera Černé a Čertovo (2 a 5 %). Zároveň je patrná souvislost mezi množstvím organického substrátu na dně a pokryvností ostřic a sítin, které jsou významným autochtonním zdrojem organického materiálu.

Tab. 2. Základní environmentální proměnné studovaných lokalit, které byly použity pro analýzy. Lokality jsou podle parametru „poloha“ seskupeny do dvou skupin – S (severní) a J (jižní). V těchto skupinách jsou řazeny vzestupně dle hodnoty pH. Zkratky lokalit viz Tab 1. (kapitola 3). Zkratky názvů lokalit jsou vyznačeny barevně podle příslušnosti k pohorí (Šumava modře, Jizerské hory oranžově, Krušné hory žlutě). Chybějící údaje označeny symbolem „-“.

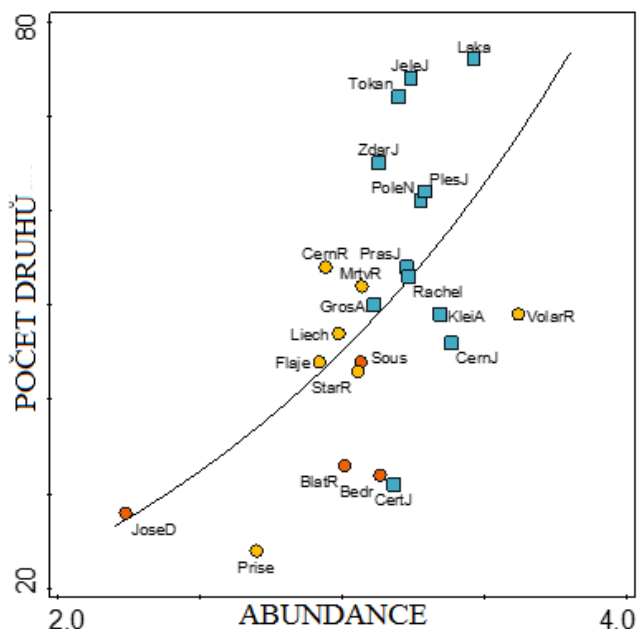
lokality	pH	TP	NO ₃ - N	DOC	vodi- vost	O ₂	organ. subst.	kamen. subst.	ostřice/ sítiny	poloha
CertJ	4,7	6,1	0,5	3,79	20,5	8,6	30	0	5	J
CernJ	4,9	3,8	0,84	1,9	20,5	8,85	60	20	2	J
JeleJ	4,9	30,3	0,15	15,97	35,5	8,2	95	0	80	J
PrasJ	5,1	5,7	0,59	6,22	16,3	7,8	45	40	50	J
Rachel	5,4	7	0,09	5,1	11,2	8,15	80	0	60	J
PlesJ	5,5	18,5	0,48	6,49	16,8	8,75	75	5	60	J
GrosA	5,6	6,6	0,37	4,79	14,5	8,8	90	5	65	J
Laka	6,0	9,7	1,02	4,89	19,4	8,6	90	10	95	J
KleiA	6,2	6,3	0,15	4,14	14,3	8,15	90	0	20	J
ZdarJ	6,3	-	-	-	26	9,35	70	5	85	J
PoleN	6,5	-	-	-	28	8,5	100	0	90	J
Tokan	6,8	-	-	-	23	10,25	97	1	95	J
Liech	4,65	22,1	0,01	7,68	34,1	7,55	75	0	95	S
MrtvR	4,7	160	0	15,13	13,1	7,35	100	0	90	S
VolarR	4,8	70,3	0	11,01	42	8,05	99	1	80	S
Bedr	5,75	14,6	0,17	5,49	38,7	8,6	80	5	5	S
StarR	6,1	31,7	0,2	13,75	53,5	7,1	100	0	95	S
JoseD	6,3	6,1	0,2	3,48	36,3	9,15	60	10	5	S
BlatR	6,55	19,1	0,16	2,81	62,9	10	40	0	0	S
Flaje	6,7	12,2	0,54	4,54	71,4	9,35	60	5	90	S
Prise	6,9	28,3	0,12	5,46	96,8	10,25	30	20	20	S
CernR	6,95	30,7	0,42	5,57	81,7	6,1	100	0	100	S
Sous	7	8,4	0,08	5,1	37,9	8,95	95	2	95	S
jednotky		µg/l	mg/l	mg/l	µS/cm	mg/l	%	%	%	

6.2 Druhá bohatost a početnost lokalit, hlavní taxony

Celkem bylo zaznamenáno a determinováno 35528 jedinců vodních bezobratlých, náležících ke 240 druhům/taxonům (Tabulka P-1, viz Přílohy). Z celkového počtu druhů byla velká část (83 % – 200 druhů) determinována na druhovou úroveň. Největší počet jedinců (19607, tj. 45 % ze všech) i druhů/taxonů (68, tj. 28 %) patřilo k čeledi Chironomidae. Do této skupiny zároveň patřil největší počet jedinců nedeterminovaných na druhovou úroveň (celkem 27 druhů/ taxonů, 68 % ze všech). Řád Ephemeroptera (jepice) s 8 zaznamenanými druhy byl druhý nejpočetnější (5480 jedinců), nicméně většina jedinců (61 %, 3326 jedinců) náležela k acido-tolerantnímu druhu *Leptophlebia vespertina*, která se kromě jedné krušnohorské lokality (Lieche) vyskytovala pouze na šumavských lokalitách. Nejpočetnějším druhem jepice na severních lokalitách byl *Cloeon dipterum*. Druhou druhově nejpočetnější skupinou byl řád Coleoptera (brouci) – 52 druhů. Trichoptera (36) a Heteroptera (29) byly další druhově nejbohatší skupiny (Tabulka P-1, viz Přílohy).

Průměrný počet zaznamenaných druhů/taxonů na lokalitu byl 50, nicméně rozdíl mezi lokalitami byl velký (Obr. 5, 6). Nejméně druhů bylo nalezeno ve vodních nádržích Přísečnice (24) a Josefův Důl v Jizerských horách (28) a v Čertově jezeře (31) na Šumavě. Dalšími lokalitami s nejmenším počtem zaznamenaných druhů byly jizerskohorské nádrže Bedřichov (32) a Blatný rybník (33) (Obr. 5, 6). Možným vysvětlením pro nízký počet druhů zmíněných severních lokalit může být výrazné kolísání vodní hladiny, které brání rozvoji stabilní litorální vegetace. Naopak Laka (76), Jelení jezírko (74) a Tokaniště (72) byly lokality s největším počtem druhů. U těchto lokalit s výrazně vyvinutou litorální vegetací (90 – 95 % pokryvnosti sítin a ostřic) dominovala především čeleď Chironomidae a řády vodních predátorů Coleoptera a Odonata (Obr. 6). Například jezero Laka (Chironomidae 25, Coleoptera 17 a Odonata 7 druhů). Průměrná početnost litorálních společenstev byla 1544 jedinců na lokalitu, ale i zde byl zaznamenán obrovský rozdíl mezi lokalitami (Obr. 5, 7). Největší počet jedinců byl zaznamenán na Volárenském rybníku (4147 – z toho Chironomidae 3092, 75 %, početné Heteroptera a Odonata). Další nejpočetnější bylo společenstvo jezera Laka (2898), tvořené více než z 52 % čeledí Chironomidae, a Černé jezero (2442) s dominantními Chironomidae a početnými Odonata a Ephemeroptera. Výrazně odlišné byly opět jizerskohorské nádrže s výrazně méně početnými společenstvy: nádrže Josefův Důl (173), Přísečnice (498), Bedřichov (1353), Blatný rybník (1018), ale také šumavské Čertovo jezero (1515) (Obr. 7). Vztah mezi celkovou abundancí a počtem druhů zjištěným na jednotlivých lokalitách (Obr. 5)

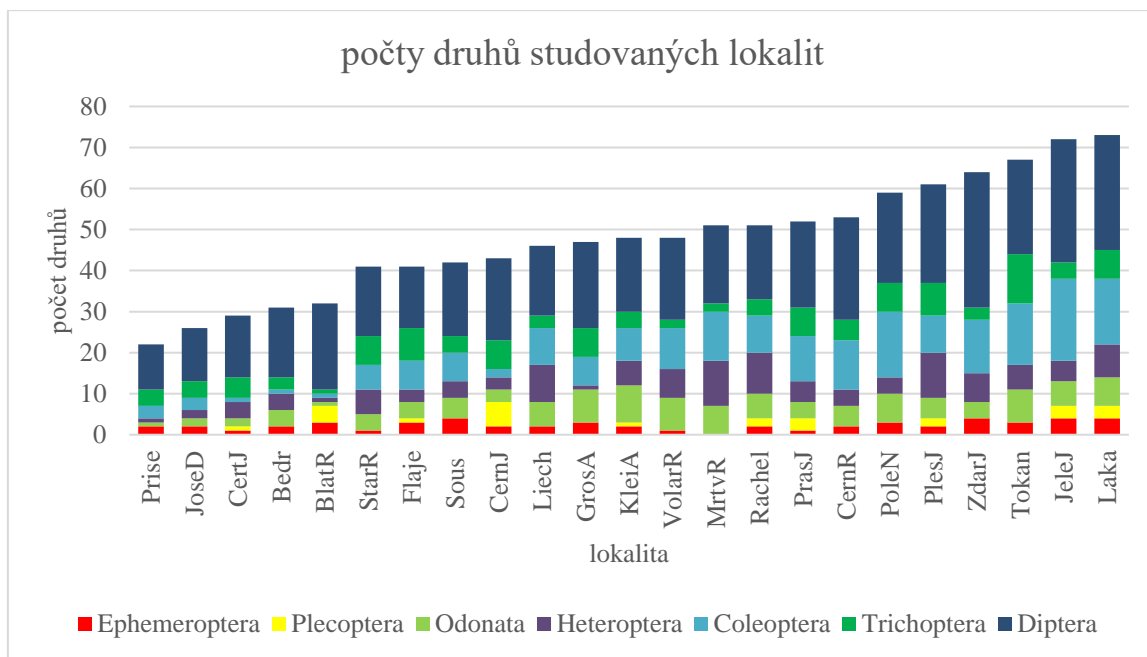
ukazuje, že je velký počet lokalit v rozmezí logaritmovaných abundancí přibližně od 3 do 3,3, které dosahují (reálné hodnoty abundancí lokalit viz Obr.7) velkého rozmezí počtu druhů, tj. společenstva o určité početnosti dosahují velice různé diversity, což může být způsobeno nějakým omezením ze strany podmínek prostředí u lokalit s nízkou diverzitou.



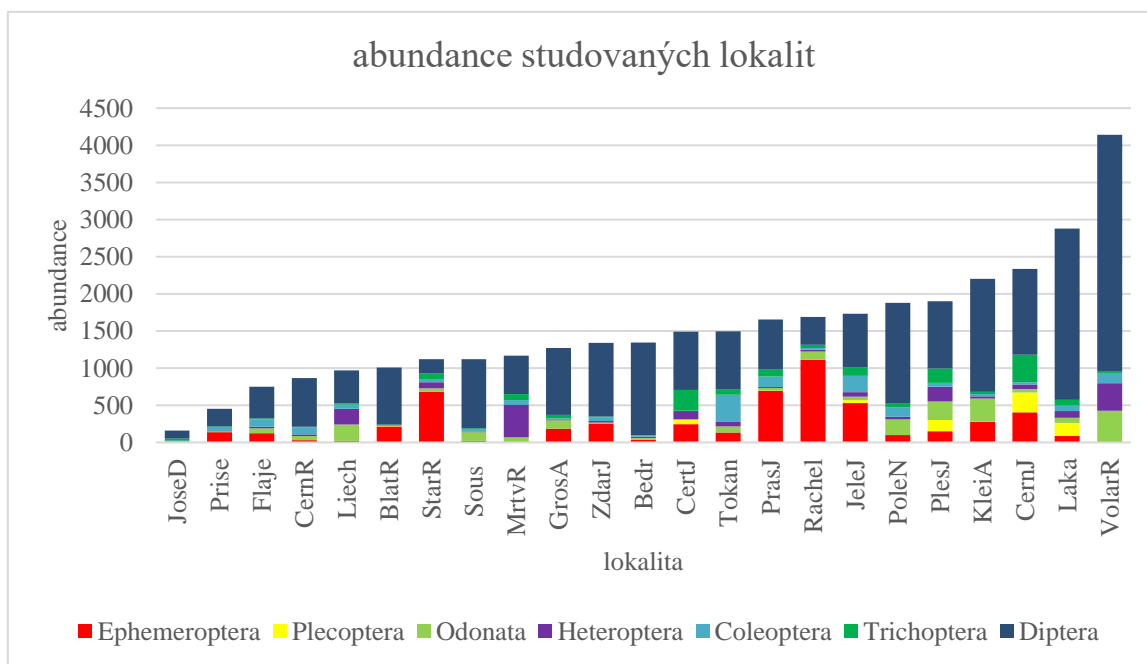
Obr. 5: GLM závislosti počtu druhů s Poissonovo rozdělením na abundancích těchto druhů zkoumaných lokalit. ($F = 31,1$; $df = 2$, $p = 0,00002$) Jako hodnoty abundancí byly použity logaritmičticky transformované sumy abundancí jednotlivých druhů vyskytujících se na dané lokalitě.

- Šumava
- Jizerské hory
- Krušné hory

Z Obr. 6 je patrný poměrně konstantní poměr v zastoupení druhů jednotlivých skupin bezobratlých v celkovém počtu zjištěných druhů na studovaných lokalitách. Zejména Diptera, Heteroptera a Trichoptera zaujímají podobný podíl ve společenstvu. Výraznější výkyvy lze vidět u řádů Ephemeroptera a Plecoptera, které jsou na některých lokalitách výrazně méně zastoupené nebo chybí úplně. Pozoruhodný je také nízký podíl Coleoptera v jizerskohorských nádržích a Čertově jezeru (Obr. 6) Oproti tomu obr 7. ukazuje mnohem větší rozdíly v abundancích jednotlivých skupin vodních bezobratlých mezi lokalitami. Celkově jsou, až na několik málo výjimek (Starý rybník, Rachelsee), dominantní Diptera (především jejich čeleď Chironomidae). Na některých, zejména šumavských lokalitách (Rachelsee, Prášilské jezero, Jelení jezírko) jsou díky druhu *Leptophlebia vespertina* velmi početné jepice. Zajímavé jsou znatelné výkyvy abundancí řádů zahrnujících predátory (Odonata, Coleoptera, Heteroptera) napříč lokalitami. Na některých lokalitách tyto řády prakticky chybí (Přísečnice, Souš, Bedřichov), na jiných spolu s řádem Diptera tvoří většinu společenstva (Volárenský rybník, Mrtvý rybník, Lieche).



