

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

Katedra ekologie



Pošvatky pramenišť' oblasti Lužického zlomu

Diplomová práce

Autor práce: Bc. Kateřina Bubeníčková

Vedoucí práce: Mgr. Michal Bílý, Ph.D.

Praha, 2018

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Kateřina Bubeníčková

Aplikovaná ekologie

Název práce

Pošvatky pramenišť oblasti Lužického zlomu

Název anglicky

Sonflies of springs in Lausitz break area

Cíle práce

Provést průzkum výskytu makrozoobentosu se zaměřením na larvy pošvatek (Plecoptera) ve 40 pramenných vývěrech v oblasti Lužických hor a Ještědského masivu. Zanalyzovat kvantitu pošvatek, jejich procentuální zastoupení mezi ostatním makrozoobentosem a taxonomické složení jejich společenstev v jednotlivých prameništích. Vyhodnotit výskyt pošvatek v závislosti na dostupných datech o parametech prostředí jednotlivých pramenných vývěřů.

Metodika

- provedení celkem 4 terénních odběrů na každém z 14 přidělených pramenných vývěřů v letech 2016 a 2017.
- rozsortování takto získaných vzorků makrozoobentosu
- determinace larev pošvatek ve vzorcích
- determinace larev pošvatek ve vzorcích z dalších 26 pramenných vývěřů odebraných spolupracovníky
- přehledné zpracování výskytu pošvatek ve 40 pramenných vývěrech.
- základní vyhodnocení výskytu pošvatek na podkladu dostupných dat o daných pramenech

Doporučený rozsah práce

50 stran

Klíčová slova

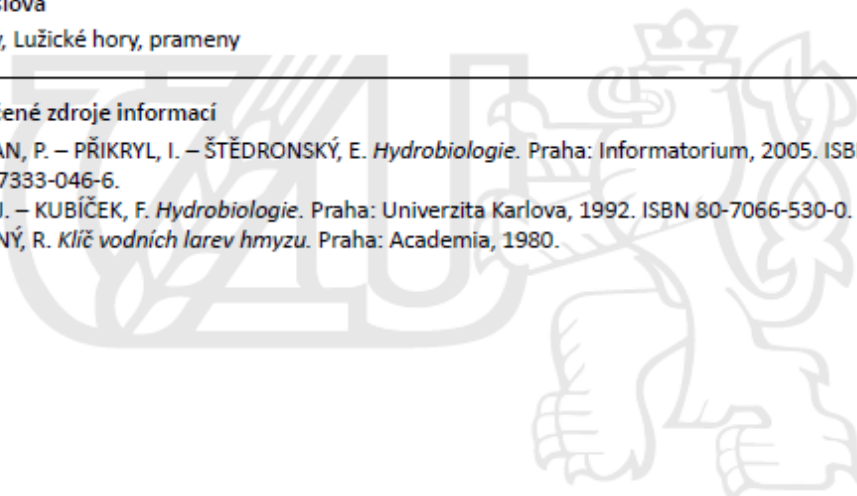
pošvatky, Lužické hory, prameny

Doporučené zdroje informací

HARTMAN, P. – PŘIKRYL, I. – ŠTĚDRONSKÝ, E. *Hydrobiologie*. Praha: Informatorium, 2005. ISBN 80-7333-046-6.

LELLÁK, J. – KUBÍČEK, F. *Hydrobiologie*. Praha: Univerzita Karlova, 1992. ISBN 80-7066-530-0.

ROZKOŠNÝ, R. *Klíč vodních larev hmyzu*. Praha: Academia, 1980.



Předběžný termín obhajoby

2017/18 LS – FŽP

Vedoucí práce

Mgr. Michal Bílý, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra ekologie

Konzultant

Mgr. Jindřiška Bojková, Ph.D.

Elektronicky schváleno dne 6. 3. 2018

doc. Ing. Jiří Vojar, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 6. 3. 2018

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 16. 04. 2018



PROJECT FRAMEWORK



Prameny spojují
krajiny a státy
Springs connect

This Diploma Thesis was developed within the cooperation project *Prameny spojují krajiny a státy - environmentální vzdělávání a kooperace v regionu Liberec- Zittau*, (Springs connect countries and states - environmental education and cooperation in the region Liberec-Zittau), which was financed by the European Regional Development Fund, # 100249739, 2016 – 2019.



European Union
European Regional
Development Fund



Ahoj sousede. Hallo Nachbar.
Interreg V A / 2014 – 2020

The general source of information about the water springs characteristics belongs to the project database, developed by multidisciplinary team from three universities, with the participation of the author.

- Technical University of Liberec
- Czech University of Life Sciences Prague
- Technical University of Dresden

About the Project

The main objective of the project is to establish a co-operative network of academic and non-academic institutions operating directly (located in the territory) or indirectly (activities carried out with an impact on the territory) in the Liberec-Zittau border area. Its purpose is to joint environmental education, transfer of know-how, mobility of students and experts in the fields of geography, hydrology and ecology of springs in the field of this location and their economic use. The network will build the foundation for an accredited double-degree education program.



TECHNICAL
UNIVERSITY
OF LIBEREC
www.tul.cz



ČESKÁ
ZEMĚDĚLSKÁ
UNIVERZITA V PRAZE



TECHNISCHE
UNIVERSITÄT
DRESDEN

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci na téma „Pošvatky pramenišť v oblasti Lužického zlomu“ vypracovala samostatně pod vedení Mgr. Michala Bílého, Ph. D., a že jsem uvedla všechny literární prameny, ze kterých jsem čerpala.

V Praze, dne 12. 4. 2018

.....

Poděkování

Touto cestou děkuji vedoucímu své diplomové práce Mgr. Michalu Bílému, Ph. D. za odborné vedení, ochotu, trpělivost a čas, který mi věnoval. Dále Mgr. Jindřišce Bojkové, Ph. D., za odborné konzultace k determinaci pošvatek (*Plecoptera*). Za poskytnutí průběžných dat o chemismu pramenů: prof. RNDr. Daně Komínkové, Ph.D., Ing. Lucii Součkové (zároveň i za spolupráci při odběru vzorků) a Mgr. Jiřímu Šmídovi, Ph.D. Doc. Ing. Kateřině Berchové, Ph.D. a Ing. Petru Chajmovi za odborné konzultace pro vypracování statistických analýz. Za spolupráci při odběru, přebírání a determinaci vzorků a poskytnutí materiálu z části pramenů: Diegu San-Sebastianovi a Karlu Koudelovi a všem členům výzkumného týmu, podílejících se na výzkumu *Prameny spojují krajiny a státy*, bez jejichž práce a pomoci v terénu a laboratořích by tato diplomová práce nemohla být realizována.

V Praze, dne 18. 4. 2018

.....

Abstrakt

Práce byla vytvořena ve spolupráci s projektem *Prameny spojují krajiny a státy*, který je zaměřen na environmentální vzdělávání a kooperaci v příhraniční oblasti Liberec – Zittau, kde hlavním cílem projektu je vytvoření kooperační sítě akademických a mimoakademických institucí, v letech 2016 – 2019. Mimo jiné by výstupy projektu měly informovat veřejnost o kvalitě pramenů, kategorizaci pramenů a neznámých folklórních a kulturních zajímavostech. O kvalitě vod a pramenišť vypovídá mimo jiné i biota. Biota v pramenech a jejich okolí byla studována s cílem popsat vztahy mezi vodou a živými organismy v dané pramenné oblasti a vyhodnotit antropologický vliv člověka na místní prameny. Z konečných výsledků projektu bude možné vyvodit antropologický vliv člověka na prameny a z dalších dat (geografie aj.) budou popsány kulturní aspekty spojené s významem vody. Cílem této práce bylo provést průzkum výskytu makrozoobentosu se zaměřením na larvy pošvatek (*Plecoptera*) a dodatečně i na ploštěnky (*Tricladida*) ve 43 pramenných vývěrech v letech 2016 a 2017 v oblasti Lužických hor a Ještědského masivu. Makrozoobentos byl odebírán 2x ročně, vždy v letním a podzimním aspektu v letech 2016 a 2017. Dále pak na zanalyzování makrozoobentosu, konkrétně pak kvantitu pošvatek (*Plecoptera*) a ploštěnek (*Tricladida*). Nalezení jedinci byli určeni do druhu, popř. do nejnižšího možné taxonomické úrovně. Zanalyzována byla abundance obou skupin, jejich procentuální zastoupení mezi ostatním makrozoobentosem a souvislost jejich výskytu a abiotických podmínek a koncentrací vybraných kovů v prostředí jednotlivých pramenných vývěrů. Fyzikálně-chemické parametry vody byly stanoveny v terénu pomocí speciálních měřičů a koncentrace kovů ve vodě stanoveny pomocí spektrometrie v laboratořích členy týmu ČZU a TUD. *Plecoptera* se ve studované oblasti vyskytovaly v mírně kyselých, studenějších a čistších vodách. Abundance *Plecoptera* se ve studované oblasti snižovala s rostoucí koncentrací mědi a arsenu ve vodě, naopak tomu bylo u sodíku. *Tricladida* se ve studované oblasti vyskytovaly v prameništích, ve kterých byla dostatečná trofická úživnost, a převažovaly oxidační procesy, které mohou mít za následek čistější vody. Abundance *Tricladida* se ve studovaných pramenech snižovala v závislosti na vyšší koncentraci olova, niklu a rubidia ve vodě.

Klíčová slova: *Plecoptera*, *Tricladida*, bioindikace, těžké kovy, prameny

Abstract

This thesis has been developed in cooperation within the project Springs Connect People and Landscapes, which is focused on environmental education and cooperation in Liberec-Zittau region. The main aim of the project is to establish cooperation among academical and non-academical institutions between 2016 and 2019. Among other things, the outputs of the project should inform the public about the quality of the springs, their categorization and unknown folklore and cultural interests. The quality of the water and the springs is also evidenced by the biota. The biota in the springs and their surroundings has been studied to describe the relationships between water and living organisms in a given springs, and to evaluate the anthropological influence of humans on local springs. The aim of this thesis was to investigate the occurrence of macrozoobenthos with the focus on larvae of stoneflies (*Plecoptera*) and flatworms (*Tricladida*) in 43 springs in 2016 and 2017 in the area of Lusatian Mountains and Ještěd Massif. macrozoobenthos were sampling twice a year, always in summer and autumn aspects, in 2016 – 2017. Furthermore, the analysis of macrozoobenthos was focused on quantity of stoneflies (*Plecoptera*) and flatworms (*Tricladida*) and their determination into the species or the lowest possible taxa. The abundance of the two groups was analyzed, their percentage among the other macrozoobenthos and the relation of their occurrence and the abiotic conditions and the concentration of selected metals in the environment of the individual springs. The physico-chemical parameters of the water were determined in the field, using special meters and the concentration of metals in water were determined by spektrometry in the laboratories of the team members from CULS and TUD. The results demonstrated that *Plecoptera* appeared in slightly acidic, cooler and cleaner waters in the studied areas. Abundance of *Plecoptera* had decreased in the studied areas with the increasing concentration of copper and arsenic in water, on the contrary, sodium. *Tricladida* occurred in the studied areas in springs with sufficient trophic load and oxidation processes that could lead to cleaner water. The amount of *Tricladida* decreased in the studied springs depending in the higher concentration of lead, nickel and rubidium in water.

Key words: *Plecoptera*, *Tricladida*, bioindication, heavy elements, springs

Obsah

1. Úvod.....	1
2. Cíle práce	4
3. Literární rešerše	5
3.1. Biomonitoring a bioindikace vodního prostředí.....	5
3.2. Saprobita	6
3.3. Toxicita	8
3.4. Rizikové prvky	9
3.5. Radioaktivita.....	14
3.6. Eutrofizace	15
3.7. Salinita	16
3.8. pH.....	16
3.9. Pošvatky (<i>Plecoptera</i>).....	17
3.9.1. Ekologie	17
3.9.2. Výskyt.....	18
3.9.3. Bioindikační schopnost pošvatek.....	20
3.9.4. Ekologické charakteristiky vybraných prameništých druhů pošvatek	21
3.10. Ploštěnky (<i>Tricladida</i>).....	23
3.10.1. Výskyt	23
3.10.2. Ekologie	23
3.10.3. Ekologické charakteristiky vybraných prameništých druhů ploštěnek	24
3.11. Prameny	25
3.11.1. Kategorizace a druhy pramenů.....	25
3.11.2. Fyzikálně-chemické vlastnosti pramenů	25
3.11.3. Geologie	26
3.11.4. Popis společenstva makrozoobentosu prameništ' a její ovlivnění.....	28
4. Metodika.....	30
4.1. Studovaná oblast.....	30

4.2.	Studované druhy	31
4.3.	Popis celkového schématu odběrů	31
4.4.	Sběr bentických vzorků.....	31
4.5.	Zpracování vzorků	33
4.6.	Stanovení kovů a fyzikálně-chemických parametrů vody	33
4.7.	Přehled přijatých a použitých dat	34
4.8.	Statistické analýzy	34
5.	Výsledky	37
5.1.	Společenstvo pošvatek (<i>Plecoptera</i>).....	37
5.2.	Závislost taxonu pošvatek (<i>Plecoptera</i>) a abiotických faktorů	40
5.3.	Pošvatky (<i>Plecoptera</i>) a společenstvo	41
5.4.	Společenstvo ploštěnek (<i>Tricladida</i>)	48
6.	Diskuze.....	51
6.1.	Společenstvo pošvatek (<i>Plecoptera</i>).....	51
6.2.	Závislost taxonu pošvatek (<i>Plecoptera</i>) a abiotických faktorů	52
6.3.	Pošvatky (<i>Plecoptera</i>) a společenstvo	54
6.4.	Ploštěnky (<i>Tricladida</i>)	55
7.	Závěr	58
8.	Literatura	61
9.	Přílohy	I

1. Úvod

Znečištění povrchových i podzemních vod patří k nejvýznamnějším globálním problémům dnešní doby. Ke sledování a zjišťování změn znečištění slouží (nejen) biomonitoring. Pomocí bioindikačních organismů, které mají výpovědní vlastnost o stavu biotopů, můžeme usoudit, v jakém stavu se biotopy nacházejí, zda a jakou mírou jsou zatíženy toxickými látkami.