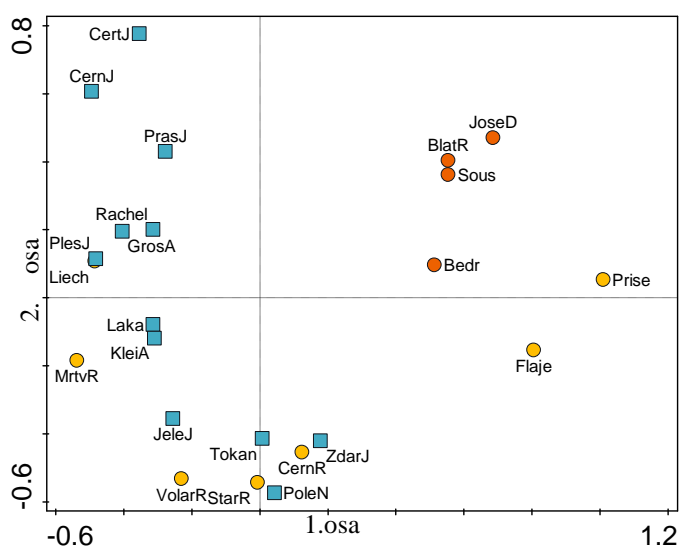
Obr. 6: Graf znázorňující počty druhů hlavních skupin bezobratlých (viz legenda) na studovaných lokalitách. Lokality (osa x) pojmenovány zkratkou (zkratky lokalit viz Tab. 1) a řazeny zleva doprava vzestupně podle počtu nalezených druhů. Počty druhů (osa y) jsou reálné hodnoty. Čleď Chironomidae zahrnuta ve skupině Diptera.



Obr. 7: Graf znázorňující abundance hlavních skupin bezobratlých (viz legenda) na studovaných lokalitách. Lokality (osa x) pojmenovány zkratkou (zkratky lokalit viz Tab. 1). Lokality jsou zobrazeny vzestupně zleva doprava podle celkových abundancí. Abundance (osa y) jsou reálné hodnoty. Čleď Chironomidae zahrnuta ve skupině Diptera.

6.3 Složení společenstev

Vzorek zkoumaných lokalit zahrnuje horská jezera, nádrže a rybníky dvou geograficky od sebe oddělených celků – severní a jižní příhraniční pohoří České republiky. K posouzení složení litorálních společenstev zkoumaných lokalit byla použita logaritmovaná druhová data. Ke zjištění odlišnosti litorálních společenstev zkoumaných lokalit byla použita PCoA analýza založená na Bray-Curtisově nepodobnosti. První osa Obr. 8 zobrazuje 21,03 % celkově vysvětlené variability. Na druhé ose je zobrazeno 14,98 %, společně (cumulative) obě osy zobrazují 36,01 % vysvětlené variability.



Obr. 8: Graf zobrazující variabilitu druhového složení společenstev na prvních dvou osách PCoA analýzy (Bray-Curtisova nepodobnost, celkem 23 lokalit). Tři studované oblasti jsou vyznačeny odlišnými symboly.

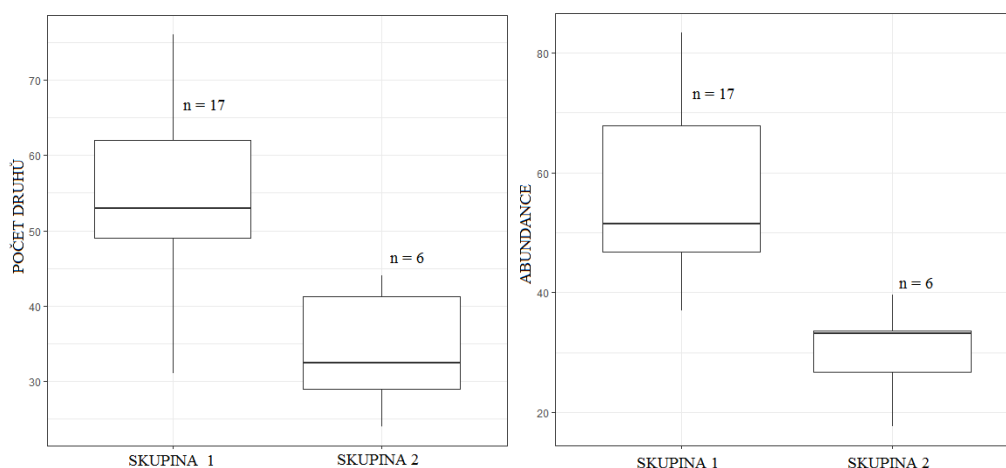
- Šumava
- Jizerské hory
- Krušné hory

Podél první osy se lokality dělí na 2 výrazně odlišné skupiny (Obr. 8). V pravé části grafu se zřetelně odděluje 6 vodárenských nádrží z Krušných a Jizerských hor (dále v textu „skupina 2“, které se výrazně liší od ostatních 17 lokalit („skupina 1“) v levé části grafu. Vodárenské nádrže mají druhově chudá a málo početná litorální společenstva (Obr. 5, 7), počet zjištěných druhů a celková abundance je výrazně nižší oproti zbývajícím lokalitám (Obr. 9). Ve „skupině 1“ se vyskytovalo průměrně 55 druhů na lokalitu. Celkové abundance byly u „skupiny 1“ více než dvojnásobné (průměrně 1793 jedinců/lokalita) oproti „skupině 2“ (průměrně 839 jedinců/lokalita).

Podél 2. osy jsou lokality uspořádány ve spojitém gradientu od šumavských jezer po nádrže v Krušných horách i na Šumavě. Toto rozmístění lokalit odráží strukturu litorálu lokalit (bohaté, zarostlé litorály ve spodní a střední části grafu a litorály s malým podílem vegetace v horní části grafu) a také zřejmě chemismus vody. Lokality jsou seřazeny od kyselých jezer (Čertovo jezero, pH = 4,7; Černé jezero, pH = 4,9) v horní části obrázku, po různě kyselé

rybníky – např. kyselý Mrtvý rybník (pH = 4,7), Jelení jezírko (pH = 4,9), Volárenský rybník (pH = 4,8) a neutrální Tokaniště (pH = 6,8) a Poleckou nádrž (pH = 6,5).

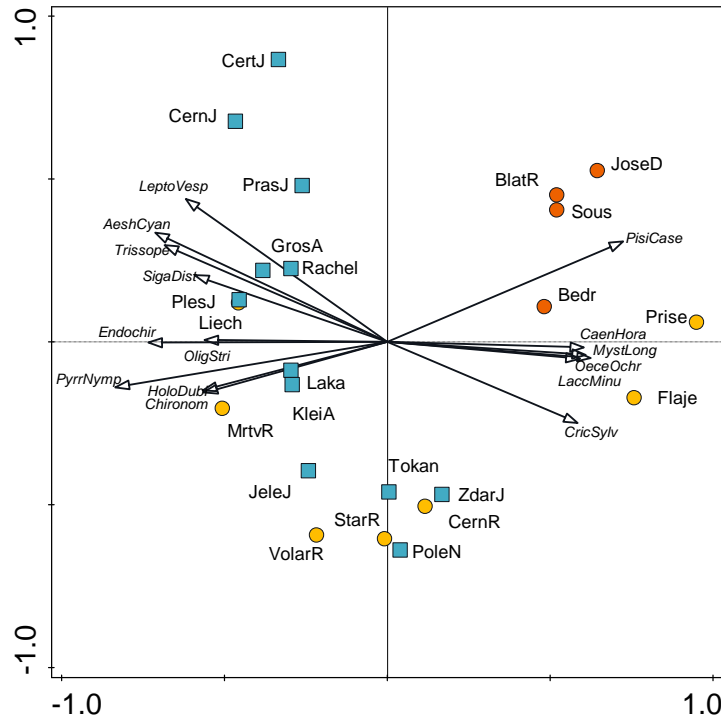
Distribuce lokalit podél prvních dvou os PCoA analýzy (Obr. 8) neukázala odlišnost společenstev severních a jižních lokalit. Společenstva části krušnohorských lokalit jsou dle této analýzy podobnější společenstvům ekologicky podobnějších lokalit na Šumavě (skupina 1 na Obr. 8 vlevo). Odlišnost lokalit (respektive jejich společenstev) je tedy patrně dána environmentálními faktory, nikoliv jejich geografickou vzdáleností.



Obr. 9 (a,b): a – box-plot počtu druhů pro 2 skupiny lokalit. „Skupina 1“ zahrnuje celkem 17 lokalit, zejména šumavská jezera a menší nádrže a krušnohorské rybníky. „Skupina 2“ zahrnuje celkem 6 vodních nádrží (4 jizerskohorské, 2 krušnohorské). Jako počty druhů jsou uvedeny reálné hodnoty. b – box-plot abundancí pro 2 skupiny lokalit (stejně jak předchozí). Hodnoty abundancí jsou logaritmičsky transformovány.

Do výsledku PCoA analýzy bylo promítnuto 15 druhů, majících nejsilnější korelační vztah s distribucí lokalit dle první osy při této analýze (Obr. 10). Podél první osy je patrný především rozdíl v charakteru litorálu, který určuje druhy asociované s lokalitami skupiny 1 (vlevo) a 2 (vpravo). Vlevo jsou především fytofilní vážky *Pyrrhosoma nymphula* a *Aeshna cyanea* a dále vegetaci a organický substrát preferující chrostíci *Holocentropus dubius* a *Oligotricha striata* a jepice *Leptophlebia vespertina*, které jsou zároveň silně acidotolerantní. V levé skupině druhů je také méně běžná klešťanka *Sigara distincta* vyskytující se v málo úživných vodách vyšších poloh. Oproti tomu vpravo ke skupině 6 vodních nádrží („skupina 2“), vyznačujících se málo rozvinutou vegetací litorálu, směřují druhy bez zjevné preference vegetace, které se často vyskytují na hrubším (jemně štěrkovém a písčitém) substrátu s organickým materiálem. Jsou to především jepice *Caenis horaria*, hrachovka *Pisidium casertanum* a chrostíci *Mystacides longicornis* a *Oecetis ochracea* využívající ke stavbě

schránek zrnka písku. Vodní brouk *Laccobius minutus* je generalista, který se vyskytoval pouze v krušnohorských nádržích (Fláje, Přísečnice) s pestrým substrátem dna a částečně rozvinutou litorální vegetací.



Obr. 10: PCoA analýza (na základě Bray-Curtisovy nepodobnosti) druhových dat všech studovaných lokalit (celkem 23). Zobrazeny šipky znázorňující 15 vyskytujících se druhů, které měly nejvyšší sílu korelace s rozdělením lokalit podle 1. osy.

- Šumava
- Jizerské hory
- Krušné hory

6.4 Vliv proměnných prostředí na složení společenstva

Následující analýzy jsou zaměřeny na testování vlivu proměnných prostředí na složení společenstva na lokalitách, které nezahrnují vodárenské nádrže (lokality skupiny 2). Nepodobnost společenstev vodárenských nádrží dominuje celé sadě studovaných lokalit a je způsobena vlivy velkého kolísání vodní hladiny, které silně ovlivňuje jak litorální habitaty, tak přímo samotné bezobratlé. Zároveň jsou tyto nádrže pouze na severu, což do značné míry komplikuje analýzy, protože je tím silně nadhodnocen vliv rozmístění lokalit ve dvou odlišných oblastech. V analýzách jsou proto testovány vlivy prostředí na ostatních lokalitách a hlavním cílem je zjistit základní faktory strukturující společenstva lokalit postižené v minulosti v různé míře acidifikací a přirozeně kyselých lokalit.

Pro posouzení vlivu environmentálních proměnných na složení společenstev byla použita skupina 14 lokalit („skupina 1“ v předchozí kapitole) na základě předchozího rozdělení lokalit PCoA analýzou. Tři lokality z této skupiny nebyly zahrnuty do analýz z důvodu chybějících hodnot několika posuzovaných chemických parametrů (viz Tab. 2, kapitola 6.2). Šest lokalit („skupina 2“) zahrnujících 4 jizerskohorské a 2 krušnohorské velké přehradní nádrže nebylo použito. Byla užita db-RDA analýza založená na Bray-Curtisově indexu nepodobnosti (Tab. 3).

V první analýze (Tab. 3, č. 1) byl vyhodnocen celkový vliv 10 (z celkových 33) zvolených environmentálních proměnných. Tyto zvolené proměnné vysvětlují 85,1 % variability (respektive 35,3 % adjusted variability) ve složení společenstev zkoumaných lokalit s průkazností $p = 0,014$ a hodnotou testového kritéria pseudo-F = 1,7. Dále byl stejnou analýzou vypočten hrubý efekt každé z proměnných samotné. Hodnoty testového kritéria a signifikance jsou uvedeny ve sloupci č. 1 pro každou z testovaných proměnných. Nejvyšší podíl vysvětlené variability a zároveň vysoká signifikance byly zjištěny pro organický substrát („sub_org“), proměnnou určující polohu geografickou polohu lokality („sever/jih“), vegetaci ostřic („veg_os.si“) a síťin a celkový fosfor („TP“). Tyto proměnné samostatně vysvětlují každá více než 20 % variability druhových dat. Mezi silně významné proměnné v této analýze nepatří pH ani vodivost (Tab. 3, č. 1).