Na problematice biomonitoringu a environmentálního zatížení toxickými látkami je postavená hlavní myšlenka této diplomové práce, jejímž cílem je popsat výskyt larev pošvatek (*Plecoptera*) a doplňkově ploštěnek (*Tricladida*) ve společenstvech makrozoobentosu ve vybrané sérii pramenných vývěrů v oblasti Lužických hor a Ještědského masivu, zanalyzování vztahu jejich výskytu k biotickým a abiotickým faktorům v pramenech, zejména zátěží některými polutanty, a nalézt vztahy mezi xenobiotikami a organismy, obývající dané biotopy. Oproti původnímu plánu, kde hlavním taxonem této diplomové práce měly být pošvatky (*Plecoptera*), byly do studie zahrnuty i ploštěnky (*Tricladida*), protože se jejich dominantní výskyt ukázal až během zpracování dat. Ploštěnky (*Tricladida*), resp. *Crenobia alpina* se vyskytovala jako dominantní druh a současně se jedná o významný bioindikační druh napříč lokalitami a ukázalo se jako vhodné data o ploštěnkách (*Tricladida*) vyhodnotit a porovnat s daty pošvatek (*Plecoptera*) a zbylými makrozoobentickými skupinami.

Tato diplomová práce byla zpracována ve spolupráci s projektem *Prameny spojují krajiny a státy*. Projekt *Prameny spojují krajiny a státy* je zaměřen na environmentální vzdělávání a kooperaci v příhraniční oblasti Liberec – Zittau (dále jen POLZ), kde hlavním cílem projektu je vytvoření kooperační sítě akademických a mimoakademických institucí v letech 2016 - 2019. Účelem projektu je environmentální vzdělávání, předávání know-how, mobilita studentů a odborníků v oblastech geografie, hydrologie a ekologie pramenných oblastí v POLZ. Do projektu byly zapojeny tři univerzity: Technická univerzita v Liberci, Česká zemědělská univerzita v Praze a Technische Universität Dresden. Každá z univerzit má několik týmů, zabývajících se konkrétní problematikou. Tato diplomová práce byla vypracována pod vedením Mgr. Michala Bílého, Ph.D., který vedl hydrobiologický tým, jehož součástí byl i Karel Koudela a Diego San-Sebastian. Hydrobiologický tým měl za úkol vytvářet hydrobiologický screening, který byl jednou z částí celého projektu *Prameny spojují krajiny a státy*. Výsledky této práce jsou průběžné a shrnují poznatky za dva

roky a tato práce využívá množství dat získaných členy týmu, stejně tak jako data vytvořená mnou a ostatními členy hydrobiologického týmu, jsou dále použita v jiných dílčích studiích tohoto projektu.

V první části této práce, literární rešerši, je shrnuta problematika bioindikace a biomonitoringu rizikových prvků a abiotických podmínek ve vodách a vodních ekosystémech, především pak ve vodních tocích a prameništích z dostupných literárních zdrojů. V této části je popsána bioindikace a biomonitoring vodních toků, bioindikační systémy, které se celosvětově využívají k hodnocení kvality vod, toxicita vodních ekosystémů. Dále pak vybrané jednotlivé rizikové prvky jejich vlastnosti, ekotoxicita, problematika biodostupnosti a jejich účinky na organismy. Následně jsou zde popsány i jiné abiotické typy znečištění vodních toků a jejich možná bioindikace organismy jako je např. salinita, pH, saprobita aj.

Navazuje popis jednotlivých taxonů, na kterých byl výzkum aplikován. Jedná se o larvy pošvatek (*Plecoptera*) a ploštěnky (*Tricladida*), které jsou organismy se silnou výpovědní hodnotou o biotopech. Některé druhy se právě vyskytují v pramenech, kde byl tento výzkum prováděn. V práci je popsán jejich výskyt, ekologie řádů i ekologie jednotlivých vybraných druhů a jejich bioindikační schopnosti, vedoucí k pochopení výběru studovaných druhů v závislosti na biomonitoringu rizikových prvků a abiotických podmínek prostředí. Poslední kapitola literární rešerše je věnována pramenům, čili biotopům, ve kterých probíhal výzkum a na kterém je tato práce založena. Podává náhled na vztah bioindikace rizikových prvků, jejich možný výskyt a biodostupnost i z hlediska, jak může abiotické prostředí ovlivnit biodostupnost a následnou toxicitu prvků u organismů. Literární rešerše zde slouží jako komplexní úvod do problematiky biomonitoringu, bioindikace a ekotoxikologie, aby sloužila jako opěrný bod pro výzkumnou část této diplomové práce.

Cílem praktické části bylo provést průzkum výskytu makrozoobentosu se zaměřením na pošvatky (*Plecoptera*) a ploštěnky (*Tricladida*) ve 43 pramenných vývěrech, prováděných v letech 2016 a 2017 v oblasti Lužických hor a Ještědského masivu. jedná se o vzorkování jednotlivých pramenů, uložení a separaci vzorkovaného materiálu, dále zanalyzování makrozoobentosu konkrétně kvantitu pošvatek (*Plecoptera*) a ploštěnek (*Tricladida*) a jejich určení do druhu nebo do nejnižšího možného taxonu. Dále tato data byla použita pro vyhodnocení složení společenstev pošvatek (*Plecoptera*) a ploštěnek (*Tricladida*). Určuje jednotlivé taxony, které se v pramenných vývěrech nacházejí a zda spolu některé druhy korespondují. Dále pak data slouží k vyhodnocení vztahu taxonů pošvatek (*Plecoptera*) a ploštěnek (*Tricladida*) a jejich procentuálního zastoupení mezi ostatním makrozoobentosem.

Následně je provedena analýza vzájemné korespondence těchto taxonů a sledována souvislost výskytu těchto taxonů a abiotických (chemických) podmínek prostředí jednotlivých pramenných vývěrů a popsáno, zda jsou tyto vztahy prokazatelné.

2. Cíle práce

V teoretické části práce je cílem popsat problematiku biomonitoringu a bioindikace ve vodním prostředí a s tím související jednotlivé kategorie znečištění či zatížení vodních ekosystémů jako např. saprobity, toxicita, rizikové prvky aj. V literární části práce je cílem popsat ekologii, výskyt, bioindikační schopnosti a ekologické charakteristiky vybraných taxonů pošvatek (*Plecoptera*) a ploštěnek (*Tricladida*) a následně popis ekologických charakteristik vybraných typických prameništích druhů. V poslední části literární rešerše je cílem zaměřit se na prameny a to popsání jejich kategorizace, fyzikálně chemické parametry, geologii a popis společenstev, které typicky prameny obývají.

V praktické části diplomové práce je cílem provést průzkum výskytu makrozoobentosu se zaměřením na larvy pošvatek (*Plecoptera*) a doplňkově i ploštěnky (*Tricladida*) ve 40 pramenných vývěrech v letech 2016 a 2017 v oblasti Lužických hor a Ještědského masivu. Dále pak zanalyzování makrozoobentosu a konkrétně pak kvantitu pošvatek (*Plecoptera*) a ploštěnek (*Tricladida*) a jejich určení do druhu nebo do nejnižšího možného taxonu, jejich procentuální zastoupení mezi ostatním makrozoobentosem a souvislost výskytu těchto taxonů a abiotických (chemických) podmínek prostředí jednotlivých pramenných vývěřů.

3. Literární rešerše

3.1. Biomonitoring a bioindikace vodního prostředí

Bioindikace je sledování specifických ukazatelů podmínek kvality prostředí na základě druhového složení společenstva. Bioindikace je prováděna prostřednictvím monitoringu bioindikátorů, což jsou organismy, které se dají využít jako nástroj k sledování čistoty životního prostředí (Sheehan et al., 1984). Všechny organismy mají svou ekologickou valenci a vyskytují se a rozmnožují se právě tam, kde mají vhodné podmínky (Eijsackers et al., 1993). Bioindikátoři mají citlivější rozhraní. Na základě znalostí jejich podmínek vhodných k rozmnožování a přežití můžeme usuzovat vlastnosti prostředí. Indikace pomocí bioindikátorů může být negativní, to znamená, že se citlivé druhy na lokalitě nevyskytují, ačkoliv by byly očekávány, nebo pozitivní, kdy organismy indikují určité specifické vlastnosti prostředí. Bioindikací se dá určit kvalita (jakost) vody a to z biologického hlediska anebo z hlediska využitelnosti vod člověkem (pitná voda, voda k rekreaci apod.). Hlavními faktory ovlivňující kvalitu vody jsou saprobita, toxicita, radioaktivita, kryptosaprobita, eutrofizace, salinita a pH (Schleiter et al., 1999).

Podle metodik systémů Biological Monitoring Working Party System (BMWP) a Belgian Biotic Index (BBI) se dnes na základě složení bioty a trofických úrovní organismů (biomonitoring) ve vodních tocích hodnotí kvalita samotného vodního toku a jeho okolí, hodnocení účinnosti opatření na kontrolu znečištění. Dále jsou tyto metodiky plánovacím nástrojem zemí Evropy pro řízení využívání vod (Metcalf, 1989). BMWP je proces pro měření kvality vody, založený na senzitivitě/toleranci organismů k organickému zatížení. Jednotlivé rodiny mají přiřazené hodnoty 1-10 podle své tolerance. Tento index je sumou hodnot všech rodin nalezených ve vzorku. Hodnoty vyšší než 100 indikují čisté toky, zatímco velmi znečištěné biotopy mohou mít hodnoty nižší než 10 (Mason, 2002). Na tento princip navazuje i další systém hodnocení kvality vody Average Score Per Taxon (ASPT). Tento index je výsledkem podílu hodnoty BMPW a počtem přítomných taxonů ve vzorku (Armitage et al., 1983). V České republice se používá relativně nový nástroj pro hodnocení ekologického stavu toků zvaný Predikční systém PERLA. Systém je založen na analýze makrozoobentosu (vodní bezobratlí poutaní svým výskytem na dna toků, kde velikost těla je větší než 0,5 mm) a je analogický britskému systému RIVPAC (River Invertebrate Prediction and Classification System). Klasifikace toku

je pak výsledkem seznamu taxonu makrozoobentosu v hodnocené lokalitě a vydělen biotickým index (např. saprobním indexem). Porovnává se potom referenční lokalita a sledovaná lokalita a na základě tohoto výsledku je možné determinovat míru znečištění vodního toku (Zahrádková et al., 2000).

Adaptace druhů na podmínky prostředí indikuje funkčnost ekosystému (Townsend et Hildrew, 1994), kde potravní strategie v tomto procesu hraje velkou roli (Ab Hamid et Md Rawi, 2014). Trofické úrovně upřednostňují přístup hodnocení lotického ekosystému na základě morfobehaviorálního mechanismu získávání potravy organismů než na taxonomii (Merritt et al., 2008). Tento přístup potvrdil úspěch jako nástroj pro posuzování prostorových změn v tekoucích ekosystémech na základě environmentálních podmínek (Blasius et Merritt, 2002). V horních částech vodního toku se velké míře vyskytují larvy vodních druhů jepic (*Ephemeroptera*), pošvatek (*Plecoptera*) a chrostíků (*Trichoptera*), dále jen EPT. K monitoringu kvality vodního ekosystému je vhodné využít trofických úrovní EPT, u těchto druhů je předpokládána větší sensitivita k odchyškám (Al-Shami et al., 2013a; Che Salmah et al., 2013a; Blasius et Merritt, 2002). Na základě trofických úrovní EPT je možné nepřímo hodnotit variabilitu prostředí, vztaženou hlavně k různorodým formám disturbancí (znečištění), (Salmah et al., 2013b). Ab Hamid a Md Rawi (2014) potvrdili, že nižší počet trofických úrovní EPT nepřímo indikoval míru znečištění v části toku, kde bylo území zatíženo turismem.

3.2. Saprobita

Saprobita vody je charakteristický stav akvatického prostředí, který určuje výskyt saprobiontů (organické látky, schopné biochemického rozkladu). Základem stanovení stupně znečištění vod je biologický rozbor. Saprobita je vlastnost vodního biotopu, která řídí složení a vývoj saprobních biocenóz. V reakci (nejen) na saprobitu se organismy stěhují v rámci vodního toku podle stavu znečištění vod a svých nároků na životní podmínky prostředí. Tato reakce organismů na saprobní znečištění byla definována termínem saprobie. Organismy, které saprobii indikují, se nazývají saprobionté nebo saprobní-bioindikátoři (Hartman et al., 2005).

Vliv saprobity na faunu v biotopu je otázkou rovnováhy mezi nepříznivými podmínkami (anoxie, chemické látky, pH, aj.) a výhodami zvýšeného přísunu potravní nabídky i redukce kompetice a predace. Obecně se saprobita projevuje zvýšeným počtem organismů a poklesem biodiverzity a počtem trofických úrovní na stanovišti. Hlavními bioindikátory saprobity v tekoucích vodách jsou makrozoobentické druhy

(Lellák et Kubíček, 1992).

Nejznámějším a nejvyužívanějším kategorizačním saprobním systémem v hydrobiologii je saprobní systém podle Kolkwitze a Marssona (1902), který klasifikuje míru saprobního znečištění toků do pěti tříd: I. Kataprobita, II. Oligosaprobita, III. β -mezosaprobita, IV. α -mezosaprobita, V. Polysaprobita. Kataprobní kategorie charakterizuje vody, které nejsou zatížené a neobsahují saprobia, tedy jsou asaprobní. Jedná se o počátky vodních toků, jako jsou prameniště, a dále pak o podzemní vody. Tato stanoviště jsou specifická nízkým druhovým zastoupením s nízkým nebo žádným zatížením biologickými látkami. Oligosaprobní vody jsou charakterizovány nízkým znečištěním organickými látkami a druhová diverzita je slabá. Oligosaprobní vody jsou hlavně horské toky, toky pstruhového a lipanového pásma s vysokým obsahem kyslíku a silnými oxidačními procesy. Mezi organismy preferující oligosaprobní vody patří rozsivky (*Bacillariophyceae*), krásivky (*Desmidiaceae*) a ze zástupců hmyzu larvy jepic (*Ephemeroptera*), ploštěnek (*Tricladida*), chrostíků (*Trichoptera*) aj., dále také mihule (*Lampetra*) a ryby pstruhového pásma. β -mezosaprobní toky jsou přirozeně zatížené organickými látkami středních částí toků nebo jsou to dolní části lipanového a dále pstruhového pásma s menším sekundárním znečištěním. Mají dobrý obsah O_2 a samočistící schopnost toku v těchto lokalitách probíhá na úrovni oxidačních procesů. Tyto toky jsou bohaté na trofické úrovni a vyskytuje se zde široká škála různých druhů organismů, tzn., že je zde vysoká druhová diverzita (α diverzita). Je zde velká diverzita řas (*Algae*), mezi které patří např. zelenivky (*Chlorophyceae*), rozsivky (*Bacillariophyceae*), krásivky (*Desmidiaceae*), z hmyzu se zde nachází např. larvy vážek (*Odonata*), komárů (*Culex*) a pakomárů (*Chironomidae*), dále pak pijavky (*Hirudinae*) a ploštěnky (*Tricladida*) a mnoho druhů ryb z lipanového a pstruhového pásma. α -mezosaprobita nastává u toků, které jsou pod silným (převážně pak antropogenním) znečištěním toků organickými látkami ve středních a dolních částech toků. Jedná se o cejnové pásmo. V těchto vodách je nízký výskyt kyslíku. Aerobní a anaerobní procesy jsou zde vyrovnané. Druhová diverzita se rapidně snižuje a vytváří se silné populace s nízkými trofickými úrovněmi. Z mikroorganismů zde převažují hlavně prvoci (např. krásnoočka) a dále pak ryby, které mají širokou ekologickou valenci jako je např. kapr obecný (*Cyprinus carpio*). Polysaprobita je stav, kdy jsou vodní toky velmi zatížené znečištěním organickými látkami, tzv. silně znečištěné vody. Dochází zde k odčerpání O_2 a převládají anaerobní procesy. Alfa diverzita je zde velmi nízká, většinou se zde nenacházejí ani rybí populace a v tomto biotopu se vyskytují pouze bakterie a saprofytické

organismy jako jsou např. nálevníci (*Ciliophora*). Samočisticí schopnost toku je tvořena pouze nárůstovými populacemi bakterií a některých řas, dále pak nitěnkami (*Tubificida*) a pakomáry (*Chironimidae*). Saprobni systém tedy charakterizuje znečištění vodního toku organickými látkami od neznečištěných vod postupně až po vody silně znečištěné (ČSN 75 7221, 1990; ČSN 75 7715, 2015; ČSN 75 7716, 1998; Sládeček et. Sládečková, 1996; Sládeček et. Sládečková, 1997).