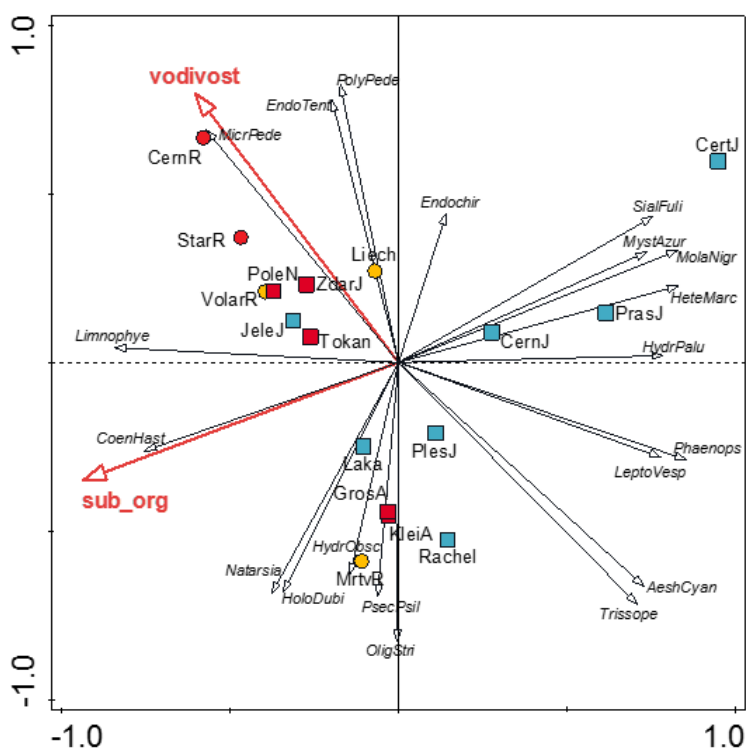
Pomocí db-RDA analýzy s postupným výběrem proměnných (Tab. 3, č. 2) byly testovány environmentální faktory, které nejvíce formovaly studovaná společenstva litorálních bezobratlých. Z deseti proměnných zahrnutých do analýzy byly 3 určeny jako

signifikantní – podíl organického substrátu („sub_org“) na dně litorálu (pseudo-F = 3,5; p = 0,002), „sever/jih“ (pseudo-F = 2,5; p = 0,002) určující geografickou příslušnost lokality (Šumava – jih, Krušné hory, Jizerské hory – sever) a proměnná „vodivost“ (pseudo-F = 2,4; p = 0,002). Tyto tři proměnné v součtu vysvětlují 49,1 % variability (respektive 33,9 % adjusted variability) druhového složení litorálních společenstev 17 lokalit. Z výsledků je patrné, že geografické rozmístění lokalit je stále významné a teoreticky může do značné míry překrývat jiné důležité faktory, které se mezi lokalitami severu a jihu mohou lišit a mohou být pro litorální společenstva zásadní.

Pro odstranění vlivu geografie, byla použita db-RDA analýza s postupným výběrem proměnných s proměnnou „sever/jih“ jako kovariátou (Tab.3, č. 3). Touto analýzou byla jako signifikantní, po odečtení vlivu geografické polohy lokality, určena proměnná „vodivost“, vysvětlující 17,7 % variability a množství organického substrátu („sub_org“), které vysvětlilo 28,9 % variability druhového složení zkoumaných lokalit (celkem obě proměnné 35,3 %, respektive 23,6 % adjusted variability). Jak vodivost, tak organický substrát odstraněním vlivu proměnné „sever/jih“ posílily svůj vliv a žádná další proměnná už, oproti očekávání, nebyla významná.

Do grafu zobrazujícího db-RDA se 2 signifikantními proměnnými vybranými postupným výběrem proměnných a proměnnou „sever/jih“ jako kovariátou (Tab. 3, sloupec č.3) bylo promítnuto 20 druhů, majících nejsilnější korelační vztah s gradienty signifikantních proměnných. Zobrazené je i rozložení lokalit dle těchto gradientů (Obr. 11). Podél gradientu organického substrátu („sub_org“) se lokality řadí od zejména krušnohorských rybníků s bohatými litorály a tudíž i vysokým podílem organického substrátu (Černý, Starý, Volárenský, Mrtvý rybník), ale i šumavských nádrží a organicky bohatších jezer (Laka, Grosser a Kleiner Arbersee). Na opačné straně gradientu (vpravo) se oddělují na vegetaci litorálu a organický substrát chudší šumavská jezera, u kterých je vyšší podíl šterku v materiálu dna (Černé, Prášilské, Čertovo jezero). Lokality s větším množstvím organického substrátu na levé straně spektra reprezentuje například fytofilní druh vážky *Coenagrion hastulatum* preferující litorály s porosty ostřic, vegetaci a hrubý organický substrát preferující chrostíci *Oligotricha striata* a *Holocentropus dubius*, pakomár *Limnophyes* sp. často žije na povrchu rostlin a živí se organickou hmotou. Šumavská jezera s menším podílem organického substrátu na druhé straně spektra (v pravo) jsou reprezentována chrostíkem *Mystacides azurea*, který si stejně jako kriticky ohrožený *Molanna nigra* staví schránky převážně z písku, nebo

například broukem *Hydroporus palustris*, který se v šumavských jezerech vyskytuje poměrně čteně, ale obecně se nejedná o habitatového specialistu. *Phaenopsectra* sp. je detritivorní druh pakomára, který ačkoliv preferuje organický substrát, nevyhovují mu silně zarostlé litorály a v Obr. 11 směřuje k jezerům v pravé straně grafu. Dle gradientu vodivosti jsou lokality seřazeny od krušnohorských rybníků s bohatým iontovým složením vody odrážejícím se ve vysoké hodnotě konduktivity. Výjimkou mezi krušnohorskými lokalitami, je Mrtvý rybník s nízkou konduktivitou. Gradient konduktivity dále pokračuje k šumavským lokalitám, které mají konduktivitu přirozeně nižší (Tab.2).



Obr. 11: Graf db-RDA analýzy s forward selekcí signifikantních proměnných vodivost a organický substrát a proměnnou sever/jih jako kovariátou. V grafu je zobrazeno 20 druhů s největší silou korelace s výsledkem analýzy (viz Tab. 3). Krušnohorské lokality jsou značeny symbolem kolečka (žlutě), šumavské lokality symbolem čtverečku (modře), Lokality s prokázáním výskytem ryb jsou červenou barvou.

Tab. 3: Tabulka výsledků třech db-RDA (distance based redundancy analyse) 10 zvolených proměnných (pH, vodivost, O₂, TP (celkový fosfor), NO₃.N, DOC, „vg_os.si“ (vegetace ostřic a sítin), „sub_kam“ (kamenitý substrát), „sub_org“ (organický substrát), sever/jih. Pro každou z analýz je udána hodnota testového kritéria (pseudo-F), signifikance (p), vysvětlená variabilita (adjusted) v procentech. Sloupce označené „č.1“ zahrnují výsledky db-RDA analýzy všech 10 zvolených environmentálních proměnných společně a dále hodnoty stejné analýzy pro každou jednotlivou proměnnou zvlášť. Sloupce „č.2“ zahrnují výsledky db-RDA analýzy s forward selekcí signifikantních proměnných. Hodnoty „p“ nesignifikantních proměnných značeny jako „ns“ (non-significant). Ve třetí analýze (sloupce č.3) bylo s proměnnou sever/jih počítáno jako s kovariátou pro odstranění vlivu geografie.

	č. 1			č. 2			č. 3		
proměnná/ model	db-RDA			db-RDA, forward selection			db-RDA, forward selection, covariate		
	pseudo -F	p	vysvět. variab. (adjust.) %	pseudo -F	p	vysvět. variab. (adjust.)	pseudo -F	p	vysvět. variab. (adjust.)
společně	1,7	0,014	85,1 (35,3) %			49,1 (33,9) %			35,3 (23,6) %
pH	1,5	0,12	11,05 (3,63)	-	ns	-	-	ns	-
vodivost	2,3	0,013	15,96 (8,96)	2,4	0,002	12,4	2,2	0,004	17,7
O₂	2,3	0,007	16,26 (9,28)	-	ns	-	-	ns	-
TP	3,0	0,001	20,25 (13,61)	-	ns	-	-	ns	-
NO₃.N	2,2	0,021	15,67 (8,64)	-	ns	-	-	ns	-
DOC	2,2	0,016	15,22 (8,15)	-	ns	-	-	ns	-
vg_os.si	3,0	0,001	20,10 (13,44)	-	ns	-	-	ns	-
sub_kam	1,3	0,18	9,90 (2,39)	-	ns	-	-	ns	-
sub_org	3,5	0,001	22,42 (15,95)	3,5	0,002	22,4	3,5	0,002	28,9
sever/jih	3,1	0,002	20,53 (13,91)	2,5	0,002	14,3	-	ns	-

7 Diskuse

7.1 Vliv charakteru litorálu v závislosti na kolísání vodní hladiny stojatých vod

Faktorem určující hlavní gradient v druhových datech se oproti očekávání neukázal být chemismus vody ani samotný vývoj litorální vegetace, ale vliv kolísání vodní hladiny. Lokality se podél první osy PCoA analýzy (Obr. 8, kapitola 6.3) zřetelně rozdělily na lokality se stabilní vodní hladinou a různým chemismem i stupněm vývoje litorální vegetace v levé části grafu a 6 vodních nádrží – 4 v Jizerských horách (Josefův Důl, Bedřichov, Souš, Blatný rybník) a 2 v Krušných horách (Přísečnice, Fláje) – které jsou charakteristické sezónní rozkolísaností hladiny. Na těchto lokalitách (kromě nádrže Fláje) bylo během odběrů patrné výrazné snížení hladiny vody, zejména během pozdějších odběrových termínů (na přelomu srpna a září). Jizerskohorské nádrže (kromě Blatného rybníka) byly vystavěny jako retenční (Rous, 2009), všechny nádrže jsou vodohospodářky využívány, takže je kolísání hladiny vody během roku v závislosti na úhrnech srážek a režimu využití nádrže běžnou vlastností těchto přehrad. Výsledky naznačují, že stěžejním faktorem ovlivňujícím vodní bezobratlé není ani tak vývoj samotné litorální vegetace, jako spíše nestabilita litorálu. Ve skupině 1 zahrnující lokality se stabilní vodní hladinou jsou i lokality s omezeně vyvinutou litorální vegetací, jako jsou některá šumavská jezera (Černé, Čertovo, Prášilské), ale i nádrže s množstvím šterkového substrátu (např. Rachelsee, Lieche, atd.). Ve skupině 2 jsou rovněž nádrže s vegetací (Souš, Fláje) i bez vegetace s čistým organickým nebo šterkovým substrátem (zejména Bedřichov a Josefův Důl). V důsledku rychlého poklesu hladiny vypouštěním nebo odběrem vody dochází k vyschnutí částí litorálů (včetně případné vegetace) do té doby pod vodou, což omezuje velké množství bezobratlých. Za hlavní faktor lze tedy považovat nestabilitu litorální zóny. Podobné závěry měla také práce Della Bella et al. (2005), která potvrzuje vyšší bohatost litorálních společenstev u trvalých habitatů v porovnání s těmi vysychavými. Druhým důležitým faktorem je omezení vývoje litorální vegetace samotné. Jak zmiňuje například Hargeby et al. (1994) a Diehl & Kornijów (1998), zoobentos litorálů s makrofyty je početný a ekologicky diverzifikovaný díky vyšší substrátové variabilitě takových stanovišť. Zároveň makrofyta zvyšují dostupnost potravních zdrojů pro vodní bezobratlé a poskytují útočiště proti rybím predátorům (Kornijów et al., 1990; Diehl a Kornijów, 1998). Omezení litorální vegetace i nestabilita litorální zóny tak vede k nižší druhové bohatosti i početnosti společenstev. Společenstvo bezobratlých je složeno především organismy s širokou ekologickou valencí (jako je např. *Cloeon dipterum*, *Ennalagma cyathigerum*, *Psectrocladius psilopterus*,

Endochironomus sp.) a téměř zde chybí, nebo jsou málo početné, jinde běžné fytofilní druhy (jako jsou například vážky nebo někteří brouci). Je patrná dominance řádu Diptera, z většiny tvořené jedinci čeledi Chironomidae. Početnější zde mohou být organismy preferující štěrkový nebo smíšený organický substrát, jako je např. jepice *Caenis horaria*, chrostík *Mystacides longicornis* a *Oecetis ochracea*, nebo mlž *Pisidium casertanum*. Ostatní řády, zahrnující fytofilní a dravé druhy, jako vážky (Obr. P-3) a aktivně plovoucí ploštice (Obr. P-4) a brouci (Obr. P-5), se vyskytovaly omezeně. Příčinou slabšího výskytu zmíněných taxonů může být predace rybami, které mají díky absenci makrofyt snazší přístup do celého prostoru litorální zóny (Diehl a Kornijów, 1998; Wellborn et al., 1996; Gilinsky, 1984). Ve všech šesti nádržích se ryby vyskytují (viz kapitola 7.4).

7.2 Vliv substrátu litorálu na litorální společenstva

Jak už bylo zmíněno v předchozí kapitole, substrát litorálu lokalit bez kolísání vodní hladiny (skupina 1) je charakteristický variabilitou substrátu dna. Vliv substrátu litorálu je z pohledu interpretace velmi komplexní, protože substrát funguje nejen jako potravní zdroj, a úkryt před predátory (Gilinsky, 1984) či prostor pro číhání predátorů na kořist (Klecka & Boukal, 2014). V případě vývoje litorální vegetace přibývá také faktor prostorové heterogenity, kdy mnoho organismů využívá kromě dna také vodní sloupec (Diehl & Kornijów, 1998). Data o substrátu, či charakteru litorálu obecně, do značné míry poskytují informace o potravní nabídce pro bentické organismy. V rámci litorálních společenstev a proměnných, které byly součástí analýz, lze jako potravní zdroj pro vodní bezobratlé uvažovat zaprvé makrofytní vegetaci samotnou, reprezentovanou proměnnou „ostřice a sítiny“ (Tab. 2) a dále množství organického substrátu („organ. subst.“ v Tab. 2). Přímá konzumace makrofyt vodními bezobratlými není obecně považována za významný potravní zdroj, zejména pro vysoký C:N poměr, velké množství celulózy, ligninu a nižší stravitelnosti jejich proteinů (Cummins & Klug, 1979). I přesto se makrofyta potravního řetězce ve vodním prostředí účastní jako významný zdroj organického materiálu poté, kdy dojde k jejich úhynu a rozkladu (Wallace & Webster, 1996). Partikulovaná organická hmota je jedním z hlavních potravních zdrojů bentických bezobratlých (Tolonen et al., 2001). Význam organického substrátu pro utváření litorálního společenstva je zřejmý z výsledku db-RDA analýzy, kdy po odečtení vlivu geografické polohy („sever/jih“) byla proměnná pro množství organické hmoty nejvýznamnější a vysvětlovala 28,9 % variability v druhových datech. Z grafu db-RDA analýzy (Obr. 11) je patrné rozdělení lokalit podél gradientu proměnné organický substrát

od litorálů krušnohorských rybníků a šumavských nádrží bohatých na organický substrát a vegetaci (např. Černý, Starý, Volárenský, Mrtvý rybník), přes organicky bohatší šumavská jezera (např. Laka, Grosser Arbersee), po šumavská jezera s menším podílem organického substrátu (Černé, Čertovo, Prášílské jezero). Z promítnutí nejsilněji korelovaných druhů s tímto gradientem je patrná závislost těchto druhů na materiálu dna litorálu. Lokality s převažující organikou v materiálu dna jsou reprezentovány zejména fytofilními druhy, jako je vážka *Coenagrion hastulatum*, a druhy přímo preferující organický substrát, např. chrostík *Oligotricha striata* nebo pakomár *Limnophyes* sp., který se živí organickou hmotou. Chrostíci *Mystacides azurea* a *Molanna nigra*, reprezentující 3 šumavská jezera zcela oddělená od ostatních lokalit, kteří si staví své schránky z písku, dobře odráží vliv substrátu na výskyt druhu. Oddělení těchto lokalit ale může být interpretováno jako vliv chronické acidifikace těchto tří lokalit, proto je i interpretace výskytu druhů, které jsou asociovány s těmito jezery, komplexnější. Například pakomár *Heterotrissocladius marcidus* (v Obr. 11 vpravo) je udáván jako žijící převážně na organickém a zřídka na písčitém substrátu. Zároveň se však vyskytuje ve studených kyselých oligotrofních vodách (Černé, Čertovo, Prášílské jezero) (Moller Pillot, 2013). Podobně pakomár *Phaenopsectra* sp, typický pro zmíněná jezera, preferuje organický substrát a jen zřídka se vyskytuje na písku a kamenech. Zároveň je však citlivý na nízký obsah kyslíku a vyšší trofii vody (Moller Pillot, 2009).