S oxidačně-redukčními procesy ve vodě souvisí i hodnota oxidačně-redukčního potenciálu. Tento potenciál, je hodnota, která charakterizuje přítomnost oxidačních nebo redukčních látek ve vodě. Kladné hodnoty charakterizující oxidační kapalinu a záporné naopak kapalinu s redukčním charakterem. Některé chemické látky (např. chlór nebo brom) mají schopnost oxidovat, tzn., že přijmou elektrony jiné látky, tím změni její charakter a slouží jako dezinfekce (van Loof et Duffy, 2011).

3.3. Toxicita

Vodní prostředí jako ekosystém je silně ohrožen xenobiotikami (látky cizí pro organismus nebo ekosystém), které se do prostředí dostávají z povodí či rozvodí. Jedná se především o látky, které jsou důsledkem antropogenní činnosti a mají negativní vliv na stabilitu a kvalitu nejen povrchových, ale i podzemních vod (Anděl, 2011).

Toxicita je vliv látek na organismus a ekosystém, které poškozují, až zcela ničí populace a ekosystémy (Anděl, 2011).

Toxické látky se mohou dělit na cizí a přirozené toxikanty. Ty do ekosystému vstupují jako nepřirozené látky nebo meziproducty z rozkladu těl organismů nebo produkty metabolismu organismů (sinice, bakterie), (Hodgson et Smart, 1980).

Toxikanty ve vodním prostředí mohou fungovat jako persistentní látky, které dlouhodobě způsobují chronickou toxicitu nebo jako vysoce toxické látky s rychlým letálním působením, které způsobují rychlou smrt nebo akutní toxicitu (Hodgson et Smart, 1980).

Testy toxicity se dají provádět na úrovni buněk a tkání, na úrovni organismů nebo na úrovni biocenóz. Tyto testy se realizují v laboratorních zařízeních nebo pozorováním v terénu. Při hodnocení vlivu toxikantu na ekosystém je důležité pozorovat expozici a účinek. Expozice je stav, kdy se toxikant dostává do přímého kontaktu s ekosystémem, s tím souvisí i jeho cesta vstupu a osud látky v prostředí. Účinek je pak samotná inhibice nebo změna, kterou svým působením toxikant v ekosystému

vyvolá. Důležitý faktor, který ovlivňuje expozici vodních organismů toxikantem rozpuštěným ve vodě, je poměr koncentrace kyslíku a koncentrace toxikantu. V praxi to znamená, že vodní organismy, které filtrují vodu přes žábry za účelem získání kyslíku, přijdou do kontaktu s vyšším obsahem toxických látek než organismy terestrické (Anděl, 2011). Čím nižší je koncentrace rozpuštěného kyslíku ve vodě, tím více musí organismy filtrovat vody, aby dostaly stejný příjem kyslíku a pokud je ve vodě i toxikant, živočich s tímto toxikantem dochází do kontaktu ve vyšší míře.

Jedna ze základních metod hodnocení expozice využívá tzv. akumulční indikátor, tj. druhy organismů se schopností kumulovat v sobě zvýšený přísun toxikantů. U jednotlivých organismů se dají sledovat i účinky toxikantu na biochemické úrovni (parametry růstu, krevní obraz,...). Při vyhodnocování výsledků je nutné přihlížet i k variabilitě jednotlivých organismů (metabolismus, stáří, pohlaví,...) tak, aby nedošlo ke špatné interpretaci výsledků. Zjištěné koncentrace v bioindikátorech jsou pak modelem biodostupné složky toxikantu (potenciál látky k vyvolání účinku) (Linhart, 2014).

Pro popis distribuce toxikantu ve vodním prostředí se používají matematické modely, které zároveň sledují i časový vývoj koncentrací toxikantů v biosystému. Základními charakteristikami, které ovlivňují pohyb toxikantu ve vodním prostředí je koncentrace toxikantu ve vodě, proudění vody a její fyzikálně-chemické faktory a kontakt s terestrickými ekosystémy (zavlažování, povodně) (Linhart, 2014).

3.4. Rizikové prvky

Rizikovými prvky jsou chápány těžké kovy, které jsou jakékoliv kovy nebo polokovy, které představují určitou hrozbu pro životní prostředí (Anděl, 2011). Termín těžké kovy vznikl jako odraz škodlivých účinků kadmia (Cd), rtuti (Hg) a olova (Pb) na životní prostředí, jejichž společným rysem byla vyšší objemová hmotnost než železo. Dnes je tento termín používán i pro další toxické kovy a polokovy jako např. chrom (Cr), kobalt (Co), nikl (Ni), měď (Cu), zinek (Zn), arsen (As), selen (Se), stříbro (Ag), antimon (Sb) a thalium (Th) (Sengupta, 2002)

Těžké kovy se přirozeně vyskytují v zemské kůře, avšak jejich environmentální kontaminace vzrostla díky přeměně vlastností a velkému využití v lidských činnostech (průmysl, zemědělství, využití v domácnosti, a technologické aplikace). Kontaminace těžkými kovy životního prostředí může být mimo jiné způsobena korozí kovů, depozicí z atmosféry, erozí půd nebo únikem kovů z tekutých forem do prostředí. Všechny

tyto činnosti pak vedou ke kontaminaci všech složek životního prostředí. Z nich nás v této práci zajímají podzemní a povrchové vody. V posledních letech jsou zvýšené obavy (z hlediska globálního lidského zdraví, ekologie) z kontaminace životního prostředí těžkými kovy a metaloidy (Bradl, 2002). Zároveň vzrostla i expozice u lidí, protože exponenciálně vzrostlo využití těžkých kovů v průmyslu a dalších jiných odvětvích (He et al., 2005).

Biodostupnost a toxicita kovových iontů u vodních organismů silně závisí na fyzikálních a chemických faktorech prostředí a chemické formě vyskytujícího se prvku. Kovové ionty v přírodních vodách se vyskytují v několika formách (Anděl, 2011). První z těchto forem jsou volné vodní ionty (buď kladně nabitě kationty anebo záporně nabitě anionty). Další dvě formy, které tyto kovy tvoří, jsou jednoduché komplexy s anorganickými ligandy a cheláty s vícesložkovými ligandy sorbovaných na povrchu částic. Obě tyto formy jsou pak komplexní sloučeniny, které v sobě daný kov obsahují, ale kov je poután jinými vazbami. Výrazně se mohou změnit jeho fyzikálně-chemické vlastnosti a tím se může snížit nebo zvýšit jeho biodostupnost a toxicita. Jak se může biodostupnost a toxicita měnit u jednotlivých chemických forem těžkých kovů, závisí jak na sloučenině, s kterou bude daný kov tvořit komplex, tak i na samostatném kovu. Biodostupnost kovů pak určitým způsobem koreluje s hodnotou pH, teplotou, fázovou asociací, adsorpcí a sekvestrací (Hamelink et al., 1994.). Inhibice molekul kovů a jejich biodostupnost dále závisí na povrchu (rozhraní) komplexu (inhibitoru) a způsobuje interakci s buňkou nebo vnitřním prostředím a následně tak ovlivňuje procesy, odehrávající se uvnitř buněk a organismů (Newman et McIntosh, 1991). Některé těžké kovy (např. měď) jsou esenciální pro fyziologické a biochemické funkce organismů. Jsou klíčové pro konstituci několika enzymů a hrají významnou roli ve variaci oxidativně-redukčních procesech (WHO/FAO/IAEA, 1996). Přesto však nadbytek množství vyskytujících se kovů v organismu způsobuje škody na buněčné úrovni a vede k opačnému účinku jednotlivých kovů anebo způsobuje různá onemocnění (Tchounwou et al., 2008). Způsobování toxicity a karcinogenity těžkými kovy zahrnuje velké množství různých mechanismů a aspektů. Některé z nich nejsou zcela objasněny, přesto je prokázáno, že každý z těžkých kovů a metaloidů má specifické fyzikálně-chemické vlastnosti, které způsobují typické toxikologické příčiny (Tchounwou et al., 2014).

Kadmium (Cd) je těžký kov, vyskytující se hojně v zemské kůře ($c = 0,1 \text{ mg/kg}$). Největší množství kadmia se pak nachází v sedimentech vod (WHO, 1987). Kadmium je využíváno v různých odvětvích průmyslu k výrobě slitin, různých pigmentů a baterií.

Mimo expozice z průmyslového odvětví a cigaret se kadmium kumuluje a dostává do organismu i z různých druhů potravin, jater a ledvin zvířat a hlavně pak z hub, měkkýšů (*Mollusca*) a korýšovců (*Crustacea*), které ho snadno akumulují (Satarug et al., 2013). Kadmium je v těle distribuováno skrze krevní oběh, který je právě místem účinku (Davison et al., 1988). Toxicita a efekt kadmia na vodních bezobratlých byla testována Speharem et al. (1978). Ti a prokázali, že hodnota LC_{50} 28 dní byla 11x a 4x menší než u LC_{50} 7 a 4 denní expozice. Z tohoto výzkumu pak vyplývá, že kadmium způsobuje větší efekt (akutní toxicitu) při krátkodobé expozici než při dlouhodobé expozici a její následky již nejsou extrémní. Nejmenší efekt toxicity na organismech byl zaznamenán u jepic (*Ephemeroptera*), které jsou pravděpodobně nejvíce odolné vůči toxicitě kadmia ze zkoumaných druhů (EPT, *Gammarus sp.*). Dále pak Spehar et al. (1978) poukázali na velkou schopnost bioakumulace organismů (EPT, *Gammarus sp.*), kde koncentrace kadmia v tělech organismů byla 30 000x větší při udržování konstantní koncentrace kadmia ve vodě než samotná koncentrace kadmia ve vodě při 28 denní expozici.

FFG (functional feeding groups, dále jen FFG) je systém, který dělí organismy do šesti kategorií: kolektivní sběrači (collector gatherers), kolektivní filtrátoři (collector filterers), kouskovači (shredders), škrabači (scrapers), predátoři (predators) a ostatní (others, tj. parazité či neznámí), (Merritt et Cummins, 1996). Seškrabače zastupují hlavně jepice (*Ephemeroptera*) a chrostíci rodu (*Integripalpia*), filtrátory představují druhy měkkýšů (*Mollusca*), mezi kouskovače patří korýšovci (*Crustaceae*) a zejména dominantní *Gammarus fossarum*. Predátory zastupují například larvy vážek (*Odonata*) nebo například chrostíci (*Anulipalpia*) a některé druhy pošvatek (*Plecoptera*) (Vannote et al., 1980). Goodyear a McNeill (1999) mluví o tom, že pouze C-G a S-G mají jako jediné dvě FFG možný vztah k obsahu kadmia v sedimentech a pouze u C-G se potvrdila signifikantní korelace. Ve vztahu obsahu kadmia ve vodě a v tělech organismů nebyly prokázány žádné signifikantní vztahy (Goodyear et McNeill, 1999).

Chrom (Cr) je prvek, který se běžně vyskytuje v přírodě v různých oxidativních formách (Jacobs et Testa, 2005). Do různých složek životního prostředí se dostává jak přirozeně tak i antropogenní činností, především z průmyslu, kde je využíván k procesu výroby kovů, výrobě chromátů, svařování nerezové oceli aj. (ATSDR, 2015). Toxicita chromu je dána jeho mocenstvím, kdy chróm s nejvyšším možným oxidačním číslem (6) je nejvíce toxický a se snižováním oxidačního čísla klesá i toxicita prvku. Cr^{6+} je velmi toxický polutant z průmyslu, který u lidí způsobuje karcinogenitu (U.S. EPA, 1992). Cr^{3+} je esenciálním prvkem pro lidi a zvířata

(*Animalia*), u kterých hraje roli při metabolismu glukózy, tuků a proteinů. Nicméně jeho zvýšený přísun pak způsobuje multiorgánovou toxikaci jako je poškození ledvin, alergie, astma a rakovinu dýchacího systému (WHO/IPCS, 1988).

Olovo (Pb) je kov vyskytující se v malém množství v zemské kůře. Zároveň se olovo přirozeně vyskytuje v přírodě při dolování fosilních paliv a těžbě uhlí. Olovo má velké širokospektrální využití od průmyslu, přes zemědělství až k využívání v domácnostech (Gabby, 2006). Expozice olovem je způsobená inhalací aerosolu obsahující olovo a dále pak orálním požitím kontaminovaného jídla a vod (ATSDR, 1999). U člověka je toxikace olovem způsobena z 35-50% díky příjmu kontaminované vody (Flora et al., 2006). Cílovými orgány jsou především ledviny, dále játra a ostatní měkké tkáně (srdce, mozek). Nervový systém je pak nejnáchylnějším cílem otravy olovem. Projevuje se bolestmi hlavy, iritabilitou, ztrátou paměti a otupělostí (CDC, 2001). Grossel M. et al. (2006) testovali toxicitu u vířníků, pakomárů a plovatek. Jako senzitivní organismy se prokázali vířníci. U kterých NOEC (no observable effect concentration) a LOEC (lowest observed effect concentration) byla 194 a 28 při 125 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ rozpuštěného olova. Méně senzitivní se pak ukázali zástupci pakomárů, u kterých hodnoty NOEC a LOEC byly 109 a 497 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. Nejsenzitivnější pak byly zástupci plovatek, u kterých koncentrace NOEC a LOEC dosahovala extrémních hodnot 12 a 16 při méně než 4 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ (Grossel et al., 2006). Závěry, týkající se koncentrací olova v tělech organismů podle FFG, se liší. Pugh-Thomas (1978) a Timmermans et al. (1989) vyzkoumali, že koncentrace olova v tělech masožravých druhů byla nižší než u ostatních FFG, ale Goodyear a McNeill (1999) potvrzují opak. Nehring (1976) pak potvrdil pozitivní signifikantní vztah mezi koncentrací olova ve vodě a koncentrací olova v těle *Pteronarcys californica* (*Plecoptera*), tj. čím vyšší byla koncentrace olova ve vodě, tím vyšší byla koncentrace olova v těle jednotlivých organismů (Goodyear et McNeill, 1999).