Množství organického substrátu může působit i negativním efektem. Na lokalitách, kde byl substrát dna tvořen pouze z organické hmoty, např. Mrtvý rybník, Starý rybník, Černý rybník (všechny 100 % org. hmoty), byla zároveň naměřena nejnižší koncentrace kyslíku. Na posledních dvou lokalitách byl také v letním období při vstupu do litorálu cítit hnilobný sirovodíkový pach rozkládajících se organických zbytků. Nízké koncentrace kyslíku mohou způsobit úhyn organismů a uvolnění látek, které za normální podmínek zůstávají vázány v sedimentu (Correll, 1998). Souvislost je patrná i z korelací proměnných (Obr. P-8), kdy proměnné „O₂“ a „sub_org“ mají silnou negativní korelaci ($r = -0,527$, $p = 0,010$). U třech zmíněných krušnohorských rybníků s nízkými koncentracemi kyslíku, byla společenstva málo početná (Obr. 7). Řád Diptera zahrnující početnou čeleď Chironomidae byl dominantní skupinou v Mrtvém rybníku a Černém rybníku a zhruba polovina abundance Starého rybníka byla dána vysokým počtem jepice *Cloeon dipterum*, která je známá svou schopností tolerovat nízké hodnoty rozpuštěného kyslíku, až anoxické podmínky (Nagell, 1970; Nagell, 1980).

7.3 Vliv chemických podmínek prostředí na litorální společenstva

Značný vliv působení pH na složení společenstev vodních bezobratlých byl v literatuře popsán již mnohokrát (např. Andrén, 2003; Yan et al., 2003; Lepori & Ormerod, 2005; Kowalik & Ormerod, 2006; Murphy et al., 2014). Přesto výsledky této práce nebyl předpokládán vliv pH a alkality, která je s pH silně korelována (Obr. P-8), signifikantně prokázány. Lokality s nízkým pH (viz Tab. 2, kapitola 6.1) nepatřily výhradně k nejméně početným a druhově chudým, jak ukazují grafy na obrázcích 5, 6, 7 (kapitola 6.2). Slabší oživení, v porovnání s kyselými lokalitami, bylo zaznamenáno u manipulovaných vodních nádrží. Ačkoliv ve výsledku PCoA analýzy (Obr. 8) u lokalit „skupiny 1“ (vlevo) došlo k jejich částečnému rozdělení podél gradientu pH, skupina lokalit ve střední a spodní části grafu je již více z pohledu pH promíchaná. Můžeme vidět blízkost společenstev lokalit kyselých (Lieche, pH = 4,65; Volárenský rybník, pH = 4,8) a méně kyselých (Laka, pH = 6; Starý rybník, pH = 6,1). Tato skupina zároveň zahrnuje lokality s přítomností ryb a bez ryb. Predace rybami, zmiňovaná v literatuře jako významný faktor ovlivňující složení bezobratlých společenstev (např. Gilinsky, 1984; Tolonen et al., 2001), je možným důvodem pro podobnost druhových dat lokalit (Obr. 8.) s rozdílnými chemickými podmínkami. Spolu s pH byl předpokládán vliv hliníku, který se snížením hodnoty pH nabývá pro vodní živočichy toxických forem a působí negativně na jejich společenstva (Rosseland et al., 1990; Gensemer & Playle, 1999; Andrén, 2003). Tyto proměnné jsou spolu signifikantně negativně korelovány (L-Al, $r = -0,751$; $p = 0,0001$; viz Obr. P-8) a pro analýzy bylo vybráno pH jako zástupná proměnná, protože by nebylo možné statistickými metodami oddělit jejich vliv. Signifikantní vliv pH však v žádné analýze prokázán nebyl (Tab. 3). Dále je množství hliníku signifikantně negativně korelováno s konduktivitou ($r = -0,632$; $p = 0,003$; viz Obr. P-8), která db-RDA analýzou jako signifikantní určena byla. To je dáno zřejmě tím, že vyšší hodnoty hliníku byly zjištěny pouze na šumavských lokalitách, kde byla zároveň nižší konduktivita oproti severním lokalitám. Myslím si, že možný vliv acidifikace a toxického hliníku je možné očekávat zejména v případě jezer Černého, Čertova a Prášílského, které se na obrázku 11 zobrazují db-RDA s proměnnými konduktivitou a organickým substrátem a geografickou polohou jako kovariátou oddělují zcela vpravo. Vliv chronické acidifikace těchto jezer je však souběžný se slabým až nulovým vývojem litorální vegetace, která nicméně takto reaguje na nepříznivé kyselé podmínky. Vliv acidifikace by se proto dal interpretovat také jako nepřímý, přes nedostatečně vyvinutou litorální vegetaci, která je pro diverzitu bentických společenstev zásadní (např. Diehl & Kornijów, 1997; Heino, 2000; Della Bella, 2005).

Z chemických proměnných byla vodivost přímými analýzami (Tab. 3) po odstranění vlivu geografie (poloha sever/jih) určena jako signifikantní ve vlivu na složení společenstev studovaných lokalit. Hodnoty konduktivity se výrazně lišily mezi severními a jižními lokalitami (Tab. 2). Tento rozdíl je dán rozdílnými koncentracemi hlavních iontů (Cl^- , SO_4^{2-} , F^- , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}), což je pak patrné na výrazném rozdílu v konduktivitě, která je přibližně 2,5 x vyšší u severních lokalit. Vliv geografické polohy však byl odstraněn pomocí proměnné „sever/jih“, která byla kovariátou. Podél druhé osy korelované s konduktivitou (Obr. 11) se oddělují především 2 skupiny lokalit: 1. rybníky s bohatou vegetací a rybí obsádkou (především rybníky Černý, Starý, Tokaniště a Žďárecké jezírko) a silně huminové, kyselé nádrže bez ryb (Lieche, Volárenský rybník a Jelení jezírko), které mají vyšší konduktivitu, a 2. kyselé lokality s rašelinnými ostrovy a převažujícím rašelinným substrátem (Mrtvý rybník, Javorská jezera, Laka) a ostatní kyselá jezera (Rachelsee a Plešné jezero) s nižší konduktivitou. Interpretace vlivu konduktivity je v tomto případě rovněž komplexní, zahrnující jak chemické podmínky lokality, tak charakter substrátu, případně vliv rybí obsádky.

7.4 Vliv rybí obsádky na litorální společenstva

Vyhodnocení vlivu ryb na společenstva zkoumaných lokalit nebylo součástí statistických analýz. Absence jednotných a aktuálních informací o stavu rybích obsádek zkoumaných lokalit – jejich početnostech a druhovém složení – neumožňovala jejich použití při výpočtech. I přesto je třeba věnovat možnému vlivu na litorální společenstva způsobenému predací ryb pozornost.

Kromě zjevného vlivu charakteru litorálu (viz kapitola 7.1) na hmyzí společenstva vodárenských nádrží v Jizerských a Krušných horách („skupina 2“) může být jejich nízká abundance a druhová početnost (Obr. 5, Obr. 9) způsobena predací ryb, které se ve všech 6 nádržích vyskytují. Dominantní rybou nádrží Bedřichov, Souš a Josefův Důl je siven americký (*Salvelinus fontinalis*), zmiňuje Šanda et al. (2015) a Kubečka et al. (1998). Na poslední zmiňované nádrži a Blatném rybníce byla během odběrů vzorků pozorována početná hejna střevlí potočních (*Phoxinus phoxinus*). Četná vysazování sivenů amerických a výskyt jiných druhů okounovitých a kaprovitých ryb potvrdil ichtyologický výzkum nádrže Fláje (Peterka et al., 2009). Ke zvýšenému predacímu tlaku ryb a následně chudším společenstvům těchto lokalit (Obr. 5, Obr. 9) může přispívat nízká heterogenita prostředí

obnažených litorálů bez vegetace (např. Gilinsky, 1984), vzniklých vlivem kolísání hladiny vody.

Na Šumavě byli velcí siveni pozorováni během odběrů v Kleiner Arbersee a Grosser Arbersee v roce 2015, jejich výskyt byl doložen už dříve v roce 2010 (Vrba et al. 2016). Výzkum vodních ploštic ukázal, že ryby v těchto dvou jezerech mají vliv na vodní ploštice, které se vyskytují pouze v místech oddělených od volné vody s rybami, především v tůních nebo uvnitř litorálu. V případě Kleiner Arbersee byly ploštice chytány pouze v oddělených tůních (M. Papáček, nepublikováno). Také v rámci této práce byly ploštice v obou jezerech velmi málo početné (Obr. P-4), zejména jejich abundance (viz Obr. 7), ale i počet druhů (Obr. 6), v Grosser Arbersee byl nalezen jediný druh. Vodní ploštice jsou aktivní plavci a zejména larvy se čteněji vyskytují na straně litorálu směrem k otevřené a hlubší vodě (Sychra et al., 2010), kde jsou predaci rybami více vystaveni. Ve všech 6 severních vodních nádržích, kde je výskyt ryb prokázán, jsou populace vodních ploštic srovnatelné s těmi v Grosser a Kleiner Arbersee. V odebraných vzorcích byly v počtech jednotlivců, maximálně nízkých desítek (Obr. P-4). V jezerech na české straně Šumavy se ryby přirozeně nevyskytují, po acidifikaci ryby ještě jezera neosídlily. Do Polecké nádrže a Tokaniště je vysazováno zhruba 300 vzrostlých pstruhů (20-30 cm) ročně, kteří jsou částečně na podzim sloveni (J. Šperl, ústní sdělení). Ve Žďárském jezírku byla pozorována početná hejna střevlí potočních, pstruzi zde nejsou vysazováni, aby nedecimovali střevle, nicméně byli zde v neuvedeném počtu vysazeni lipani (J. Šperl, ústní sdělení). U ostatních lokalit „skupiny 1“ (na Obr. 8 vpravo) není výskyt ryb doložen, avšak na lokalitách Lieche, Mrtvý rybník a Volárenský rybník ho kvůli nízkému pH (<5) nelze předpokládat. Vliv predace ryb je z části možným vysvětlením výsledku PCoA analýzy (Obr. 8), kde se ve skupině lokalit vlevo blízko sebe (tj. mající malou nepodobnost složení společenstev) nachází lokality s rozdílnými parametry prostředí.

8 Závěry

V této práci byla popsána diverzita a druhové složení litorálních společenstev horských stojatých vod z hlediska rozdílných chemických parametrů a rozdílného charakteru litorálů studovaných lokalit. Dále byla vyhodnocena odlišnost dvou zkoumaných regionů – jižních lokalit na Šumavě a severních lokalit v Jizerských a Krušných horách – z hlediska rozdílného průběhu acidifikace těchto oblastí v minulosti.

V první řadě byla prokázána rozdílnost společenstev 6 horských nádrží v Jizerských a Krušných horách, které se od ostatních lokalit lišily výrazně nižšími abundancemi i nižším počtem vyskytujících se druhů bezobratlých. Slabé oživení těchto nádrží bylo s velkou pravděpodobností způsobeno kolísáním hladiny vody, které brání rozvoji litorální vegetace. Jednoznačná rozdílnost lokalit severního a jižního regionu nebyla prokázána. Složení společenstev zbývajících lokalit (bez velkých vodních nádrží) bylo v největší míře ovlivněno proměnnou množstvím organického substrátu, která byla analýzami určena jako signifikantní. Vysoké množství organického substrátu a s ním spojená míra rozvinutosti litorální vegetace ovlivňují významně druhovou skladbu společenstev. Z parametrů popisujících chemické podmínky stanoviště byla signifikantní proměnnou konduktivita. Signifikance vlivu chemických proměnných přímo popisujících míru acidifikace prostředí, jako je pH, s ním spojená alkalita a koncentrace hliníku, nebyly provedenými analýzami prokázány. Nepřímý vliv je však možné i přesto pozorovat, zejména slabším rozvojem litorální vegetace v chronicky acidifikovaných šumavských jezerech, čímž jsou následně ovlivněny podmínky prostředí pro litorální bezobratlé a s nimi i výsledná struktura společenstva.

9 Literatura

- Andrén C., 2003: Inorganic aluminium in streams: Bioavailability and toxicity. *Scripta Limnologica Upsaliensis*, 1–61.
- Arnott S.E., Jackson A.B. & Alarie Y., 2006: Distribution and potential effects of water beetles in lakes recovering from acidification. *Journal of the North American Benthological Society*, 25, 811–824.
- Bímová, 2013: Struktura zooplanktonu v nádržích Jizerských hor v období vrcholící antropogenní acidifikace a zotavování z acidifikace (1992-2012). Diplomová práce, Karlova univerzita, Praha.
- Blakely T.J., Harding J.S., McIntosh A.R. & Winterbourn M.J., 2006: Barriers to the recovery of aquatic insect communities in urban streams. *Freshwater Biology*, 51, 1634–1645.
- Braukmann U. & Biss R., 2004: Conceptual study – An improved method to assess acidification in German streams by using benthic macroinvertebrates. *Limnologica*, 34, 433–450.
- Bridges K.S., Jickells T., Davies T.D., Zeman Z. & Hunova I., 2002: Aerosol, precipitation and cloud water chemistry observations on the Czech Krusne Hory plateau adjacent to heavily industrialised valley. *Atmospheric Environment*, 36, 353–360.
- Bridgman H.A., Davies T.D., Jickells T., Hunova I., Tovey K., Bridges K. & Surapipith V., 2002: Air pollution in the Krusne Hory region, Czech Republic during the 1990s. *Atmospheric Environment*, 36, 3375–3389.
- Bronmark C. & Vermaat J.E., 1998: Complex fish snail epiphyton interactions and their effects on submerged freshwater macrophytes. In: Jeppesen E., Sondergaard M., Sondergaard M. & Christoffersen K. (eds.): The structuring role of submerged macrophytes in lakes. *Springer-Verlag, New York*. 47–68.
- Campbell P.G.C. & Stokes P.M., 2011: Acidification and Toxicity of metals to Aquatic Biota. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42 (12), 2034–2049.
- Correll D.L., 1998: The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. *J. Environ. Qual.*, 27, 261–266.
- Cummins K.W. & Klug M.J., 1979: Feeding ecology of stream invertebrates. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 10, 147–172.