Rtuť (Hg) se v přírodě vyskytuje ve třech různých formách (elementární, anorganická a organická), kde každá jeho forma má specifické formy účinku (CDC, 2001). Rtuť je široce rozšířeným toxikantem životního prostředí, je nemožné předejít k její expozici (Holmes et al., 2009). Rtuť je využívána v elektrickém a energetickém průmyslu, dále i ve zdravotnictví a farmaceutickém průmyslu (Tchounwou et al., 2003). Lidé jsou exponováni všemi formami rtuti kvůli nehodám, environmentálnímu znečištění, kontaminací potravy, zubní péči, preventivním medikálními praktikám, průmyslu a zemědělství (Sarkar, 2005). Rtuť se do vody dostává přirozeným procesem vypařování ze zemské kůry a zároveň z průmyslu

(Dopp et al., 2004). Řasy (*Algae*) a bakterie (*Bacteria*) metylují rtuť na metylrtuť, která je pak lépe biodostupná pro organismy, je usazována v tělech ryb a měkkýšů, a skrz ně se může také dostávat do lidského organismu (Sanfeliu et al., 2003). Elementární rtuť je lipofilní a je snadno absorbována organismem skrz plíce a ústa. Jakmile vstoupí elementární rtuť do organismu a dále pak do krve, je rychle transportována skrze buněčné membrány a způsobuje tak mutagenitu, teratogenitu a karcinogenitu (Guzzi et LaPorta, 2008). Metylrtuť se do organismu dostává především z potravy (ryb, aj.) a způsobuje gastrointestinální potíže. Dále se také akumuluje v ledvinách, nervovém systému a játrech. Všechny formy rtuti jsou toxické a jejich efekt způsobuje gastrointestinální toxicitu, neurotoxicitu a nefrotoxicitu (Tchounwou et al., 2003).

Bloom a Watras (1992) studoval Hg, CH₃Hg a CH₃2Hg ve svalových tkáních ryb a vodních bezobratlých ve vodách a obsah rtuti ve tkáních se pohyboval od 0,001 µg.g⁻¹ až do 2,78 µg.g⁻¹. Domnívá se, že nejvíce (95%) rtuti v organismech bylo CH₃Hg formy, protože předchozí zprávy o podstatně nižších koncentracích CH₃Hg mohly být předurčeny analytickou a homogenní variabilitou. Koncentrace Hg v tělech organismů rostla s vyšší trofickou úrovní a nejvíce se projevila u ryb. Koncentrace As, Se a Cd se snižoval s vyšší trofickou úrovní (Bloom et Watras, 1992). Nelze tedy generalizovat, že všechny těžké kovy se postupně akumuluje v organismech a jejich koncentrace v tělech se zvyšuje s rostoucím stupněm trofické úrovně. To, jestli se kov bude akumulovat a jeho koncentrace bude vyšší v tělech organismů s vyšší trofickou úrovní, může záviset na individualitě jedince (věk, pohlaví atd.) a zároveň na formě a biodostupnosti konkrétního rizikového prvku. Všechny skupiny FFG mají v těle podobnou koncentraci rtuti, která se vyskytuje v sedimentech. Pokud se zvyšovala koncentrace rtuti v sedimentech, zvyšovala se i koncentrace rtuti v tělech organismů. Koncentrace v tělech organismů se zvyšovala podle následujícího gradientu S-G > C-G > Pr (Goodyear et McNeill, 1999).

Arsen (As) je toxický polokov, který je v zemské kůře vzácným prvkem (2-5 mg.kg⁻¹). V horninách se vyskytuje jako příměs niklu, kobaltu, antimonu, stříbra, zlata a železa. V současné době se arsen využívá hlavně v metalurgii jako součást speciálních slitin nebo v polovodičovém průmyslu (Cotton et Wilkinson, 1973). Samotný arsen jako kov je netoxický. Pokud se však arsen dostane do organismu, je následně metabolizován na oxid arsenitý, který vyvolává akutní toxicitu s příznaky zvracení, svalovými křečemi, ochrnutím a zástavou srdce. Arsen tvoří As₂O₃, AsCl₃ a AsF₃, které se řadí do látek způsobujících chronickou toxicitu,

karcinogenitu, teratogenitu a mutagenitu. Vysoký obsah arsenu v pitné vodě pak způsobuje různá dermatální onemocnění (WHO, 1969). Arsen se do těla bezobratlých organismů ve vodním prostředí dostává adsorpcí. Podle výzkumu LeBlanca a Jacksona (1973) může obsah arsenu v těle vodních bezobratlých dosahovat hodnot až 37,8 mg/kg mokré váhy. Mori et al. (1999) studovali impakt kontaminace arsenu a antimonu na vodních bezobratlých a zjistili, že abundance v kontaminovaných tocích se po délce toku snižovala. Dále zjistili, že *Oligochaeta* a *Ephemeroptera* se nevyskytovali vůbec nebo velmi zřídka, zatímco u *Plecoptera* a *Gastropoda* byl zjištěn nárůst v tocích kontaminovaných arsenem a antimonem (Mori et al., 1999).

Zinek (Zn) se v zemské kůře vyskytuje v relativně malém množství s podílem 0,01%. Elementární zinek má výrazné antikorozi vlastnosti a využívá se jako ochranný materiál pro železo a slitiny. Dále se zinek používá na výrobu galvanických článků, na výrobu slitin nebo pro výrobu nátěrových barev (Cotton et Wilkinson, 1973). Zinek je důležitý pro všechny živé organismy (Semba, 2008). Akutní otrava zinkem způsobuje zvracení, nevolnost, svalové bolesti a horečku (WHO, 1988). Goodyear a McNeill (1999) testovali na základě FFG obsah zinku ve vodě, sedimentu a tělech organismů, a potvrdili, že obsah zinku v těle organismů se zvyšoval podle gradientu C-G > S-G > Pr. Poukázali také na jev, kdy u zvířat odebíraných ve stejném nebo podobném environmentu, tak predátoři o tolik vyšší koncentraci zinku v těle, jak by se mohlo očekávat. Také potvrdili, že obsah zinku v těle živočichů byl regulovaný bez ohledu na koncentraci zinku ve vodách (Goodyear et McNeill, 1999). Dále Armiage et al. (2007) poukázali na jev, kdy pošvatky (*Plecoptera*), dvoukřídlí (*Diptera*), chrostíci (*Trichoptera*) a brouci (*Coleoptera*) prokazovali vůči zinku toleranci.

Vodní bezobratlí (*Invertebrata*) ukazují rozdílné reakce na kontaminované prostředí. Toto může být vysvětlováno jejich trofickými úrovněmi a potravní specifikací, dále také morfologickými charakteristikami jak jedinců, tak taxonů (Mori et al., 1999)

3.5. Radioaktivita

Radioaktivní kontaminace (radiologická kontaminace) je depozice nebo prezence radioaktivních substancí na povrchu v pevných, kapalných nebo plyných látkách, kde je jejich výskyt nežádoucí (IAEA, 1996). Přítomnost této kontaminace způsobuje biologický hazard, jelikož radioaktivní rozpad kontaminantu (záření) způsobuje škody na všech živých i neživých objektech (IAEA, 1996).

Vliv radionuklidů na nižší organismy (bakterie (*Bacteria*), prvoky (*Protozoa*), rostliny (*Plantae*) a bezobratlé (*Invertebrateae*) je menší než na obratlovce (*Vertebrateae*) (Al-Azmi, 2012).

Podzemní voda obsahuje vždy nějaké množství radonu. Ten se do vody dostává z hornin obsahujících uran a radium. Při vývěru vody se radon uvolňuje do ovzduší a vytváří krátkodobé produkty přeměny radonu, jejichž expozice přispívá k ozáření. Mimo jiné se ve vodě mohou vyskytovat i jiné přírodní nuklidy a to radium (Ra226) a izotopy uranu (U234 a U238), jejichž přírodním zdrojem je také hornina. Na základě stanovení koncentrace těchto izotopů, jsme schopni odhadnout stáří a koloběh podzemní vody. Jelikož od prvního použití atomové zbraně vysoce vzrostla koncentrace těchto izotopů na planetě Zemi, můžeme podle jisté koncentrace datovat stáří podzemní vody (Avrorin, 1982).

Dodnes nejsou k nalezení žádné vědecké publikace, které by zkoumaly vztah koncentrací radioaktivních látek obsažených ve vodě a taxonomického nebo trofického složení (bioindikace) makrozoobentosu.

3.6. Eutrofizace

Eutrofizace vodního prostředí je obohacování vody minerálními látkami (hlavně dusíkem a fosforem). V důsledku tohoto jevu dochází k přemnožení fytoplanktonu a tvorbě tzv. vodního květu, které je doprovázené vegetačním zbarvením vody, zápachem a vznikem toxických látek (Kočí et al., 2000). Důsledkem eutrofizace je velké množství odumřelé biomasy, úbytek kyslíku a převaha anaerobních procesů. Saprobity, na rozdíl od eutrofizace, ukazuje na organické zatížení vodního toku, zatímco eutrofizace hodnotí minerální látky jak organického tak anorganického původu. Saprobizace se projevuje hlavně změnou druhového složení v biotopu, zatímco v eutrofizovaných vodách zůstává složení společenstva relativně neměnné, ale mění se biomasa (Vollenweider, 1968). Proto při biomonitoringu vodního toku se pozoruje taxonomické složení společenstva, ale zároveň je nutné pozorovat i velikost a množství jednotlivých organismů (Rulík et al., 2014).

S eutrofizací souvisí i konduktivita, která značí míru koncentrace iontově rozpuštěných látek ve vodě. Mezi hlavní ionty patří např.: SO_4^{2-} , PO_4^{3-} aj (Bockris et al., 1998).

3.7. Salinita

Salinita prostředí je určována podle přítomnosti hlavních kationtů a to Na^+ , K^+ , Ca^{2+} a Mg^{2+} a aniontů SO_4^{2-} , HCO_3^- a Cl^- . Obsah solí ve vodě je ovlivněn přirozeně litosférickým podložím, hydrologickými poměry (výpar a množství atmosférických srážek), dále pak antropogenní činností jako je kontaminace prostředí. Salinita ve sladkých vodách se pohybuje v rozpětí od 0,04 ‰ (měkká voda) do 0,5 ‰ (tvrdá voda) (ČSN 83 0616, 2000; ČSN 75 7111, 2001).

Podle tolerance organismů k obsahu solí ve vodě jsou rozděleny na euryhalinní (organismy snášející velké rozdíly koncentrací solí) a stenohalinní organismy (takové organismy, které snášejí pouze úzký rozsah koncentrací solí) (Laštůvka et Krejčová, 2000). Právě podle této tolerance a znalosti nároků jednotlivých druhů je možné indikovat potenciální zatížení vody solemi dle výskytu jednotlivých druhů.

Jones (1975) testoval vztah salinity a toxicity těžkých kovů (Cd, Zn, Pb a Hg) u korýšovců (*Crustaceae*). Při ředění mořské vody a stálé koncentraci jednotlivých těžkých kovů pozoroval, že nejmenší úmrtnost organismů byla ve vodě, která byla neředěná (stejná osmoregulace organismů), ale s klesající salinitou vody vzrůstala toxicita kovů. Z tohoto příkladu lze vyvodit, že klesající salinita vody způsobuje organismům stres, s kterým se musí vypořádat a nemají tak dostatek energie na vyrovnávání se s těžkými kovy, a tím pak dochází k akutní toxicitě. Zároveň pokud rapidně klesá salinita vody, mění se i pH a tím se mění a vzrůstá podle Jonese (1975) i toxicita těžkých kovů.

3.8. pH

Voda v přirozeném prostředí není nikdy chemicky čistou látkou. Vždy jsou v ní obsažené rozpuštěné plyny, rozpuštěné organické a anorganické látky, které ovlivňují pH vody. pH povrchových vod je ovlivněno geologickým podložím a složením dnových sedimentů, hydrologicko-klimatickými poměry (srážkové a teplotní poměry, roční období, dálkový transport toxikantů, aj.), půdně botanickými poměry (zalesnění povodí, druhem půd, aj.), antropogenní činností (průmysl, zemědělství, rekreace, odpady, aj.) a příronem podzemní vody (Lelák et Kubíček, 1993).

pH (angl. *Potential of Hydrogen*, lat. *Pondus hydrogenia*) je vodíkový exponent, číslo, kterým je vyjadřováno, zda vodný roztok reaguje kyselé nebo alkalicky (McNaught et Wilkinson, 1997). pH je vyjádřeno logaritmickou stupnicí s rozptylem

od 0 do 14. Hodnota pH 7, je stav, kdy voda je při standardních podmínkách neutrální. Hodnoty nižší než 7 indikují kyselé prostředí, hodnoty vyšší než 7 pak ukazují na zásadité prostředí (Sørensen, 1909).

Wren a Stephenson (1990) zkoumali vliv acidifikace (nízké pH) na bioakumulaci a toxicitu rtuti, olova, kadmia a hliníku u vodních bezobratlých. Prokázali, že u všech kovů je určitým způsobem bioakumulace kovů ovlivněna acidifikací. Efekt sníženého pH se u toxicity rtuti a olova nedal přesně stanovit. Toxicita kadmia byla snížena při acidifikaci, zatímco toxicita hliníku byla při sníženém pH mnohonásobně vyšší (Wren et Stephenson, 1990. Dále pak Mason et al. (2000) zjistili, že koncentrace těžkých kovů ve vodách s nižším pH byla vyšší v porovnání s jinými studovanými toky. S jistotou tedy nelze určit, jak změna pH ovlivňuje toxicitu a biodostupnost. Z výsledků výzkumů lze očekávat, že celková koncentrace těžkých kovů ve vodách s kyselým pH může být vyšší, celková bioakumulace a toxicita nebude u všech kovů vyšší, bude ovlivněna chemickou formou rizikového prvku nebo biodostupností specifickou po jednotlivce a druhy.

3.9. Pošvatky (*Plecoptera*)

3.9.1. Ekologie

Pošvatky (*Plecoptera*) jsou řád hemimetabolního hmyzu (hmyz s proměnou nedokonalou), (Silveri, 2009). Celý životní cyklus pošvatek je složitý, problematika výskytu pošvatek ve vodním prostředí je zde nastíněna pouze ve zkratce, protože není hlavním předmětem této práce.