- Černý J., 1995: Recovery of acidified catchments in the extremely polluted Krusne hory mountains, Czech Republic. *Water, Air and Soil Pollution*, 85, 589–594.
- Čiamporová-Zaťovičová Z., Hamerlík L., Šporka F. & Bitušík P., 2010: Littoral benthic macroinvertebrates of alpine lakes (Tatra Mts) along altitudinal gradient: a basis for climate change assessment. *Hydrobiologia*, 648, 19–34.
- Della Bella V., Bazzanti M. & Chiarotti F., 2005: Macroinvertebrate diversity and conservation status of Mediterranean ponds in Italy: water permanence and mesohabitat influence. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst*, 15, 583–600.
- Diehl S. & Kornijów R., 1998: Influence of submerged macrophytes on trophic interactions among fish and macroinvertebrates. In: Jeppesen E., Sondergaard M., Sondergaard M. & Christoffersen K. (eds.), The structuring role of submerged macrophytes in lakes, *Springer-Verlag, New York*, 24–46.
- Evans C.D., Cullen J.M., Alewell C., Kopáček J., Marchetto A., Moldán F., Prechtel A., Rogora M., Veselý J. & Wright R., 2001: Recovery from acidification in European surface waters. *Hydrology and Earth System Sciences*, 5(3), 283–297.
- Findlay D.L., 2003: Response of phytoplankton communities to acidification and recovery in Killarney Park and the Experimental Lakes Area, Ontario. *Ambio*, 32, 190–195.
- Fjellheim A., Boggero A., Nocentini A.M., Rieradevall M., Raddum G.G. & Schnell O., 2000: Distribution of benthic invertebrates in relation to environmental factors: a study of European remote alpine lake ecosystems. *Verh. Int. Ver. Limnol.*, 27: 484–488.
- Friberg N. & Jacobsen D., 1994: Feeding plasticity of two detritivore-shredders. *Freshwater Biology*, 32, 133–142.
- Gensemer R.W. & Playle R.C., 1999: The bioavailability and toxicity of aluminium in aquatic environments. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 29, 315–450.
- Gerhardt A., 1994: Short term toxicity of iron (Fe) and lead (Pb) to the mayfly *Leptophlebia marginata* (L.) (Insecta) in relation to freshwater acidification. *Hydrobiologia*, 284, 157–168.
- Gerhardt A. & Westermann F., 1995: Effects of precipitations of iron hydroxides on *Leptophlebia marginata* (L.) (Insecta: Ephemeroptera) in the field. *Archiv für Hydrobiologie*, 133, 81–93.

- Gilinsky E., 1984: The role of fish predation and spatial heterogeneity in determining benthic community structure. *Ecology*, 65, 455–468.
- Gray D.K. & Arnott S.E., 2009: Recovery of acid damaged zooplankton communities: measurement, extent and limiting factors. *Environmental Reviews*, 17, 81–89.
- Gray, D.K., Arnott, S.E., Shead J.A. & Derry A.M., 2012: The recovery of acid-damaged zooplankton communities in Canadian lakes: the relative importance of abiotic, biotic and spatial variables. *Freshwater Biology*, 57, 741–758.
- Griffith M.B., Perry S.A., Perry W.B., 1993: Growth and secondary production of *Paracapnia angulata* Hanson (Plecoptera; Capniidae) in Appalachian streams affected by acid precipitation. *Canadian Journal of Zoology*, 71, 735–743.
- Groom A.P. & Hildrew A.G., 1989: Food Quality for Detritivores in Streams of Contrasting pH. *Journal of Animal Ecology*, 58, 863–881.
- Hargeby A., Andersson G, Blindow I. & Johansson S., 1994: Trophic web structure in a shallow eutrophic lake during a dominance shift from phytoplankton to submerged macrophytes. *Hydrobiologia*, 280, 83–90.
- Heino J., 2000: Lentic macroinvertebrate assemblage structure along gradients in spatial heterogeneity, habitat size and water chemistry. *Hydrobiologia*, 418, 229–242.
- Hendrey G.R. & Wright R.F., 1976: Acid precipitation in Norway: Effects on aquatic fauna. *J. Great Lakes Res.*, 2 (1): 192–207.
- Hermann J. & Andersson K.G., 1986: Aluminium impact on respiration of lotic mayflies at low pH. *Water, Air and Soil Pollution*, 30, 703–709.
- Herrmann J., Degerman E., Gerhardt A., Johansson C., Lingdell P.-E. & Muniz I. P., 1993: Acid-stress effects on stream biology. *Ambio*, 22, 298–307.
- Hesthagen T., Fjellheim A., Schartau A.K., Wright R.F., Saksgård R. & Rosseland O.B., 2011: Chemical and biological recovery of lake Saudlandsvatn, a formerly highly acidified lake in southernmost Norway, in response to decreased acid deposition. *Science of the Total Environment*, 409, 2908–2916.
- Hesthagen T., Walseng B., Karlsen L.R. & Langåker R.M., 2007: Effects of liming on the aquatic fauna in a Norwegian watershed: Why do crustaceans and fish respond differently. *Water, Air Soil Pollution (Focus)*, 7, 339–45.

- Hou D., He J., Lü C., Ren L., Fan Q., Wang J. & Xie Z., 2013: Distribution characteristics and potential ecological risk assessment of heavy metals (Cu, Pb, Zn, Cd) in water and sediments from Lake Dalinouer, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 93, 135–144.
- Hrnkal Z., 1992: Acidification of groundwater in the Bohemian massif. *Nor. geol. unders. Bull.*, 422, 97-102.
- Hruška J., Majer V., Krám P., Oulehle F., Kopáček J., Vrba J. & Fottová D., 2009: Účinky kyselého deště na lesní a vodní ekosystémy 3. Okyselení potoků a jezer. *Živa*, 4, 189–192.
- Johnson, R.K. & Angeler, D.G., 2010: Tracing recovery under changing climate: response of phytoplankton and invertebrate assemblages to decreased acidification. *Journal of the North American Benthological Society*, 29 (4), 1472–1490.
- Klecka, J. & D. S. Boukal, 2014: The effect of habitat structure on prey mortality depends on predator and prey microhabitat use. *Oecologia*, 176,183–191.
- Klimo E., Materna J., Lochman V. & Kulhavý J., 2006: Forest soil acidification in the Czech Republic. *Journal of Forest Science*, 52, 14–22.
- Knotek Z., 2009: Geologie Jizerských hor. In: Jizerské hory 1. O mapách, kamení a vodě. Roman Karpaš a kol. (eds.). *Liberec*, 106–141.
- Kopáček J. & Veselý J., 2005: Sulfur and nitrogen emissions in the Czech Republic and Slovakia from 1850 till 2000. *Atmospheric Environment*, 39, 2179–2188.
- Kornijów R., Gulati, R.D., van Donk E., 1990: Hydrophyte-macroinvertebrate interactions in Zwemhulst, a lake undergoing biomanipulation. *Hydrobiologia*, 200/201, 467–474.
- Kowalik R.A., Cooper D.M., Evans C.D. & Ormerod S.J., 2007: Acidic episodes retard the biological recovery of upland British streams from chronic acidification. *Global Change Biology*, 13, 2439–2452.
- Kowalik R.A. & Ormerod S.J., 2006: Intensive sampling and transplantation experiments reveal continued effects of episodic acidification on sensitive stream invertebrates. *Freshwater Biology*, 51, 180–191.
- Křeček J. & Hořická Z., 2001: Degradation and recovery of mountain watersheds: the Jizera Mountains, Czech Republic. *Unasylva*, 207 (52): 43-49.

- Kubečka J., Frouzová J., Čech M., Prachař Z., Peterka J. & Vožechová M., 1998: Ichtyologický průzkum údolních nádrží v Jizerských horách v r. 1997. *Hydrobiologický ústav Akademie věd ČR*, 8 pp.
- Layer K., Hildrew A.G. & Woodward G., 2013: Grazing and detritivory in 20 stream food webs across a broad pH gradient. *Oecologia*, 171, 459–471.
- Ledger M.E. & Hildrew A.G., 2001: Growth of an acid-tolerant stonefly on epilithic biofilms from streams of contrasting pH. *Freshwater Biology*, 46, 1457–1470.
- Lepori F. & Ormerod S.J., 2005: Effects of spring acid episodes on macroinvertebrates revealed by population data and in situ toxicity tests. *Freshwater Biology*, 50, 1568–1577.
- Malmqvist B. & Rundle S., 2002: Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation*, 29 (2), 134–153.
- Martínez-Sanz C., Fernández-Aláez C. & García-Criado F., 2012: Richness of littoral macroinvertebrate communities in mountain ponds from NW Spain: what factors does it depend on? *J. Limnol.*, 71(1), 154–163.
- Masters Z., Peteresen I., Hildrew A.G. & Ormerod S.J., 2007: Insect dispersal does not limit the biological recovery of streams from acidification. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 17, 375–383.
- McCahon C.P. & Pascoe D., 1989: Short-term Experimental Acidification of a Welsh Stream: Toxicity of Different Forms of Aluminium at Low pH to Fish and Invertebrates. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 18, 233–242.
- Moller Pillot H.K.M., 2009: Chironomidae larvae of the Netherlands and adjacent lowlands: Biology and ecology of the Chironomini. KNNV Publishing, Zeist, The Netherlands.
- Moller Pillot H.K.M., 2013: Chironomidae larvae: Biology and ecology of the aquatic Orthocladiinae. KNNV Publishing, Zeist, The Netherlands.
- Monteith, D.T. & Evans C.D., 2005: The United Kingdom Acid Waters Monitoring Network: a review of the first 15 years and introduction to the special issue. *Environmental Pollution*, 137, 3–13.
- Monteith D.T., Hildrew A.G., Flower R.J., Raven P.J., Beaumont W.R.B., Collen P., Kreiser A.M., Shilland E.M. & Winterbottom J.H., 2005: Biological responses to the chemical recovery of acidified freshwaters in the UK. *Environmental Pollution*, 137, 83–101.

- Muniz I.P., 1990: Fresh-water acidification – its effects on species and communities of fresh-water microbes, plants and animals. *Proceeding of the Royal Society of Edinburgh Section B – Biological Sciences*, 97, 227–254.
- Murphy J.F., Winterbottom J.H., Orton S., Simpson G.L., Shilland E.M. & Hildrew A.G., 2014: Evidence of recovery from acidification in the macroinvertebrate assemblages of UK fresh waters: A 20-year time series. *Ecological Indicators*, 37, 330–340.
- Nagell B., 1977: Phototactic and thermotactic responses facilitating survival of *Cloeon dipterum* (Ephemeroptera) larvae under winter anoxia. *Oikos*, 29, 342–347.
- Nagell B., 1980: Overwintering of *Cloeon dipterum* (L.) larvae, 259–264. In: Flannagan J.F., Marshall K.E. (eds): *Advances in Ephemeroptera Biology*. Springer, Boston, MA
- Nedbalová L., Vrba J., Fott J., Kohout L., Kopáček J., Macek M. & Soldán T., 2006: Biological recovery of the Bohemian Forest lakes from acidification. *Biologia*, 61, 453–465.
- Nedbalová L., 2007: Phytoplankton in acidified lakes: structure, function and response to ecosystem recovery. *Disertační práce, PřF UK v Praze, Praha: 95 s.*
- Newman R.M., 1991: Herbivory and Detritivory on Freshwater Macrophytes by Invertebrates: A Review. *Journal of the North American Benthological Society*, 10(2), 89–114.
- Oksanen J., Blanchet F.G., Kindt R., Legendre P., O'Hara R.B., Simpson G.L., et al. 2011: *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.3–1 (online), <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Peterka J., Čech M., Draštík V., Frouzová J., Jankovský M., Muška M. & Prchalová M., 2009: Průzkum rybí obsádky nádrže Fláje v roce 2008. *Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav*, 14 pp.
- Petersen I., Winterbottom J.H., Orton S., Friberg N., Hildrew A.G., Spiers D.C. & Gurney W.S.C., 1999: Emergence and lateral dispersal of adult Plecoptera and Trichoptera from Broadstone Stream, U.K. *Freshwater Biology*, 42, 401–416.
- Petr T., 2000: Interactions between fish and aquatic macrophytes in inland waters. *A review. FAO Fisheries Technical Paper*, n. 396, FAO, Rome. 186 s.
- Pretty J.L., Giberson D.J. & Dobson M., 2005: Resource dynamics and detritivore production in an acid stream. *Freshwater Biology*, 50, 578–591.