Pošvatky (*Plecoptera*) kladou vysoké počty vajec v rozmezí 100 – 2000 kusů. Klazení vajíček probíhá upouštěním vajíček za letu do vody nebo při chůzi po břehu ponořením zadečku se snůškou do vody (Silveri, 2009). Vývoj vajíček pošvatek se dá rozdělit do tří skupin, do vývoje s diapauzou, bez diapauzy a ovoviviparní. Následně probíhá vývoj vajíček v larvy a vývoj larválního stádia, který se dělí podle životního cyklu na nejběžnější univoltinní, semivoltinní a nejvzácnější multivoltinní cyklus (Brittain, 1990). Univoltinní cyklus je popsán jako jedna nová generace za rok (Silveri, 2009). Tento typ životního cyklu je typický například pro *Leuctra hippopus*, *Nemoura cinerea* nebo *Isoperla diffomis*. Tyto organismy mají krátkou dobu inkubace vajíček během léta a dlouhou periodu růstu larev během podzimu, zimy a jara. Semivoltinní životní cyklus je typický pro druhy (např. *Ampipinimura standfussi*), které kladou vajíčka a tvoří nové generace jednou za dva až tři roky (Silveri, 2009).

Pro tyto zástupce je specifická dlouhá inkubace vajíček během zimy a relativně krátká doba růstu larev během léta. Poslední, multivoltinní cyklus, je cyklus, kdy mají druhy více než jednu generaci za rok (Silveri, 2009.) Pošvatky (*Plecoptera*) spadající do univoltinního a semivoltinního životního cyklu, jsou schopny při změně klimatických podmínek (jako je například teplota) přecházet jak na druhou formu životního cyklu, tak jsou schopny přecházet i do jiného typu (fáze) životního cyklu (Lillehammer et al., 1989) a tím využít neefektivnějšího růstu larválního stádia. Tato schopnost je velmi důležitá, protože klimatické podmínky mohou pozměnit délku larválního stádia pošvatek (*Plecoptera*) a tím i snížit nebo zvýšit délku expozice u jednotlivých jedinců. Jednotliví jedinci se mohou např. vyhnout aktuální změně, znečištění v toku anebo naopak mohou být vystaveni jednotlivým toxikantům nebo změně abiotických podmínek dlouhodobě. Po ukončení larválního vývoje nastává migrace larev ke břehům a dochází zde k finální přeměně larvy na imago (Silveri, 2009). Podle způsobu průběhu emergence generace můžeme dělit pošvatky na synchronní, prodlouženou a asynchronní. Synchronní emergence generace probíhá během krátké periody, prodloužená emergence trvá několik týdnů a u jedinců, kteří mají asynchronní emergenci, může dojít k emergenci v kteroukoliv dobu v roce (Dewalt et Stewart, 1995).

Pošvatky (*Plecoptera*) se dají dělit do dvou skupin, které mají ekologickou interpretaci. Jedná se o pošvatky (*Plecoptera*) skupiny euhalognata a systellognata. Euhalognata jsou pošvatky (*Plecoptera*), které se živí detritovorně, tzn., že se většinou jedná o shreddery nebo seškrabovače. Jsou typické konvexní hlavou, silnými mandibuly, nemají zúžené palpy. Tyto typy pošvatek (*Plecoptera*) můžeme najít hojně v prameništích a převažují nad predátory řádu *Plecoptera*. Mezi typické čeledi patří *Nemuridae*, *Teaniopterygidae*, *Capniidae* a *Leuctridae*. Skupina pošvatek (*Plecoptera*) systellognata jsou predátoři. K tomuto stylu života je uzpůsobené i jejich tělo, které je na první pohled zřetelně rozdílné od euhalognatní skupiny. Mají typické kresby na hlavě, jejich hlava je plochá a mandibuly protáhlé s ostrými zuby. Do systellognatní skupiny patří čeledi *Perlidae*, *Perlodidae* a *Chloroperlidae*. I tyto zástupce můžeme najít v prameništích, ale jejich výskyt je spíše sporadický (Nelson, 1996).

3.9.2. Výskyt

Pošvatky (*Plecoptera*) jsou široce rozšířená skupina a v celosvětovém měřítku se odhaduje výskyt přes 2000 druhů. Jejich masivní a druhově variabilní výskyt byl potvrzen na všech kontinentech světa mimo Antarktidu. Slabě jsou zastoupeny

v oceánických ostrovech (Ilies, 1965; Edmunds, 1972). Pošvatky (*Plecoptera*) se ve vajíčkách a larválním stádiu vyskytují hlavně v chladných a prokysličených proudících vodách. Tento typ životních nároků je činí skupinou běžně se vyskytující hlavně v lotických biotopech než v jezerech a rybnících (Brittain, 1990). Jejich životní cyklus probíhá jak v akvatickém, tak i v terestrickém prostředí. Vodní fáze, která je delší, je typická pro larvální stádia, zatímco terestrická fáze, která trvá pouze několik dní až týdnů, je specifická pro imága (Lillehammer et al., 1989; Brittain, 1990; Silveri, 2009).

Mezi typické zástupce pošvatek (*Plecoptera*) v prameništích patří rody *Leuctridae*, *Nemouridae*, *Taeniopterygidae*, *Perlodidae* a *Chloroperlidae* (Bojková et Helešic, 2009).

Seznam druhů pošvatek (*Plecoptera*) a jejich příslušných čeledí nacházejících se v prameništích oblastech České republiky (Bojková et Helešic, 2009) a zvýrazněné druhy, které byly zmapovány ve výzkumu, na kterém je tato práce založena, více k nalezeným druhům přináší kapitola 4.2 a 4.5.

Tabulka 1 Seznam nalezených pošvatek (Plecoptera) v prameništích na území ČR podle Bojkové et Helešice, 2009. Tučně jsou označeny ty druhy, které byly determinovány v této práci.

Rod	Čeleď
<i>Aphinemura stadfussi</i>	Nemouridae
<i>Brachyptera risi</i>	Taeniopterygidae
<i>Diura bicaudata</i>	Perlodidae
<i>Isoperla oxylepis</i>	Perlodidae
<i>Isoperla sudetica</i>	Perlodidae
<i>Isoperla tripartita</i>	Perlodidae
<i>Leuctra albida</i>	Leuctridae
<i>Leuctra armata</i>	Leuctridae
<i>Leuctra aurita</i>	Leuctridae
<i>Leuctra braueri</i>	Leuctridae
<i>Leuctra digitata</i>	Leuctridae
<i>Leuctra fusca</i>	Leuctridae
<i>Leuctra hippopus</i>	Leuctridae
<i>Leuctra inermis</i>	Leuctridae
<i>Leuctra nigra</i>	Leuctridae
<i>Leuctra prima</i>	Leuctridae
<i>Leuctra pseudosignifera</i>	Leuctridae
<i>Leuctra rauscheri</i>	Leuctridae
<i>Nemoura cambrica</i>	Nemouridae
<i>Nemoura carpathica</i>	Nemouridae
<i>Nemoura cinerea</i>	Nemouridae
<i>Nemoura dubitans</i>	Nemouridae
<i>Nemoura marginata</i>	Nemouridae
<i>Nemoura monticola</i>	Nemouridae
<i>Nemoura sciurus</i>	Nemouridae
<i>Nemurella picteti</i>	Nemouridae
<i>Nemurela aestiva</i>	Nemouridae
<i>Protonemura aubertii</i>	Nemouridae
<i>Protonemura hrabei</i>	Nemouridae
<i>Protonemura intricata</i>	Nemouridae
<i>Siphonoperla neglecta</i>	Chloroperlidae
<i>Siphonoperla torrentium</i>	Chloroperlidae

3.9.3. Bioindikační schopnost pošvatek

Pošvatky (*Plecoptera*) jako bioindikační druhy, se využívají ke sledování a hodnocení kvality vod. Mají úzkou ekologickou valenci a jejich výskyt, změna životního cyklu nebo úbytek, indikuje podmínky prostředí (Dohet et al., 2002).

Aby mohly být druhy použitelné pro hodnocení kvality vod na základě životních projevů, přítomnosti nebo absence, tempa růstu, posunutí doby líhnutí nebo emergence nebo úbytku populace, je nutné znát podrobně charakteristiku jednotlivých bioindikačních druhů. Proto musí být bioindikační druhy determinovány a identifikovány do druhu, a musí být definovány jejich požadavky na biotické a abiotické faktory (Cumminis, 1974).

Larvální vývoj pošvatek (*Plecoptera*) trvá 1 až 4 roky. Z dlouhodobého hlediska se tedy vyskytují ve vodním prostředí relativně krátkou dobu a jsou tak schopny indikovat aktuální změny v znečištění vod. Až na výjimku několika druhů (*Nemoura cinerea*, *Leuctra fusca* a *Leuctra geniculata*), jsou všechny druhy rodu *Plecoptera* vysoce senzitivní vůči jakékoliv změně habitatu a všem zdrojům znečištění. Proto jsou považovány za jedny z nejvíce ohrožených skupin bezobratlých (Master et al., 2000).

Mezi významné environmentální faktory, které ovlivňují diverzitu nejen pošvatek (*Plecoptera*), ale všech vodních bezobratlých (*Invertebrata*), je teplota, koncentrace rozpuštěného kyslíku ve vodě, pH, množství odumřelé dřevní hmoty, množství a typ sedimentu vegetace, dostupnost slunečního záření či rychlost proudění vody (Mazzani et al. 1989). pH výrazně ovlivňuje strukturu populací makrozoobentických organismů (Griffith et al., 1995). V typech pramenů s nízkým pH byl zaznamenán pokles kalorických hodnot biomasy dostupných pro některé řády pošvatek (*Plecoptera*) v prameništích s charakteristicky nízkým pH. Na základě toho byly pozorovány i změny struktury a abundance populací makrozoobentosu (Griffith et Perry, 1994). Tito autoři zaznamenali změnu přístupu detritofágních druhů (shredeři a kolektoři) k acidifikaci. Různonožci (*Amphipoda*) a chrostíci (*Trichoptera*) jsou acidifikací negativně ovlivněni (Krno, 1998), stejně tak byly ovlivněny i populace pošvatek (*Plecoptera*), (Krno, 1997).

Michael et al. (1991) studovali expozici těžkých kovů, u některých taxonů pošvatek (*Plecoptera*) (jako např. *Hydropsyche sp.* a *Isoperla sp.*) se ukázala tolerance vůči kadmiu, olovu, zinku a rtuti.

Na vodních bezobratlých, včetně pošvatek (*Plecoptera*), byla studovaná expozice mědi. Výsledkem této studie byl závěr, že jedinci vystavení expozici mědi po dobu 96 hodin rapidně snížily své počty a redukoval se i celkový počet taxonů v následujících sezónách. Odpověď pošvatek (*Plecoptera*) na expozici mědi se lišila sezónálně, ale generálně byly pošvatky (*Plecoptera*) na expozici mědi méně senzitivní (William et al., 1988).

3.9.4. Ekologické charakteristiky vybraných prameništích druhů pošvatek

Pošvatka horská (*Diura bicaudata*), se vyskytuje v chladných vodách. Preferuje nejčistší vody pramenů, pramenných stružek a horní části pstruhového pásma. Její vajíčka a larvy lze nalézt v potocích a pramenech s jemným až středně zrnitým štěrskem (velikost zrn 2-20 mm) nebo v hrubozrnném štěrku a balvanitých úsecích

(velikost zrn větší než 20 mm). Tato pošvatka je dravý druh, která požírá převážně celé živočichy nebo jejich části. Pošvatka horská (*Diura bicaudata*) je středně dobrým indikátorem, která má částečné vyhrazené požadavky na kvalitu vody (ČHMÚ ©2011: Indikace taxonů [cit: 2017.11.5], dostupné z: hydro.chmi.cz).

Leuctra braueri je druh s úzkou ekologickou valencí, to z ní činí druh, který má vyhraněné nároky na biotopy a abiotické faktory. Jedním z abiotických faktorů, který je pro tento druh stěžejní, je množství rozpuštěného kyslíku ve vodě a nízká teplota vody. Proto je možné ji očekávat v prameništích, pramenných stružkách a horních částech pstruhového pásma (Krno, 2003).

Leuctra nigra obývá převážně pramenité vody, pramenné stružky, pstruhové pásmo a horní lipanové pásmo. Nemá výrazné preference týkající se substrátu, to znamená, že se může vyskytovat v oblastech s pískem, jemným i hrubým štěrkem a v balvanitých oblastech (rozptyl velikosti zrn 0,0653 – 20 mm a více), a zároveň ji nevadí partikulovaná organická hmota nebo živé části suchozemských rostlin, které se nacházejí v litorálu toku. Indikační váha taxonu je nízká. Jedná se o býložravý druh (ČHMÚ ©2011: Indikace taxonů [cit: 2017.11.5], dostupné z: hydro.chmi.cz).

Nemurella picteti je opět druh s úzkou ekologickou valencí. Má specifické požadavky na vody s nízkým stupněm saprobního znečištění. Preferuje pramenité vody, pramenné stružky a horní části pstruhového pásma. Substrát upřednostňuje písčité až jemně zrnité (velikost zrn 0.063 – 20 mm). Za určitých podmínek je schopná tolerovat i větší frakce nebo partikulovanou organickou hmotu. Jedná se o středně silný bioindikační taxon. Tento druh se živí hlavně rostlinou hmotou seškrabáváním z povrchů jiných objektů (ČHMÚ ©2011: Indikace taxonů [cit: 2017.11.5], dostupné z: hydro.chmi.cz).

Protonemura aubertii je druh, který je možné nalézt v prameništích, ale spíše preferuje vody pstruhového a lipanového pásma a zároveň se může vyskytovat i ve vodách středních a dolních úseků toků, kde je větší pravděpodobnost saprobního znečištění. Substrát nepreferuje striktně žádný, vyskytuje se téměř ve všech typech substrátu, mimo bahnité nebo jílovité sedimenty. *P. aubertii* je typický shredder, který mělní organickou hmotu. Z hlediska bioindikace je to středně silný taxon (ČHMÚ ©2011: Indikace taxonů [cit: 2017.11.5], dostupné z: hydro.chmi.cz).