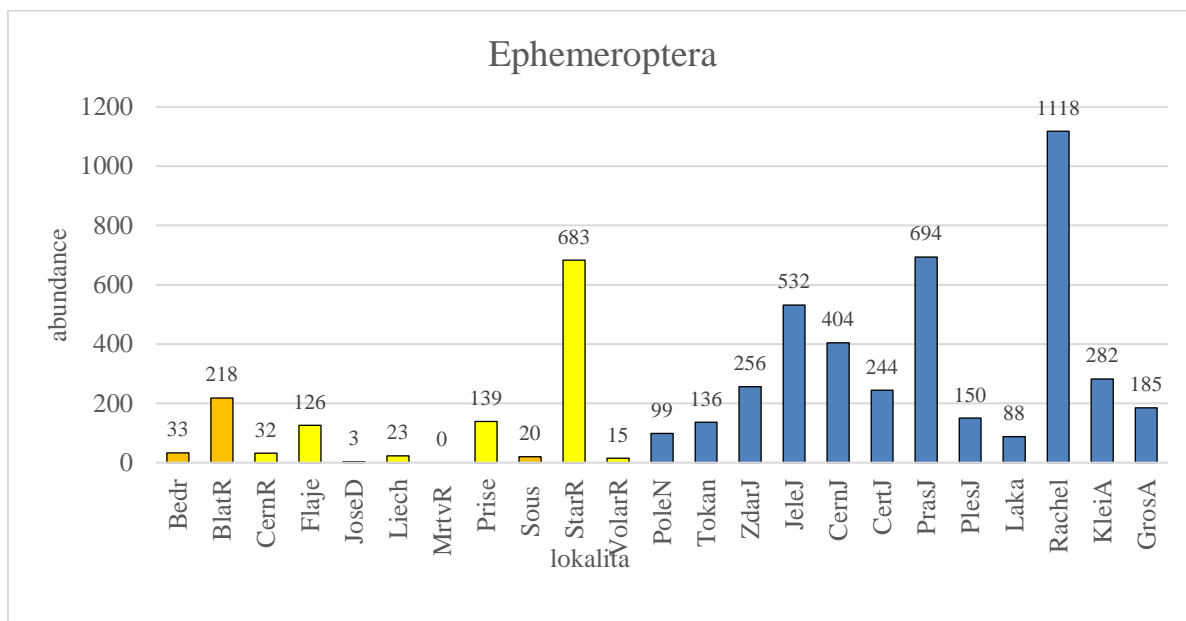
- R Core Team 2013: R: A language and environment for statistical computing; R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>.
- Radumm G.G. & Skjelkvåle B.L., 1995: Critical limits of acidification to invertebrates in different regions of Europe. *Water, Air and Soil pollution*, 85, 475–480.
- Rosseland B.O., Eldhuset T.D. & Staurness M., 1990: Environmental effects of aluminium. *Environmental Geochemistry and Health*, 12, 17–27.
- Rous I., 2009: Rybníky, přehrady a další vodní díla. In: Jizerské hory 1. O mapách, kamení a vodě. Roman Karpaš a kol. (eds.). Liberec. 498– 532.
- Smejkal J., Kabala C. & Marzec M., 2009: Půdy Jizerských hor. In: Jizerské hory 1. O mapách, kamení a vodě. Roman Karpaš a kol. (eds.). Liberec, 246–266.
- Smith V.H., Tilman, G.D. & Nekola J.C., 1999: Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, 100, 179–196.
- Soldán T., Bojková J., Vrba J., Bitušík P., Chvojka P., Papáček M., Peltanová J., Sychra J., & Tátosová J., 2012: Aquatic insects of the Bohemian Forest glacial lakes: Diversity, long-term changes, and influence of acidification. *Silva Gabreta*, 18, 123–283.
- Stendera S. & Johnson R.K., 2008: Tracking recovery trends of boreal lakes: use of multiple indicators and habitats. *Journal of the North American Benthological Society*, 27, 529– 540.
- Stoddard J.L., Jeffries D.S., Lükewille A., Clair T.A., Dillon P.J., Driscoll C.T., Forsius M., Johannessen M., Kahl J.S., Kellogg J.H., Kemp A., Mannio J., Monteith D.T., Murdoch P.S., Patrick S., Rebsdorf A., Skjelkvåle B.L., Stainton M.P., Yraaen T., Van Dam H., Webster K.E., Wieting J. & Wilander A., 1999: Regional trends in aquatic recovery from acidification in North America and Europe. *Nature*, 401, 575–578.
- Stuchlík E., Hořická Z., Prchalová M., Křeček J. & Barica J., 1997: Hydrobiological investigation of three acidified reservoirs in the Jizera Mountains, the Czech Republic, during the summer stratification. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2155, 56–64.
- Sychra J., Adámek Z. & Petřivalská K., 2010: Distribution and diversity of littoral macroinvertebrates within extensive reed beds of lowland pond. *Ann. Limnol. – Int. J. Limn.*, 46, 281–289.

- Šanda R., Švátora M., Vukič J., Hořická Z., Sychrová O. & Marič S., 2015: Evaluation of the temporal development of three introduced populations of brook trout, *Salvelinus fontinalis*, in Jizerské mountains, Czech Republic. *Arch. Biol. Sci., Belgrade*, 67(3), 775–784.
- Tate A.W. & Hershey A.E., 2003: Selective feeding by larval dytiscids (Coleoptera: Dytiscidae) and effects of fish predation on upper littoral zone macroinvertebrate communities of arctic lakes. *Hydrobiologia*, 497, 13–23.
- ter Braak C.J.F. & Šmilauer P., 2012: Canoco reference manual and user's guide: Software for ordination (version 5.0); Microcomputer Power, Ithaca, USA, 496 pp.
- Thomsen A.G. & Friberg N., 2002: Growth and emergence of the stonefly *Leuctra nigra* in coniferous forest streams with contrasting pH. *Freshwater Biology*, 47, 1159–1172.
- Tolonen K.T., Hamalainen H., Holopainen I.J. & Karjalainen J., 2001: Influences of habitat type and environmental variables on littoral macroinvertebrates communities in a large lake system. *Arch. Hydrobiol.*, 152, 39–67.
- Vitousek P.M., Aber J.D., Howarth R.W., Likens G.E., Matson P.A., Schindler D.W., Schlesinger W.H. & Tilman D.G., 1997: Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications*, 7, 737–750.
- Vrba J., Kopáček J. & Fott J., 2000: Long-term limnological research of Bohemian Forest lakes and their recent status. *Silva Gabreta*, 4, 7-28.
- Vrba J., Kopáček J., Fott J., Kohout L., Nedbalová L., Pražáková M., Soldán T. & Schaumburg J., 2003: Long-term studies (1871 – 2000) on acidification and recovery of lakes in Bohemian Forest (central Europe). *The Science of the Total Environment*, 310, 73–85.
- Vrba J., Bojková J., Chvojka P., Fott J., Kopáček J., Macek M., Nedbalová L., Papáček M., Rádková V., Sacherová V., Soldán T & Šorf M., 2016: Constraints on the biological recovery of the Bohemian Forest lakes from acid stress. *Freshwater Biology*, 61, 375–395.
- Wallace J.B. & Webster J.R., 1996: The role of Macroinvertebrates in stream ekosystém function. *Annu. Rev. Entomol*, 41, 115–139.
- Wellborn G.A., Skelly D.K. & Werner E.E., 1996: Mechanisms creating community structure across freshwater habitat gradient. *Annual Reviews Ecol. Syst.*, 27, 337–363.

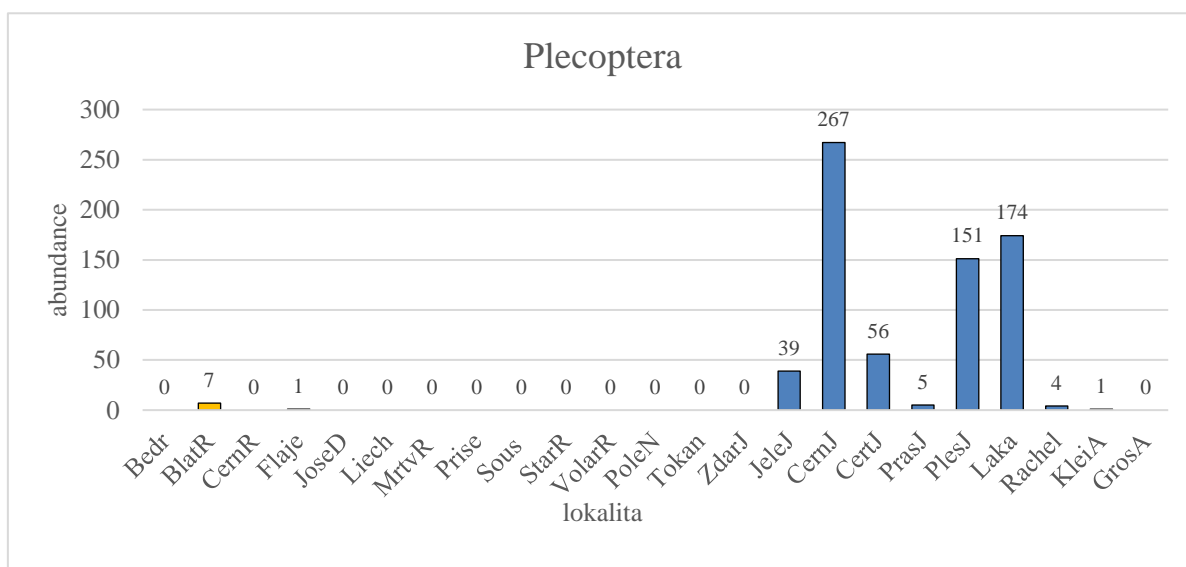
Yan N.D., Leung B., Keller W., Arnott S.E., Gunn J.M. & Raddum G.G., 2003: Developing conceptual frameworks for the recovery of aquatic biota from acidification. *Ambio*, 32, 165–169.

Yan N.D., Girard R., Heneberry J.H., Keller W., Gunn J.M. & Dillon, P.J., 2004: Recovery of copepod, but not cladoceran, zooplankton from severe and chronic effects of multiple stressors. *Ecology Letters*, 7, 452–460.

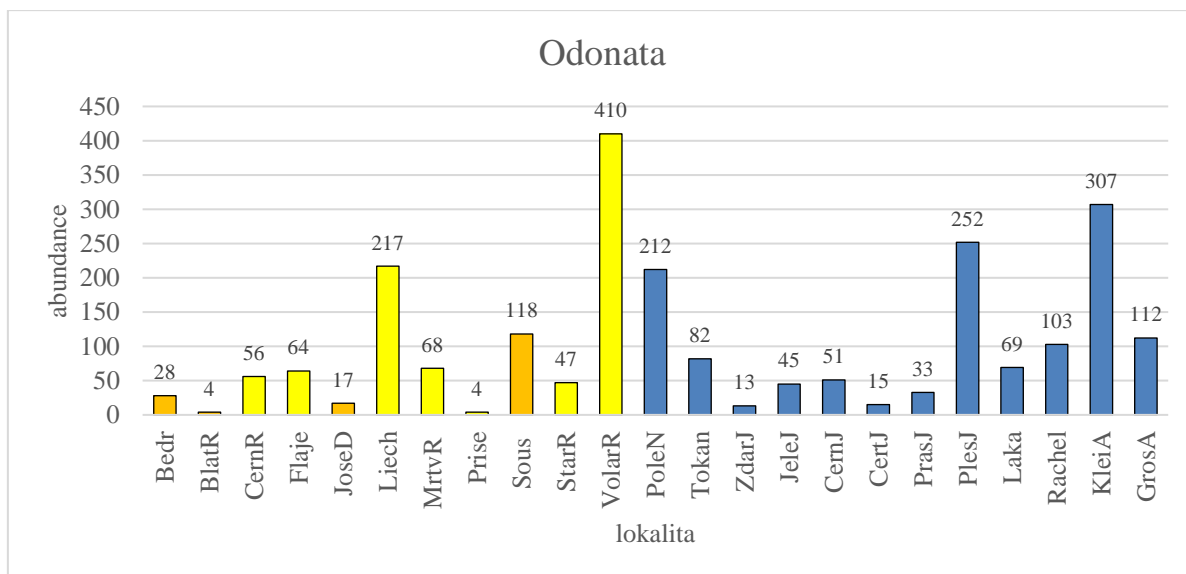
10 Přílohy



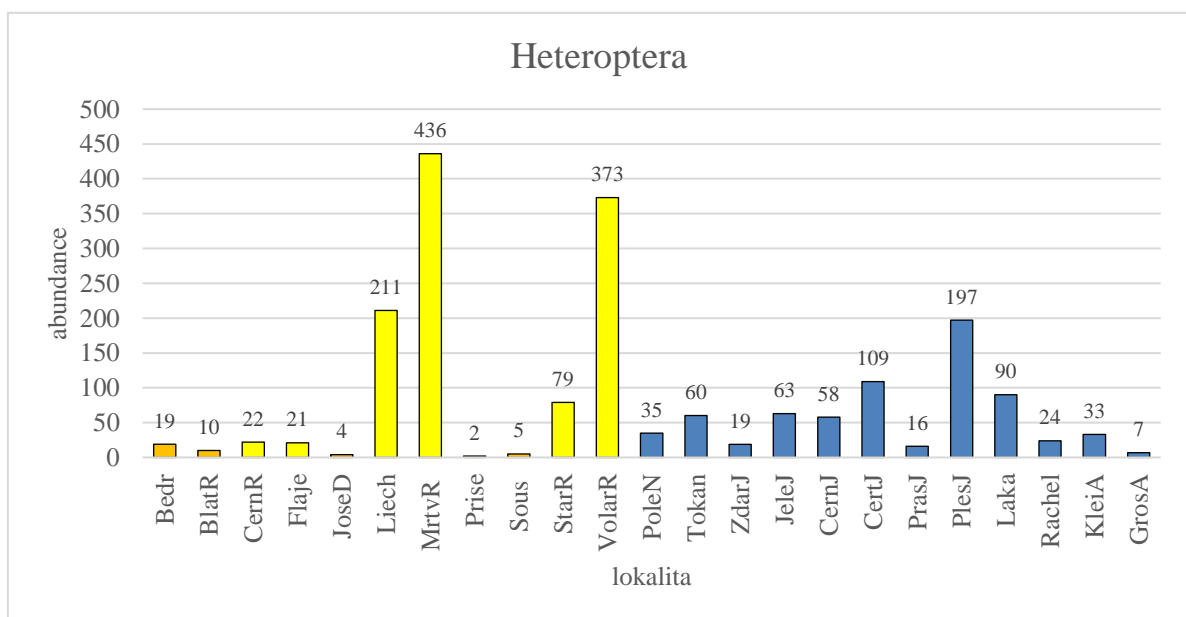
Obr. P-1: Abundance řádu Ephemeroptera (jepice) všech (celkem 23) studovaných lokalit. Názvy lokalit na ose x uvedeny ve zkratce (celé názvy lokalit viz Tab. 1). Abundance na ose y jsou reálné hodnoty abundancí řádu Ephemeroptera pro každou z lokalit.



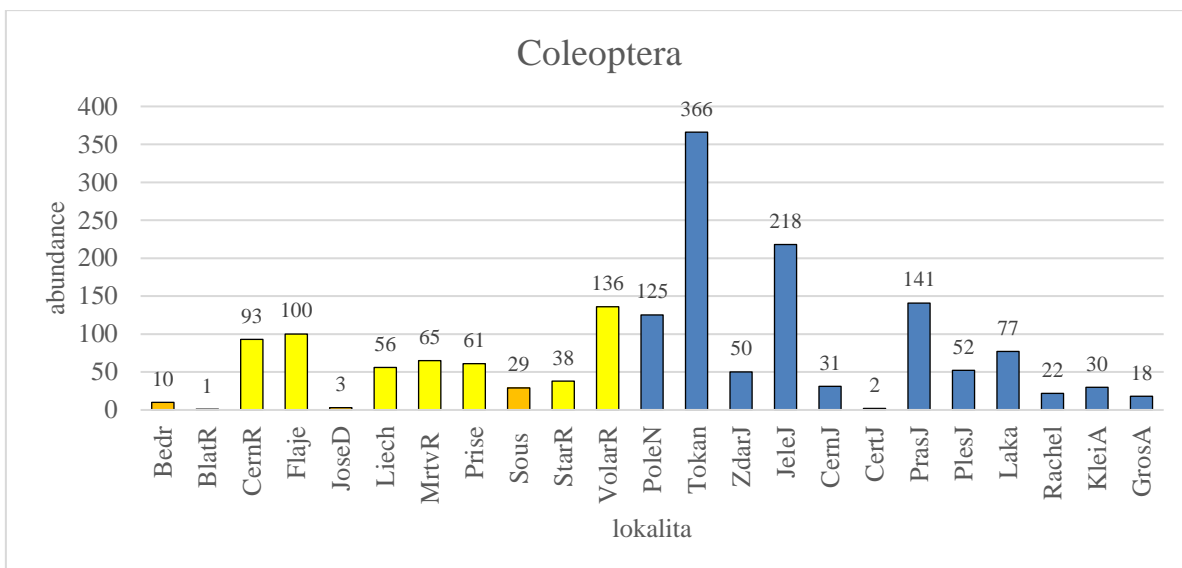
Obr. P-2: Abundance řádu Plecoptera (pošvatky) všech (celkem 23) studovaných lokalit. Názvy lokalit na ose x uvedeny ve zkratce (celé názvy lokalit viz Tab. 1). Abundance na ose y jsou reálné hodnoty abundancí řádu Plecoptera pro každou z lokalit.



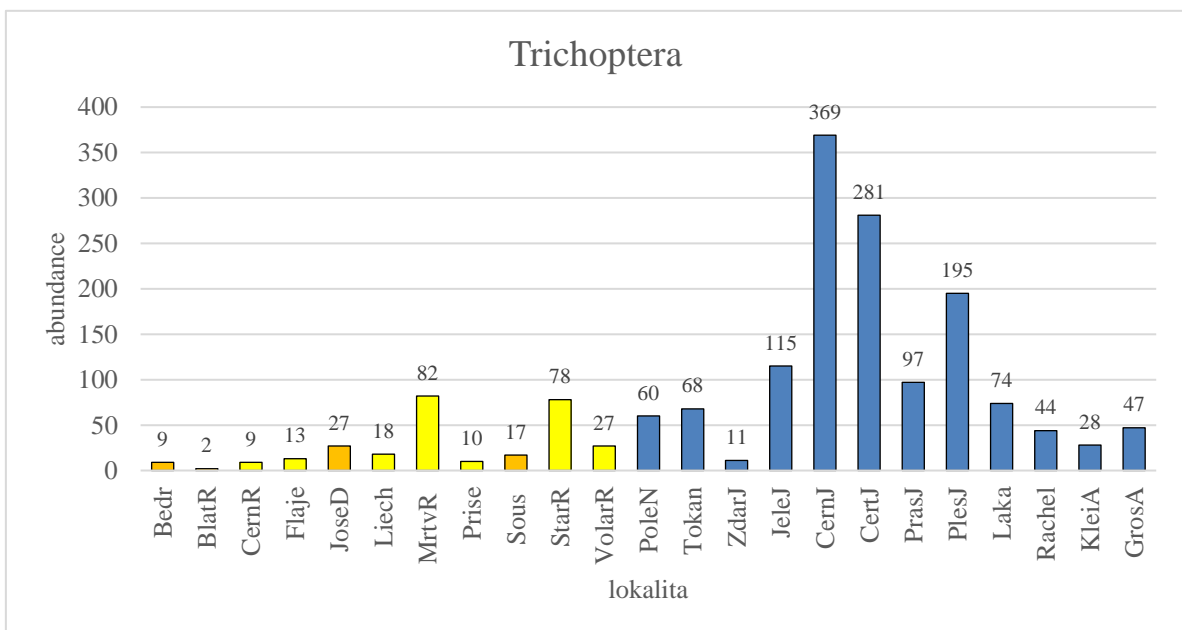
Obr. P-3: Abundance řádu Odonata (vážky) všech (celkem 23) studovaných lokalit. Názvy lokalit na ose x uvedeny ve zkratce (celé názvy lokalit viz Tab. 1). Abundance na ose y jsou reálné hodnoty abundancí řádu Odonata pro každou z lokalit.



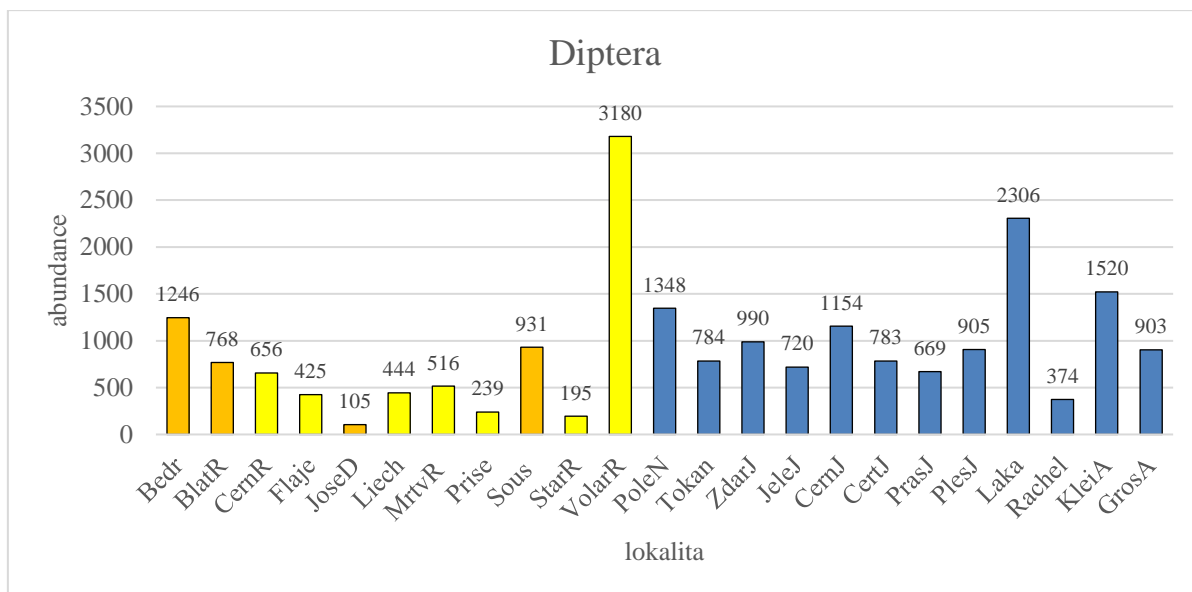
Obr. P-4: Abundance řádu Heteroptera (plošnice) všech (celkem 23) studovaných lokalit. Názvy lokalit na ose x uvedeny ve zkratce (celé názvy lokalit viz Tab. 1). Abundance na ose y jsou reálné hodnoty abundancí řádu Heteroptera pro každou z lokalit.



Obr. P-5: Abundance řádu Coleoptera (brouci) všech (celkem 23) studovaných lokalit. Názvy lokalit na ose x uvedeny ve zkratce (celé názvy lokalit viz Tab. 1). Abundance na ose y jsou reálné hodnoty abundancí řádu Coleoptera pro každou z lokalit.



Obr. P-6: Abundance řádu Trichoptera (chrostíci) všech (celkem 23) studovaných lokalit. Názvy lokalit na ose x uvedeny ve zkratce (celé názvy lokalit viz Tab. 1). Abundance na ose y jsou reálné hodnoty abundancí řádu Trichoptera pro každou z lokalit.



Obr. P-7: Abundance řádu Diptera (dvoukřídli) všech (celkem 23) studovaných lokalit. Názvy lokalit na ose x uvedeny ve zkratce (celé názvy lokalit viz Tab. 1). Abundance na ose y jsou reálné hodnoty abundancí řádu Diptera pro každou z lokalit.

	pH	vodiv- ost	O2	alka- lita	TP	NOs- N	DOC	Cl	SO4 ²⁻	F	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	T-Fe	TR-Al	L-Al	vg_ os+si	vg_ mech	vg_ ny+po	lit_ veg1	lit_ veg2	sub_ jmst	sub_ hrst	sub_ kam	sub_ org	sev/jih
pH		0,515	0,500	0,895	-0,012	0,127	-0,327	0,318	0,479	0,135	0,584	0,155	0,735	0,612	-0,120	-0,788	-0,751	0,143	-0,248	0,325	-0,045	-0,041	-0,140	0,170	0,136	0,064	0,236
vodiv	0,012		0,211	0,554	0,417	-0,023	0,014	0,862	0,944	0,727	0,899	0,562	0,896	0,927	0,352	-0,684	-0,632	0,047	-0,246	0,189	-0,279	-0,167	-0,041	0,299	0,013	-0,046	0,709
O2	0,015	0,333		0,306	-0,377	0,211	-0,546	-0,011	0,218	0,166	0,188	-0,041	0,284	0,169	-0,364	-0,255	-0,142	-0,385	-0,589	0,289	-0,313	-0,380	0,478	0,437	0,486	-0,527	-0,079
alkal	0,000	0,011	0,190		0,202	-0,045	-0,218	0,484	0,499	0,251	0,678	0,271	0,770	0,644	0,173	-0,839	-0,878	0,118	-0,223	0,491	-0,216	0,000	-0,108	0,246	0,044	0,028	0,584
TP	0,959	0,067	0,102	0,392		-0,542	0,730	0,602	0,413	0,581	0,533	0,457	0,505	0,451	0,821	-0,218	-0,412	0,579	0,503	0,031	0,409	0,515	-0,543	-0,255	-0,461	0,555	0,575
NO3-N	0,593	0,922	0,372	0,850	0,014		-0,435	-0,215	-0,117	-0,272	-0,099	0,191	-0,168	-0,096	-0,591	0,024	0,194	-0,235	-0,583	-0,223	-0,197	-0,453	0,231	0,002	0,502	-0,361	-0,462
DOC	0,160	0,952	0,021	0,356	0,000	0,056		0,295	0,000	0,394	0,089	0,350	0,086	0,044	0,586	0,189	-0,027	0,643	0,692	-0,348	0,560	0,578	-0,671	-0,403	-0,272	0,586	0,200
Cl-	0,172	0,000	0,962	0,031	0,005	0,363	0,207		0,812	0,823	0,829	0,626	0,798	0,884	0,636	-0,623	-0,699	0,258	-0,116	0,068	-0,195	-0,037	-0,212	0,234	0,013	0,078	0,863
SO4 ²⁻	0,032	0,000	0,355	0,025	0,070	0,622	1,000	0,000		0,683	0,877	0,528	0,836	0,854	0,326	-0,660	-0,584	-0,048	-0,255	0,201	-0,289	-0,117	0,114	0,342	-0,080	-0,096	0,688
F-	0,571	0,000	0,483	0,286	0,007	0,246	0,086	0,000	0,001		0,698	0,577	0,677	0,674	0,552	-0,355	-0,420	0,056	-0,128	0,094	-0,148	0,036	-0,068	0,226	0,113	-0,058	0,688
Na+	0,007	0,000	0,428	0,001	0,015	0,677	0,710	0,000	0,000	0,001		0,608	0,947	0,898	0,477	-0,809	-0,749	0,134	-0,119	0,281	-0,168	-0,002	-0,087	0,186	-0,043	0,052	0,741
K+	0,514	0,010	0,865	0,248	0,043	0,420	0,130	0,003	0,017	0,008	0,004		0,517	0,496	0,286	-0,316	-0,336	0,266	-0,051	0,017	0,088	0,107	-0,067	0,140	0,118	-0,144	0,340
Ca ²⁺	0,000	0,000	0,225	0,000	0,023	0,478	0,719	0,000	0,000	0,001	0,000	0,020		0,914	0,402	-0,820	-0,833	0,189	-0,124	0,295	-0,169	0,014	-0,188	0,198	0,022	0,106	0,758
Mg ²⁺	0,004	0,000	0,475	0,002	0,046	0,686	0,855	0,000	0,000	0,001	0,000	0,026	0,000		0,463	-0,818	-0,769	0,121	-0,232	0,269	-0,283	-0,182	-0,180	0,214	0,062	0,079	0,741
T-Fe	0,613	0,128	0,115	0,466	0,000	0,006	0,007	0,003	0,160	0,012	0,034	0,222	0,079	0,040		-0,331	-0,372	0,420	0,419	0,203	0,123	0,283	-0,444	-0,085	-0,407	0,393	0,584
TR-Al	0,000	0,001	0,277	0,000	0,356	0,920	0,424	0,003	0,002	0,125	0,000	0,175	0,000	0,000	0,154		0,852	-0,046	0,258	-0,464	0,333	0,164	0,059	-0,280	-0,040	0,000	-0,566
L-Al	0,000	0,003	0,549	0,000	0,071	0,412	0,910	0,001	0,007	0,065	0,000	0,147	0,000	0,000	0,107	0,000		-0,326	0,102	-0,224	0,147	-0,081	0,262	-0,177	-0,002	-0,218	-0,776
vg_os+si	0,514	0,832	0,069	0,620	0,008	0,319	0,002	0,272	0,842	0,815	0,573	0,256	0,424	0,611	0,065	0,847	0,161		0,533	-0,439	0,680	0,663	-0,782	-0,460	-0,311	0,555	0,178
vg_mech	0,255	0,257	0,003	0,345	0,024	0,007	0,001	0,625	0,278	0,591	0,616	0,831	0,603	0,325	0,066	0,272	0,669	0,009		-0,200	0,576	0,722	-0,480	-0,457	-0,519	0,623	-0,053
vg_ny+po	0,130	0,388	0,181	0,028	0,895	0,346	0,132	0,777	0,396	0,692	0,231	0,944	0,207	0,252	0,390	0,039	0,343	0,036	0,359		-0,372	-0,269	0,311	0,326	-0,100	-0,339	0,146
lit_veg1	0,839	0,198	0,146	0,360	0,073	0,405	0,010	0,410	0,217	0,534	0,480	0,711	0,476	0,226	0,607	0,152	0,536	0,000	0,004	0,081		0,723	-0,562	-0,537	-0,334	0,610	-0,298
lit_veg2	0,853	0,448	0,073	1,000	0,020	0,045	0,008	0,876	0,624	0,881	0,992	0,654	0,952	0,442	0,226	0,489	0,734	0,001	0,000	0,215	0,000		-0,436	-0,377	-0,580	0,606	-0,013
sub_jmst	0,525	0,853	0,021	0,651	0,013	0,326	0,001	0,370	0,632	0,776	0,716	0,778	0,428	0,448	0,050	0,804	0,265	0,000	0,021	0,149	0,005	0,038		0,630	0,199	-0,847	-0,135
sub_hrst	0,439	0,166	0,037	0,296	0,278	0,992	0,078	0,320	0,140	0,339	0,432	0,555	0,402	0,366	0,720	0,233	0,457	0,027	0,028	0,129	0,008	0,077	0,001		0,197	-0,798	0,270
sub_kam	0,535	0,951	0,019	0,853	0,041	0,024	0,246	0,958	0,737	0,634	0,858	0,620	0,926	0,796	0,075	0,868	0,993	0,149	0,011	0,651	0,119	0,004	0,363	0,367		-0,484	-0,096
sub_org	0,770	0,833	0,010	0,907	0,011	0,118	0,007	0,744	0,687	0,807	0,827	0,543	0,657	0,742	0,086	1,000	0,357	0,011	0,001	0,114	0,002	0,002	0,000	0,000	0,019		0,073
sev_jih	0,278	0,000	0,721	0,007	0,008	0,040	0,397	0,000	0,001	0,001	0,000	0,143	0,000	0,000	0,007	0,009	0,000	0,415	0,810	0,507	0,168	0,952	0,538	0,213	0,662	0,742	

Obr. P-8: Tabulka korelací (neparametrické Spearmanovy) environmentálních proměnných. Hodnoty korelačního koeficientu nad diagonálou. Signifikance korelací pod diagonálou. Korelace jsou signifikantní (červeně) při $p < 0,01$. Proměnné použité pro analýzy jsou vyznačeny žlutě.