3.10. Ploštěnky (*Tricladida*)

3.10.1. Výskyt

Habitat ploštěnek (*Tricladida*) v přírodě je širokospektrální. Vyskytují se v temporálních kalužích, nádržích, jezerech, tocích, prameništích, hypoetických vodách aj. Rody ploštěnek (*Tricladida*) mají různorodou ekologickou valenci a mohou se vyskytovat jak ve vysokohorských lesích v pramenech, tak v kapilárních vodách půd luk (anglický web). Díky těmto rozdílům ve vyhraněnosti nároků jednotlivých druhů se dají ploštěnky (*Tricladida*) považovat za specifické bioindikátory převážně abiotických faktorů prostředí (Sluys, 2013). Z abiotických faktorů se jedná především o teplotu (Claussen et al., 2003), která má za následek distribuci jednotlivých druhů, především ve vodním toku u druhů s podobnou ekologickou valencí (*Crenobia alpina*, *Polycelis felina*, *Dugesia gonocephala*). Potoční ploštěnky (*Tricladida*) jsou stenotermní s úzkým teplotním optimem v rozsahu teplot do 10°C. Eurytermní ploštěnky se pak vyskytují hlavně v limnických habitatech a tolerují široké teplotní rozpětí přibližně mezi 10-20°C (Pattée et al., 1982). Dalšími abiotickými faktory ovlivňující výskyt ploštěnek, je chemické složení vody, především koncentrace Ca²⁺ kationtů a koncentrace rozpuštěného O₂ (Dahm, 1958). Mezi další faktory, pak patří pH (Flossner, 1962) a dostupné množství živin (Reynoldson, 1953). Podle Locka (1975) je možné, že výskyt ploštěnek je závislý i na rychlosti proudění toků a jejich substrátu. Mezi biotické faktory, které ovlivňují výskyt ploštěnek, patří hlavně mezidruhová kompetice. Příkladem této konkurence je níže popsaná kompetice mezi druhy *Crenobia alpina* a *Polycelis felina* (kapitola 3.10.3). Velký výskyt ploštěnek (*Tricladida*) je pak očekáván v pramenech, kde chybí jejich potenciální predátoři. Po směru toku pak abundance ploštěnek (*Tricladida*) klesá, protože se v těchto habitatech již vyskytují i jejich predátoři (Wright, 1974).

Ploštěnky se většinou nalézají ve shluku na spodní straně kamenů. (Sekera, 1913). Tento jev byl i laboratorně testován a potvrdil, že ploštěnky se primárně agregují na tmavých nebo zastíněných plochách. Toto je vysvětlováno autory jako negativní fototropismus nebo snaha organismů maskovat se (Reynierse et al., 1969).

3.10.2. Ekologie

Ploštěnky (*Tricladida*) sladkovodních toků jsou převážně predátoři a pouze některé druhy jsou ektoparazité koryšovců (*Crustaceae*). Další druhy sladkovodních forem ploštěnek (*Tricladida*) v Evropě a v Austrálii žijí jako komenzálové s koryšovci

(*Crustaceae*) a želvami (*Testudines*). Ploštěnky (*Tricladida*) loví hlavně zraněnou nebo oslabenou kořist, jsou ovšem schopny ulovit i zdravé jedince. Potravu loví pomocí slizových vláken, které produkují. Jejich predační preferencí jsou především měkkýši (*Mollusca*), korýši (*Crustacea*), larvy hmyzu (*Insecta*) a máloštětinatci (*Oligochaeta*). Samotné ploštěnky (*Tricladida*) mohou být také napadány predátory, díky tomu se u nich vyvinuli speciální typ slizových buněk, zvané rhabdidy, které obsahují různé chemické látky. Po pozření mají za následek hořkost v ústním otvoru a umrtvení exponovaného okolí (Reslová et Simon, 2016).

3.10.3. Ekologické charakteristiky vybraných prameništých druhů ploštěnek

Ploštěnky (*Tricladida*) jsou celý život vázané na vodní prostředí. Na základě tohoto faktu tak mohou ploštěnky indikovat dlouhodobé zatížení vod xenobiotikami a může se u nich projevit chronická toxicita.

Ploštěnka horská (*Crenobia alpina*) je psychofilní druh. Dokáže se rozmnožovat i ve vodách při 5°C (Pettée et al., 1973). Vyhledávají hlavně tekoucí vody, což indikuje větší nároky na vyšší koncentraci rozpuštěného kyslíku ve vodě (Dahm, 1958). Její nejčastější výskyt je v horních částech vodního toku a v prameništích, protože sem byla vytlačena konkurenčně silnějším druhem *Polycelis felina* (Wright, 1974; Roca et al., 1992). Důležitými parametry pro výskyt ploštěnky horské (*C. alpina*) v toku může být specifický habitat a preference kamenitého substrátu než písčitého nebo bahnitého a specifické chemické nebo abiotické znečištění toku (Lock, 1975; Durance et Ormerod, 2010).

Ploštěnka horská (*C. alpina*) dokáže tolerovat relativně kyselé Ph, a to až do hodnoty 5.1 (Flossner, 1962). Maximální teplota, kterou je schopná tolerovat, je 12-14°C (Wright, 1974; Pattée et al., 1973) Ploštěnka horská (*C. alpina*) bývá uváděna jako glaciální relikť (Thienemann, 1938; Roca et al., 1992; Brandle et al., 2007).

Polycelis felina je typickým zástupcem ploštěnek v chladnějším vodách s kamenitým substrátem (Reynoldson, 1953). Kvůli potravní konkurenci *C. alpina* a *P. felina* bývá *C. alpina* vytlačena až do oblasti pramene, avšak samotná *P. felina* se může výjimečně v pramenech také vyskytovat (Roca et al., 1992). Tento fakt by mohl indikovat větší adaptabilitu na abiotické faktory i potravní nabídku druhu *C. alpina*.

Faktory ovlivňující rozšíření tohoto druhu jsou rychlost proudění, teplota a obsah rozpuštěného kyslíku (Dahm, 1958). *Polycelis felina* preferuje oproti *Crenobia alpina*

méně strmé dno, relativně více písčité substrát a nižší rychlost proudění vody (Lock, 1975).

Ploštěnka potoční (*Dugesia gonocephala*) se vyskytuje v podhorských oblastech toků a potoků s vyšším obsahem kyslíku (Dahm, 1958). Tento druh preferuje vody s vyšším obsahem kationtu Ca^{2+} , ve kterých je konstantní pH a jeho hodnota neklesá pod 6.0. Ploštěnku potoční (*D. gonocephala*) lze v některých případech nalézt i na stejné lokalitě s ploštěnkou horskou (*C. alpina*) a *Polycelis felina* (Flossner, 1962).

3.11. Prameny

3.11.1. Kategorizace a druhy pramenů

Prameny můžeme dělit několika způsoby. První způsob vychází z fyzikálně-chemických parametrů, které daný pramen ovlivňují (krasové prameny, slané prameny, termální prameny aj.) (Zollhofer et al., 2000). Dalším faktorem, podle kterého můžeme prameny kategorizovat, je průtokový režim. Prameny se tak dají klasifikovat na permanentní (stálé), intermitentní (během suché sezóny částečně vysychají a tvoří izolované tůňe, které mohou přetrvat do konce suché sezóny) a efemérní (v suchém období zůstávají vlhké nebo suché pozůstatky koryta) (Bonada et al., 2007). Prameny můžeme kategorizovat i dle jejich typografie. Prvním typem je limnokrén (tvoří lentické mikrobiotopy, připomínající vysokohorská jezera), rheokrén (tvoří lotický biotop s odvodem vody jednou struhou a neakumuluje větší množství vody) a helokrén (tvořen několika difúzními vývěry na relativně malé ploše, a tvoří tak podmáčené prostředí, které vede k vytváření mokřin a bažin) (Lindegard et al., 1998; Ilmonen et Paasivirta, 2005). Podle hydrogeologického hlediska můžeme prameny dělit na sestupné (suťové, sestupující podle diskontinuit) a vzestupné (zlomové, artézské) (Trakal, 2015).

3.11.2. Fyzikálně-chemické vlastnosti pramenů

Pramen je místo, kde se podzemní voda dostává na povrch. Oblast kolem vlastního vývěru vody se označuje jako eukrenál. Toto území má stabilní fyzikální a chemické vlastnosti (Smith et al., 2003). Tato specifická je relativně vzácným jevem v porovnání s ostatními akvatickými ekosystémy (Williams et Hogg, 1988).

Kvalita i kvantita vyvěrající vody je, mimo abiotických podmínek prostředí, ovlivněna

i antropogenními faktory (urbanizací, intenzivním hospodařením v povodí, aj.). Dnešní pramenné ekosystémy představují spíše refugia oproti své dřívější hydromorfologické variabilitě (Jahnig et Lorenz, 2008). Tento jev je způsoben především intenzifikací hospodaření v povodí, antropogenní činností jako jsou meliorační úpravy mokřadů, regulace průtoků, úpravy a revitalizace břehů a den vodních toků (Arnold et al., 2007; Smith et Wood, 2002).

Mezi hlavní fyzikální vlastnosti vody v pramenech patří teplota a průtok, které jsou relativně stálé, ale i přesto vykazují denní i roční fluktuace (McCabe, 1998).

Přítomnost a koncentrace chemických látek rozpuštěných v pramenné vodě je závislá na geologickém podloží a půdních vrstvách, skrz které se voda dostává na povrch. Zároveň mohou být ve vodě obsaženy i látky, které se do pramene dostaly z rozvodí (Webb et al., 1988). Voda v pramenech obsahuje malé množství saprobiontů, které jsou buď alochtonního (spadané listí, splachy z přilehlého okolí) nebo autochtonního (primární produkce organismů biotopu) původu (McCabe, 1998). Tudíž se jedná o vodní biotopy s nízkým saprobním indexem a mohou být zařazeny do kataprobních nebo oligosaprobních ekosystémů. Přítomnost a koncentrace rozpuštěných látek (solí) v pramenech, které se do pramenů dostaly vyplavením z geologického podloží, může nepřímo ovlivňovat biodostupnost a toxicitu jednotlivých rizikových prvků obsažených ve vodě. Soli vyplavené z geologického podloží přímo ovlivňující pH vody a z výzkumů popsaných výše (kapitola xx) můžeme usuzovat, že snížení nebo zvýšení pH má vliv na biodostupnost a toxicitu jednotlivých konkrétních rizikových prvků.

3.11.3. Geologie

Jak již bylo výše zmíněno, geologické a půdní poměry ovlivňují pH, salinitu a další fyzikálně-chemické vlastnosti podzemních vod, zároveň však mohou způsobovat výskyt těžkých kovů ve vodách. Geologické podloží je přírodního původu a různé horniny obsahují některé těžké kovy. Kovy se z hornin mohou rozpouštět a tvořit tak formy, které jsou toxické. Horniny mají určitou sorpční kapacitu, která je v přirozeném stavu nasycena hlavně vápníkem a hořčíkem. Většina těžkých kovů ale vykazuje vyšší sorpční schopnost a dokáže tak tyto přirozeně nasorbované prvky vytěsnit. V této fázi, kdy jsou těžké kovy sorbované v hornině nebo zemině (ať už z přírodního nebo antropogenního zdroje), je zásadně snížena jejich nebezpečnost vůči svému okolí a je tak i omezeno jejich šíření do okolního prostředí. V určitém okamžiku však může dojít ke 100% nasycení horniny těžkými kovy a jejich

další šíření do okolí již není horninou blokováno (Navrátil et Hojdová, 2009).

Za nejvíce nebezpečné kovy, které se mohou v podzemních vodách vyskytovat díky rozpouštění hornin, jsou olovo (Pb), arsen (As), rtuť (Hg) a chrom (Cr) a mezi toxické formy těžkých kovů patří $\text{Cr}_2\text{O}_7^{-2}$, Cr^{+3} , Cr^{+4} , As^{+5} , As^{+3} , Cu^{+2} , Pb^0 , Pb^{+2} , Pb^{+4} , Hg^{+2} , Cd^{+2} (Levinson, 1980).

Olovo se vyskytuje v galenitu (PbS), anglesitu (PbSO_4) a cerrusitu (PbCO_3). V kyselých oblastech se pak rozpuštěné olovo vyskytuje ve formě Pb^{2+} a v neutrálních a alkalických oblastech se vyskytuje jako arbonatokomplex (Marshall et Fairbridge, 1999).

Arsen se v přírodě vyskytuje ve formě sulfidů a to jako arsenopyrit (FeAsS), realgar (As_4S_4) a auripigment (As_2S_3). Arsen se také v malém množství objevuje ve všech sulfidických rudách. Arsen ve formě arsenitanu (As^{3+}) je nejtoxičtější forma, následuje arseničnan (As^{5+}), nejméně toxické jsou organické sloučeniny arsenu. Na rozdíl od ostatních kovů, se arsen dobře kumuluje v říčních sedimentech, odkud se těžce sanuje (Schlesinger, 2005).

Rtuť se v přírodě vyskytuje v rumělce (HgS). V elementární formě (Hg^0) se může vyskytovat i v sulfidických rudách, z kterých se při zahřívání vypařuje a dostává do dalších složek životního prostředí (Marshall et Fairbridge, 1999).

Měď se přírodně vyskytuje v mnoha minerálech, hlavně pak v siričích ve formě chalkopyritu, covellinu, chalkozínu aj. Měď je možné nalézt v horninách i jako ryzí kov. Největší množství pochází hydrotermálních ložisek a z ložisek sedimentárních. Měď jeví afinitu k síře, stejně jako rtuť, se měď často nachází v sulfidických rudách, z kterých se při zahřívání vypařuje a dostává se tak v rozpuštěné formě do vody (Schlesinger, 2005).

Chrom se v přírodě vyskytuje jako chromit FeCr_2O_4 , krokoit PbCrO_4 a v dalších minerálech, obsahující hliník. Forma čtyřmocného chromu je ve vodě a dalších polárních látkách dobře rozpustná a trojmocný chrom se dobře sorbuje na povrch částic v alkalickém prostředí. Adsorbce Cr^{4+} je pak spíše očekávána v kyselém prostředí (Schlesinger, 2005).

Ze znalostí geologických poměrů, pH prostředí a oxidační síly roztoků jsme schopni pomocí Purbaixových diagramů usoudit, která forma těžkých kovů se v dané lokalitě bude vyskytovat, a jsme tak schopni predikovat, které forma těžkého kovu se může v prostředí nacházet a zda je biodostupná a toxická (Brookins, 1988).