Tab. P-1: Seznam druhů nalezených na studovaných lokalitách. Názvy lokalit zkratkou, celé názvy lokalit viz Tab. 1 (kapitola 3). Druhy řazeny abecedně v rámci řádu. Přítomnost druhu na lokalitě značena symbolem „+“.

Druh / lokalita	Bedr	BlatR	CernR	Flaje	JoseD	Liech	MrtvR	Prise	Sous	StarR	VolarR	PoleN	Tokan	ZdarJ	JeJeJ	CernJ	CertJ	PrasJ	PlesJ	Laka	Rachel	KleiA	GrosA
Ephemeroptera																							
<i>Ameletus inopinatus</i> (Eaton, 1887)									+							+							+
<i>Arthroplea congener</i> (Bengtsson, 1908)												+	+	+	+								
<i>Baetis vernus</i> (Curtis, 1834)		+																		+			
<i>Caenis horaria</i> (Linné, 1758)			+	+		+		+	+														
<i>Cloeon dipterum</i> (Linné, 1761)	+	+	+	+	+			+	+	+	+	+	+	+	+				+	+	+	+	+
<i>Leptophlebia marginata</i> (Linné, 1767)																				+			
<i>Leptophlebia vespertina</i> (Linné, 1758)						+								+	+	+	+	+	+		+	+	+
<i>Siphonurus lacustris</i> (Eaton, 1870)	+	+		+	+				+			+	+	+	+					+			
Plecoptera																							
<i>Amphinemura sulcicollis</i> (Stephens, 1836)		+																					
<i>Leuctra digitata</i> (Kempny, 1899)		+		+																			
<i>Leuctra inermis</i> Gr. (Kempny, 1899)															+					+			
<i>Leuctra nigra</i> (Olivier, 1811)		+														+		+					
<i>Leuctra pseudocingulata</i> (Mendl, 1968)																+							
<i>Nemoura avicularis</i> (Morton, 1894)																+							
<i>Nemoura cinerea</i> (Retzius, 1783)		+													+	+	+	+	+	+	+	+	
<i>Nemurella pictetii</i> (Klapálek, 1900)															+	+		+	+	+	+		
<i>Protonemura auberti</i> (Illies, 1954)																+							
Odonata																							
<i>Aeshna cyanea</i> (Müller, 1764)		+				+	+						+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Aeshna juncea</i> (Linné, 1758)	+		+			+	+			+	+	+	+	+					+	+	+	+	+
<i>Coenagrion hastulatum</i> (Charpentier, 1825)			+			+	+			+	+	+	+		+				+	+	+	+	+

Druh / lokalita	Bedr	BlatR	CernR	Flaje	JoseD	Liech	MrtvR	Prise	Sous	StarR	VolarR	PoleN	Tokan	ZdarJ	JeJ	CernJ	CertJ	PrasJ	PlesJ	Laka	Rachel	KleiA	GrosA	
<i>Coenagrion puella</i> (Linné, 1758)												+	+		+					+			+	
<i>Cordulia aenea</i> (Linné, 1758)														+							+			+
<i>Enallagma cyathigerum</i> (Charpentier, 1840)	+		+	+	+			+	+	+	+		+		+							+		+
<i>Lestes sponsa</i> (Hansemann, 1823)				+					+		+	+	+	+								+		
<i>Lestes virens</i> (Charpentier, 1825)						+	+																	
<i>Leucorrhinia dubia</i> (Van der Linden, 1824)						+	+				+				+							+		+
<i>Libellula quadrimaculata</i> (Linné, 1758)	+		+				+		+		+	+						+	+			+		
<i>Pyrrhosoma nymphula</i> (Sulzer, 1776)			+			+	+		+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Somatochlora metallica</i> (Van der Linden, 1825)				+	+							+	+			+		+		+	+	+		
<i>Sympetrum danae</i> (Sulzer, 1776)	+			+					+		+												+	
Heteroptera																								
<i>Aquarius paludum</i> (Fabricius, 1794)	+		+			+																		
<i>Callicorixa praeusta</i> (Fieber, 1848)						+	+				+								+	+				
<i>Corixinae</i> gen. sp. juv.		+																						
<i>Cymatia bondsdorffii</i> (Sahlberg, 1819)						+	+			+											+	+		
<i>Gerris gibbifer</i> (Schummel, 1832)							+																	
<i>Gerris lacustris</i> (Linné, 1758)	+		+	+			+			+		+	+	+	+				+		+	+		
<i>Gerris odontogaster</i> (Zatterstedt, 1828)			+			+			+	+	+	+							+	+				
<i>Glaenocoris propinqua</i> (Fieber, 1860)																	+	+	+		+			
<i>Hebrus ruficeps</i> (Thomson, 1871)																							+	
<i>Hesperocorixa linnaei</i> (Fieber, 1848)							+				+													
<i>Hesperocorixa sahlbergi</i> (Fieber, 1848)											+		+	+				+		+				
<i>Hydrometra gracilentata</i> (Horváth, 1889)													+											
<i>Hydrometra stagnorum</i> (Linné, 1758)				+								+											+	
<i>Linnoporus rufoscutellatus</i> (Latreille, 1807)															+									
<i>Mesovelgia furcata</i> (Mulsant & Rey, 1852)				+					+					+						+				

Druh / lokalita	Bedr	BlatR	CernR	Flaje	JoseD	Liech	MrtvR	Prise	Sous	StarR	VolarR	PoleN	Tokan	ZdarJ	JeJe	CernJ	CertJ	PrasJ	PlesJ	Laka	Rachel	KleiA	GrosA
<i>Microvelia reticulata</i> (Burmeister, 1835)												+		+					+			+	
<i>Notonecta glauca</i> (Linné, 1758)	+		+			+	+	+	+	+	+		+	+	+			+	+	+	+		
<i>Notonecta lutea</i> (Müller, 1776)						+					+												
<i>Notonecta obliqua</i> (Thunberg, 1787)													+										
<i>Notonecta viridis</i> (Delcourt, 1909)							+						+										
<i>Plea minutissima</i> (Leach, 1817)																			+		+	+	+
<i>Sigara distincta</i> (Fieber, 1848)	+				+	+	+			+				+		+	+	+	+	+	+		
<i>Sigara falleni</i> (Fieber, 1848)					+		+		+												+		
<i>Sigara fossarum</i> (Leach, 1817)										+					+	+	+				+		
<i>Sigara lateralis</i> (Leach, 1817)							+												+	+	+		
<i>Sigara nigrolineata</i> (Fieber, 1848)															+	+	+		+				
<i>Sigara scotti</i> (Douglas & Scott, 1868)						+																	
<i>Sigara semistriata</i> (Fieber, 1848)						+	+				+							+		+	+	+	
<i>Sigara striata</i> (Linné, 1758)														+									
Coleoptera																							
<i>Acilius</i> sp.						+																	
<i>Agabus affinis</i> (Paykull, 1798)												+			+								
<i>Agabus bipustulatus</i> (Linné, 1767)																				+			
<i>Agabus congener</i> (Thunberg, 1794)												+											
<i>Agabus guttatus</i> (Paykull, 1798)		+																			+		
<i>Agabus sturmii</i> (Gyllenhal, 1808)						+	+				+		+	+	+			+	+	+	+		+
<i>Agabus unguicularis</i> (Thomson, 1867)												+											
<i>Anacaena lutescens</i> (Stephens, 1829)			+	+			+			+	+	+	+	+	+			+	+	+	+	+	+
<i>Coelostoma orbiculare</i> (Fabricius, 1775)														+	+					+			
<i>Crenitis punctatostrata</i> (Letzner, 1840)					+		+															+	
<i>Cyphon</i> sp.			+			+	+				+		+	+	+					+			

Druh / lokalita	Bedr	BlatR	CernR	Flaje	JoseD	Liech	MrtvR	Prise	Sous	StarR	VolarR	PoleN	Tokan	ZdarJ	JeJeJ	CernJ	CertJ	PrasJ	PlesJ	Laka	Rachel	KleiA	GrosA	
<i>Ilybius crassus</i> (Thomson, 1854)			+									+	+		+			+	+	+			+	
<i>Ilybius fenestratus</i> (Fabricius, 1781)							+				+				+									
<i>Ilybius fuliginosus</i> (Fabricius, 1792)			+																					
<i>Laccobius minutus</i> (Linnaeus, 1758)				+				+																
<i>Laccobius obscuratus</i> (Rottenberg, 1874)												+												
<i>Laccobius striatulus</i> (Fabricius, 1801)														+										
<i>Laccobius ytenensis</i> (Sharp, 1910)													+											
<i>Limnius perrisi</i> (Dufour, 1834)													+	+	+				+	+	+			
<i>Nebrioporus assimilis</i> (Paykull, 1798)																	+							
<i>Nebrioporus elegans</i> (Panzer, 1794)				+				+																
<i>Noterus clavicornis</i> (De Geer, 1774)																	+							
<i>Noterus crassicornis</i> (Müller, 1776)						+	+			+	+	+			+		+	+	+			+		
<i>Platambus maculatus</i> (Linnaeus, 1758)					+								+											
<i>Rhantus exsoletus</i> (Forster, 1771)	+			+		+	+	+	+	+	+	+		+							+			
<i>Stictotarsus duodecimpustulatus</i> (Fabricius, 1792)					+				+															
Trichoptera																								
<i>Agrypnia obsoleta</i> (Hagen, 1864)											+													
<i>Agrypnia varia</i> (Fabricius, 1793)					+	+			+	+		+				+		+	+	+	+	+	+	+
<i>Anabolia nervosa</i> (Curtis, 1834)			+		+							+												
<i>Athripsodes aterrimus</i> (Stephens, 1836)				+																				
<i>Beraea pullata</i> (Curtis, 1834)													+											
<i>Cyrnus flavidus</i> (McLachlan, 1864)	+		+						+	+						+			+			+	+	
<i>Cyrnus insolutus</i> (McLachlan, 1878)			+																					
<i>Halesus digitatus/tesselatus</i>													+											
<i>Halesus radiatus</i> (Curtis, 1834)													+											
<i>Holocentropus dubius</i> (Rambur, 1842)						+	+			+	+	+			+		+			+	+	+	+	

Druh / lokalita	Bedr	BlatR	CernR	Flaje	JoseD	Liech	MrtvR	Prise	Sous	StarR	VolarR	PoleN	Tokan	ZdarJ	JeJeJ	CernJ	CertJ	PrasJ	PlesJ	Laka	Rachel	KleiA	GrosA
<i>Chironomus acutiventris/obtusidens</i>														+									
<i>Chironomus cf. abberatus</i>																			+				
<i>Chironomus dorsalis</i> (Meigen, 1818)						+					+							+	+				
<i>Chironomus luridus</i> Gr.							+		+		+								+	+			+
<i>Chironomus sp. juv.</i>		+	+			+	+		+		+		+	+	+	+	+	+	+	+	+		+
<i>Krenopelopia sp.</i>														+									
<i>Larsia sp.</i>	+																						
<i>Limnophyes sp.</i>	+		+				+			+	+	+	+	+	+			+	+	+		+	
<i>Macropelopia sp.</i>		+				+							+			+	+			+			+
<i>Metriocnemus fuscipes</i> Gr.															+								
<i>Metriocnemus hygropetricu</i> Gr.		+	+		+					+					+								
<i>Micropsectra spp.</i>			+										+	+						+			
<i>Microtendipes pedellus</i> Gr.	+		+					+		+			+										
<i>Monopelopia tenuicalcar</i> (Kieffer, 1918)			+			+				+				+	+	+			+		+		+
<i>Nanocladius cf. Balticus</i>									+														
<i>Nanocladius cf. Bicolor</i>			+																				
<i>Natarsia sp.</i>		+		+			+			+	+		+	+	+			+	+	+	+	+	+
<i>Neozavrelia sp.</i>	+																						
<i>Pagastiella orophila</i>									+									+			+		
<i>Paracladopelma sp.</i>	+		+		+																		
<i>Parachironomus varus</i> (Goetghebuer, 1921)			+								+	+	+	+	+								
<i>Parakiefferiella sp.</i>								+											+		+		
<i>Paratanyarsus sp.</i>		+	+	+	+						+		+	+	+					+			
<i>Paratendipes nudisquama</i> (Edwards, 1929)			+																				
<i>Phaenopsectra sp.</i>	+	+				+	+									+	+	+	+		+	+	+
<i>Polypedilum pedestre</i> (Meigen, 1830)			+		+					+		+	+	+		+	+						+