3.11.4. Popis společenstva makrozoobentosu pramenišť a její ovlivnění

Druhové složení z hlediska makrozoobentosu bylo studováno v historii převážně v Evropě (Thorup et Lindegaard, 1977; Lindegaard et al., 1998), Severní Americe (Williams et Hogg, 1988), ale i na Novém Zélandu a Austrálii (Scarsbrook et al., 2007). Organismy striktně vázané na prameny se nazývají krenobiontní, a druhy, které pronikají až do rhytrálního pásma, se nazývají krenofilní. Lentické druhy (organismy vázané na stojaté vody), např. *Cloeon dipterum*, obývají limnokrény a lotické druhy (organismy vázané na tekoucí vody), např. *Hydropsyche* sp., pak prameny typu rheokrén a helokrén, kde voda protéká a tvoří pramennou stružku (Hoffsten et Malmqvist, 2000). Tak na základě determinace typografie pramenu a složení substrátu jsme schopni odhadnout druhové složení populace v prameni. Pokud však bude složení společenstva jiné nebo bude úplně chybět, oproti předpokládanému nálezu, může to být první signál ukazující na znečištění vody. Hlavními zástupci makrozoobentosu v pramenech jsou měkkýši (*Mollusca*), korýši (*Crustaceae*), vodní roztoči (*Acar*) a larvy hmyzu (*Insecta*), jako jsou pošvatky (*Plecoptera*), chrostíci (*Trichoptera*), z dvoukřídlých (*Diptera*) pakomáři nebo muchničky. Dále tam můžeme nalézt i ploštěnky (*Tricladida*). Na okrajích pramenů a v pramenných stružkách vznikají specifická mikrostaniště s malou hloubkou vody, vytvářejí tak specifické příznivé stanoviště pro některé druhy bentických bezobratlých (larvy chrostíků (*Trichoptera*) rodů *Beraea*, *Ernodes* či *Crunoecia irrorata*) a zároveň vytvářejí přechod mezi vodním a terestrickým prostředím (Lindegaard et al., 1998).

Společenstva v prameništích i vodních tocích obecně, se dají popisovat i podle trofických skupin makrozoobentosu (functional feeding groups, dále jen FFG). Systém FFG dělí organismy do šesti kategorií. Jsou to kolektivní sběrači, kolektivní filtrátoři, kouskovači (shredders), seškrabávači, predátoři a ostatní (tj. parazité či neznámí), (Merritt et Cummins, 1996). Tato potravní síť dále vysvětluje funkci bentických populací, díky které je možné porovnávat a hodnotit kvalitu toků a také fyzikálně-chemické charakteristiky toků, jelikož kompozice a abundance populací se značně mění na základě znečištění. V čistých tocích lze nalézt všechny trofické úrovně, zatímco ve vodách se zvýšeným znečištěním se postupně snižuje i abundance zástupců jednotlivých trofických úrovní, a může dojít i k úplné absenci některé z úrovní (Ab Hamid et Md Rawi, 2014).

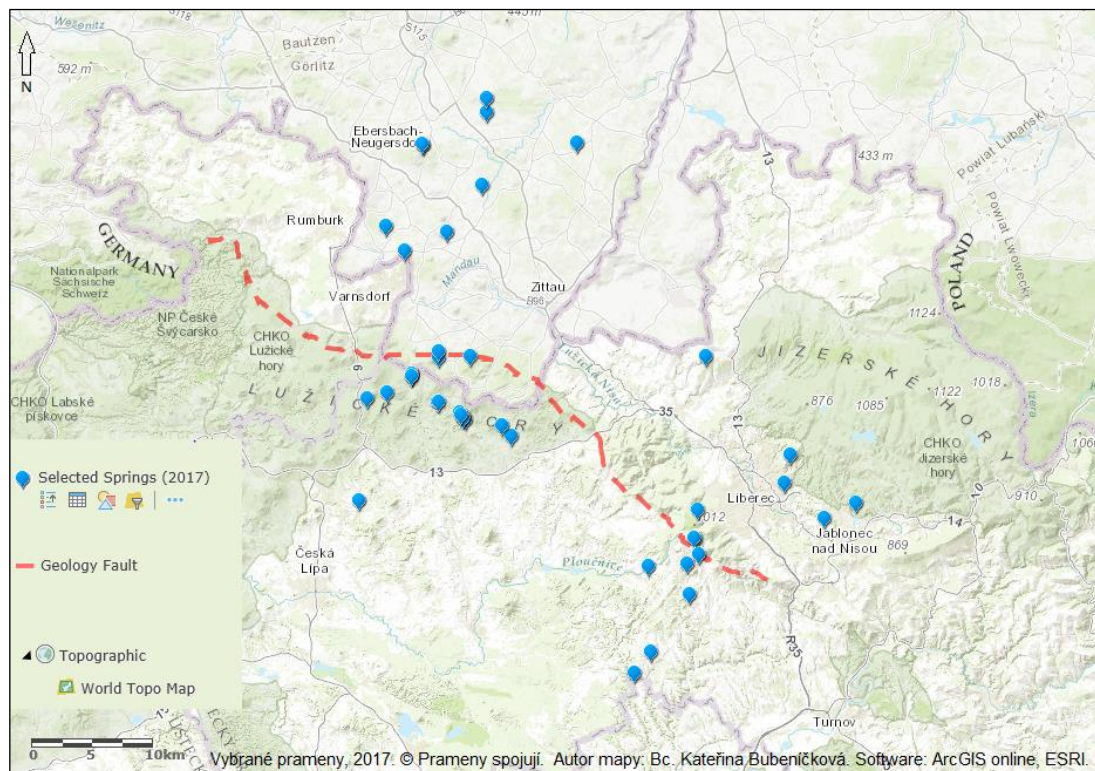
Thorup a Lindegaard (1977) nebo William et al. (1997) považují prameny jako biotop vhodný pro reliktní druhy, které se zde kumulují v důsledku zanikání jejich původních

vhodných habitatů v důsledku měnících se podmínek prostředí. Tyto druhy se dělí do tří skupin na:

1. stenotermní relikty - druhy, které pocházejí z pozdního glaciálu a v prameništích našly konstantní chladné prostředí oproti neustále zvyšující se teplotě v ostatních částech přírody. Jedná se hlavně o druhy *Parachiona picicornis* a *Plectocnemia conspersa*.
2. atlantické relikty - tyto hledají v prameni úkryt před extrémními nízkými teplotami v zimním období (*Agapetus fuscipes*, *Wormaldia occipitalis*, *Odontocerum albicorne*).
3. subboreální relikty - zde se centralizují a chrání před vysokými letními teplotami (*Protonemura hrabei*) (Reslová, 2011).

4. Metodika

4.1. Studovaná oblast



Obrázek 1 Mapa, zobrazující vybrané prameny pro odběry na rok 2017. (Prameny spojují ©2016: Prameny spojují [cit. 2018.4.11], dostupné z www.prameny.tul.cz).

Odběry probíhaly na okraji Jizerských hor, v Lužických horách, Ještědsko-Kozákovském hřebeni a v Žitavské pánvi (Zittauer Gebirge).

Prameny byly vybrány v této oblasti, protože je zde velká geologická rozmanitost. Nachází se zde hranice tří velkých geologických jednotek (Krkonošsko-jizerského krystalinika (paleozoikum), České křídové pánve (křída) a Žitavské pánve (terciér)) (Prameny spojují ©2016: Prameny spojují [cit. 2018.4.11], dostupné z www.prameny.tul.cz). Díky tomu je očekávaná vysoká diverzita dat ve všech studovaných parametrech tohoto projektu.

Zároveň se jednalo o menší biotopy, a proto se předpokládá velká druhová diverzita.

4.2. Studované druhy

Na tomto projektu, z hlediska hydrobiologického týmu, byly prováděny odběry bentických organismů. Z pozice sběru nebyly preferované jednotlivé druhy, proto výskyt druhů odráží složení celého bentického společenstva.

Pro zpracování této diplomové práce byli vybráni všichni zástupci *Plecoptera* a doplňkově i *Tricladida*. Jednotliví zástupci těchto skupin byli následně určeni do druhů nebo do nejnižší možné taxonomické jednotky.

4.3. Popis celkového schématu odběrů

Mým úkolem bylo v hydrobiologickém týmu odebrat 9 pramenů v létě 2016, 12 pramenů na podzim roku 2016 a 13 pramenů v obou sezónách v roce 2017. V roce 2016 zbytek pramenů odebíral Karel Koudela (Koudela, 2018) a další členové jiného týmu spadající pod ČZU, popř. TUL. V roce 2017 byly zbylé prameny rozděleny mezi Karla Koudelu (Koudela, 2018) a Diega San-Sabestiana (San-Sebastian, 2018).

Jedním z cílů této studie bylo determinovat pošvatky (*Plecoptera*). Proto byla mnou provedena determinace veškerých nalezených jedinců rodu *Plecoptera*, napříč všemi odběry z pramenů z let 2016 a 2017.

San-Sebastian a Koudela měli stejný cíl, ovšem zaměřený na jiné cílové skupiny. San-Sebastian determinoval veškeré jedince *Gammarus sp.* a Koudela všechny jedince rodu *Trichoptera*, napříč všemi prameny z let 2016 a 2017.

Na základě vyhodnocení základních makrozoobentických skupin všemi členy týmu byla vytvořena výsledná tabulka, obsahující veškeré informace o počtech nalezených jedinců příslušných taxonů s informací, ke kterému prameni jedinci patří a kdy byl proveden jejich sběr. Tato tabulka potom sloužila jako částečný zdroj dat k vypočtení jednotlivých analýz a byla nasdílena mezi všemi členy hydrobiologického týmu, tak, aby měl každý přístup k informacím o taxonomických skupinách a dalším informacím (Příloha č. VI).

4.4. Sběr bentických vzorků

Projekt *Prameny spojují krajiny a státy* je realizován v období od 1. 2. 2016 do 31. 1. 2019. Hydrobiologický tým stanovil četnost jednotlivých odběrů na dva odběry za rok,

a to vždy jednou v letním a jednou v podzimním aspektu.

Odběry makrozoobentosu byly doposud prováděny ve dvou (za sebou následujících) letech 2016 a 2017. První odběr (9 pramenů) proběhl na přelomu června a července 2016, druhý odběr (12 pramenů) byl realizován na konci října 2016.

Po změně rozsahu sledovaných počtů pramenišť byly odběry během roku 2017 na 13 prameništích. První odběr byl uskutečněn na přelomu června a července roku 2017 a druhý odběr na přelomu října a listopadu 2017.

Pro odběr vzorků makrozoobentosu byly použity tyto pomůcky:

- síto o velikosti ok 0,5 mm
- plastová nádoba na vodu (kýbl, V = 10 l)
- plastová trubka (d = 120 mm, l = 250 mm)
- ocelová naběračka
- několik kusů velkých a malých plastových misek
- ocelová pinzeta
- plastová lahev (V = 1l)
- plastová lahvička (V = 50 ml)
- malé plastové lahvičky s náplní čistého etanolu (V = 10 ml) (pro uchování ploštěnek (*Tricladida*) odebraných v roce 2017)
- denaturovaný etanol
- lihový fix (na popis nádob)

Každý odběr vzorků byl prováděn stejným postupem, aby došlo k objektivnímu a vzájemně porovnatelnému výsledku mezi jednotlivými prameny.

Samotný odběr probíhal vtlačováním trubky o daném průměru (120 mm) do substrátu 5 cm pod její spodní okraj, v závislosti na tvrdosti a skladbě substrátu dna. Substrát uvnitř trubky (do hloubky cca 5 cm) byl vyhrabán ocelovou naběračkou a vložen do odkládací misky. Z něj byly ručně pomocí ocelové pinzety vybrány ploštěnky (*Tricladida*) a byly uloženy do samostatné lahvičky s čistou vodou v roce 2016 a v roce 2017 do malých lahviček s čistým etanolem. Ostatní, okem viditelné organismy byly rovnou separovány do malé lahvičky a zakonzervovány 70% lihem (nebo směsí H₂O a 100% lihu v poměru 1:2), aby nedocházelo k jejich rozkladu. Ploštěnky (*Tricladida*) byly uchovávány zvláště v čisté vodě nebo lihu z důvodu pozdější možné identifikace, protože kontakt těl ploštěnek (*Tricladida*) a 70% lihu má za následek zkroucení těla ploštěnek (*Tricladida*) a není pak možné provést jejich identifikaci. Zbylý materiál s organismy se postupně přidával do síta s velikostí

ok 0,5 mm a přebytečný materiál byl postupně v kýblu vymýván. V sítu zbyl jen organický a anorganický materiál a organismy. Tento zbytek byl vložen do velké lahve s obsahem 1 l zafixován směsí 70% lihu a opatřen identifikačním štítkem, který obsahoval informace o prameni (kód) a datum sběru.

Jeden celkový odběr pramene byl tvořen šesti zanořeními trubky do substrátu, pokaždé na jiném místě v prameni. Získaný materiál z těchto šesti dílčích odběrů byl smíchán dohromady a představoval výsledný vzorek reprezentující makrozoobentos daného prameniště k datu odběru.

4.5. Zpracování vzorků

Každý jednotlivý vzorek byl vysypán do síta s oky o velikosti menší než 0,5 mm (definice velikosti makrozoobentosu) a propláchnutý vodou tak, aby byl vyplaven přebytečný materiál. Dále byl vzorek po částech vkládán do Petriho misek a pod stereomikroskopem (binolupa) typu ZENITH STM-40 se zvětšením 20x/40x byli separováni veškerí živočichové a ukládáni do malých lahvíček se 70% lihem ($V = 250$ ml). Jednotlivé lahve byly opatřeny identifikačním štítkem, na kterých je uvedený příslušný kód pramene, datum sběru, případně pak rody organismů. *Plecoptera* byly určovány nejen podle klíče určeného k determinaci pošvatek tj. Raušer (1959), ale i za pomoci Klíče vodních larev hmyzu (Rozkošný, 1980). Pro určení ploštěnek (*Tricladida*) byl použit klíč od Hrabě et al. (1954).

4.6. Stanovení kovů a fyzikálně-chemických parametrů vody

Vzorky vody pro hydrochemické analýzy byly odebírány zhruba jednou měsíčně do 250 ml plastových lahví, vždy tři lahve pro jednu lokalitu (1x pro stanovení kationtů, 1x pro stanovení aniontů a 1x pro titraci hydrogenuhličitanu).

Přímo na místě sběru pak byly vždy naměřeny hodnoty pro pH, teplotu, koncentraci rozpuštěného O_2 ve vodě a elektrickou konduktivitu pomocí Multimetru typu WTW Multi 3430. Redox potenciál byl měřen měřičem WTW pH 320.

Vzorky vody byly analyzovány v TUD-IHI laboratoři v Žitavě, kde byly stanoveny hodnoty NO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , PO_4^{3-} využitím Chromatografu (Dionex ISC-1100) a vybrané kovy (např. Ca, Mg, Fe, Al, všechny kovy v kap. č. 4.8) indukčně vázanou plazmou optickým emisním spektrometrem (ICP-OES, PerkinElmer) podle DIN EN ISO 11885 a hmotnostním spektrometrem s indukčně vázanou plazmou

podle DIN EN ISO 17294-2, podle jejich koncentrace. Hydrogenuhličitánová koncentrace byla stanovena titrací za použití HCl.

K interpretaci dat byl použit softwarový balíček Diagrammes (Simler, 2017). Interpretace dat zahrnovala kontrolu iontové rovnováhy (stejný součet hlavních aniontů a kationtů), stanovení hydrochemických vodních typů a mapování dat ve formě konkrétních hydrochemických grafů.

Odběr vzorků sedimentu v pramenech probíhal dvakrát ročně (jaro, podzim). Vzorky sedimentů byly odebrány do plastových nádob a při návratu do laboratoře zmrazeny. Následně byly vzorky zpracovány lyofilizací (zmrazením), homogenizací, síťováním a mikrovlnným rozkladem. Po rozkladu byly koncentrace kovu ve vzorcích analyzovány v laboratoři ČZU v Praze pomocí spektrometrů FAAS a GTAAS (Agilent Technologies) (Vítvar et al., 2017).

4.7. Přehled přijatých a použitých dat

Data, která byla čerpána pro výsledné analýzy, pocházela z několika zdrojů.

Z hlediska makrozoobentických analýz a analýz pošvatek (*Plecoptera*) a ploštěnek (*Tricladida*), byla data čerpána z výsledné tabulky, sestavené Mgr. Michalem Bílým Ph. D., jakožto vedoucím hydrobiologického týmu a Diegem San-Sebastianem (příloha č. VI). Do této tabulky přispěli daty všichni členové hydrobiologického týmu (Bubeníčková, Koudela, San-Sebastian) a také z ní všichni členové týmu čerpali informace potřebné k vypracování statistických analýz (více kap. 4.3).

Dalším zdrojem byla data, které vypracoval tým prof. RNDr. Dany Komínkové, Ph. D., který spolu vedla Ing. Lucie Součková. Tato data obsahovala informace o koncentraci kovech v sedimentu, vodě a organismech (výpis jednotlivých kovů v kap. 4.8). Dále také obsahovaly informace o chemických parametrech (více kap. 4.8). Poskytnutá data jsou uvedena v příloze č. IV a VI a jejich úložiště je: Prameny spojuje ©2016: Prameny spojuje [cit. 2018.4.11], dostupné z www.prameny.tul.cz.

4.8. Statistické analýzy

Veškeré statistické analýzy byly počítány v programu R (R Development Core Team,

2008) nebo RStudio (RStudio Team, 2015).

Pro grafické zobrazení rozvržení četnosti taxonů byl použit software Microsoft Office, z něho Excel (verze 2016), ve kterém byly vytvořeny základní sloupcové grafy.

Pro znázornění vztahů jednotlivých taxonů mezi sebou byla v programu R (R Development Core Team, 2008) použita knihovna (Package) vegan (Oksanen J. et al., 2017) a z této knihovny pak vybrána korespondenční analýza (Correspondence analysis, CA).

Výpočet a vysvětlení vztahů taxonů a abiotických podmínek prostředí byl vytvářen v programu R (R Development Core Team, 2008). V tomto softwaru byl proveden lineární model (dále jen LM) za pomoci balíčku lme4 (Bates et al., 2015). Lineární model byl testován anovou (konkr. F testem) a za průkazné byly považovány výsledky, které měly hodnotu F value menší než 0,05 (tzn. 95% pravděpodobnost pro zamítnutí nulové hypotézy). Vysvětlovanou proměnnou zastupovaly pošvatky (*Plecoptera*) nebo ploštěnky (*Tricladida*) a vysvětlující následující kovy: Li, B, V, Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, As, Rb, Sr, Mo, Cd, Ba, Pb, Sb, Al, Fe, Na, Mg, K, Si, Ca a U (všechny kovy a uran v následující jednotce $\mu\text{g/l}$, veškeré koncentrace kovů, s kterými bylo počítáno, jsou koncentrace kovů ve vodě). Data o kovech a abiotických faktorech (příloha č. IV a VII), která vstupovala do analýz, byla brána ze dne odběru kovů (popř. jiných abiotických faktorů) který byl nejbližší k datu odebrání makrozoobentosu. Dále pak teplota ($^{\circ}\text{C}$), pH, elektrická vodivost ($\mu\text{S/cm}$), redoxní potenciál (mV), rozpuštěný kyslík (mg/l) a kationt Cl^- (mg/l). Koncentrace kovů a iontů, se kterými bylo počítáno, byla koncentrace jednotlivých iontů ve vodě.

Výsledný model pro závislost pošvatek (*Plecoptera*) a ploštěnek (*Tricladida*) a kovů byl počítán z dat ze sběrů v letech 2016 a 2017 ($n=105$), a model pro závislost pošvatek (*Plecoptera*) a ploštěnek (*Tricladida*) a abiotických faktorů byl počítán z dat z roku 2017 ($n=63$).

Před provedením lineárního modelu (dále jen LM) byla testována normalita dat pomocí Shapiro-Wilkova testu, který prokázal, že data nemají normální rozdělení a proto byl zvolen LM. Vysvětlovaná proměnná byla transformována pomocí $\log(x+1)$. Dále před provedením lineárního modelu byly spočítány korelace všech vysvětlujících proměnných. Z vysvětlujících proměnných, které korelovaly, byla odebrána vždy jedna vysvětlující z páru a se zbylými proveden lineární model. Z kovů, se kterými bylo počítáno, byly: lithium (Li), chrom (Cr), nikl (Ni), měď (Cu), arsen (As), rubidium (Rb), kadmium (Cd), bor (Ba), olovo (Pb), antimon (Sb), hliník (Al), železo (Fe), sodík (Na), hořčík (Mg) a Uran (U). Z abiotických faktorů bylo počítáno

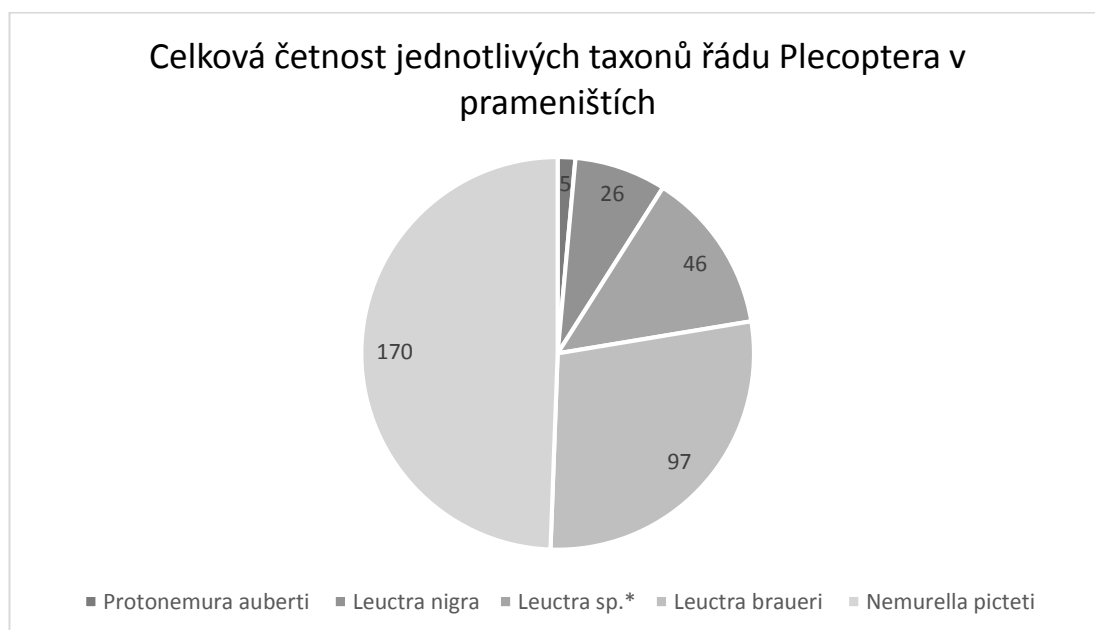
s teplotou, pH, redoxním potenciálem, elektrickou konduktivitou a rozpuštěným kyslíkem (O_2) ve vodě.

5. Výsledky

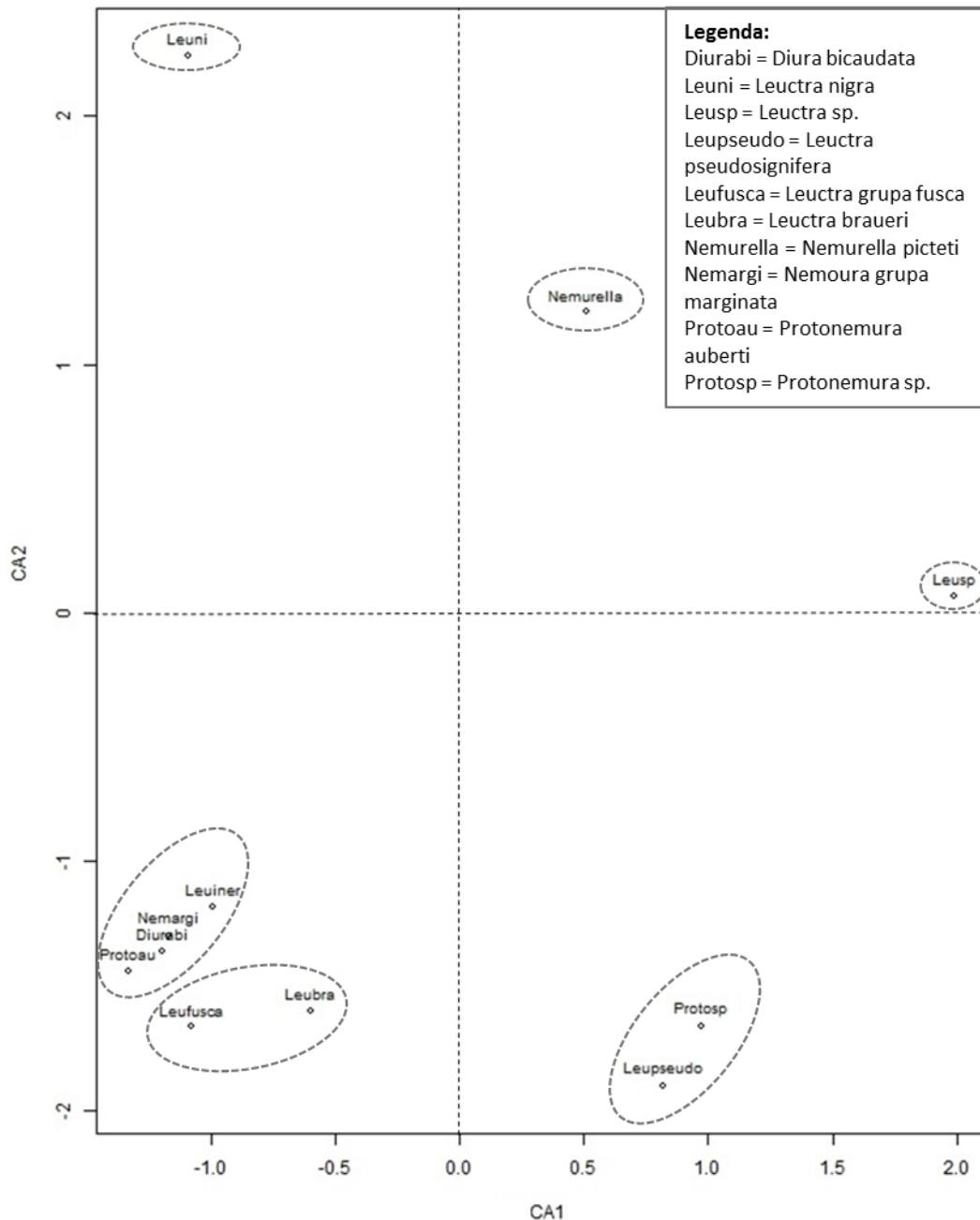
5.1. Společenstvo pošvatek (*Plecoptera*)

Tabulka 2 Seznam taxonu a jejich procentuální četnost ve vztahu k celkovému počtu všech nalezených jedinců *Plecoptera*, $n=350$. Počet pozorování, kde byly nalezeny *Plecoptera*, $n=43$. Počet pramenů, ve kterých byly *Plecoptera* nalazeny, $n=32$. Data vycházejí z tabulky v příloze č. V.

Taxon	Celková četnost	Procentuální četnost [%]
<i>Nemurella picteti</i>	170	48,57
<i>Leuctra braueri</i>	97	27,71
<i>Leuctra sp. *</i>	46	13,14
<i>Leuctra nigra</i>	26	7,43
<i>Protonemura auberti</i>	5	1,43
<i>Diura bicaudata</i>	1	0,29
<i>Leuctra grupa inermis</i>	1	0,29
<i>Leuctra grupa fusca</i>	1	0,29
<i>Leuctra pseudosignifera</i>	1	0,29
<i>Nemoura grupa marginata</i>	1	0,29
<i>Protonemura sp. *</i>	1	0,29
Total count	350	100



Obrázek 2 Výšečový graf znázorňující procentuální četnost zastoupení 5 nejpočetnějších taxonů pošvatek ($n = 344$) v pramenech v oblasti Lužického zlomu. Počet pozorování, kde byly tyto taxony nalezeny, $n = 40$. Počet pramenů, ve kterých byly tyto taxony nalezeny, $n = 29$. Data vycházejí z tabulky v příloze č. V.



Obrázek 3 Korespondenční mapa (výsledek CA) zobrazující korespondenci jednotlivých taxonů Plecoptera, n=350. Šrafovanou čarou jsou vyznačené jednotlivé skupiny, jak spolu jednotlivé taxony korespondují. Celkový počet všech nalezených jedinců Plecoptera v letech 2016 a 2017 byl: n=350. Počet pozorování, kde byly nalezeny Plecoptera byl: n=43. Počet pramenů, ve kterých byly Plecoptera nalezeny, n=32. Data vycházejí z tabulky v příloze č. V.

Celkový počet všech nalezených pošvatek (*Plecoptera*) v prameništích za sezóny 2016 a 2017 byl 350. V letní sezóně při odběru v roce 2016, bylo nalezeno 45 jedinců a v podzimním odběru v roce 2016 pouze 7 jedinců. V roce 2017 z letních sběrů bylo identifikováno 115 jedinců a v podzimním sběru pro tentýž rok bylo nalezeno

162 jedinců. Nejvyšší četnost výskytu byla zaznamenána u druhu *Nemurella picteti* (n = 170), tento druh tvořil 48,57 % celkového počtu všech nalezených jedinců pošvatek (*Plecoptera*). Druhým nejrozšířenějším druhem byl druh *Leuctra braueri* (n = 97), představoval 27,67% z celkového počtu nalezených pošvatek (*Plecoptera*). Dalším taxonem, který zastupoval 13,14% z celkového počtu pošvatek (*Plecoptera*) byl *Leuctra sp.* (n = 46). Jedinci zařazení do tohoto taxonu, byli zařazení pouze do rodu, protože byli v nízkém juvenilním stádiu a jejich podrobnější determinace již nebyla možná, z důvodu nevyvinutých charakteristických znaků, potřebných k určení do druhu. Další druh, který tvořil 7,43% byl *Leuctra nigra* (n = 26). Druh *Protonemura auberti* tvořil 1,43% z celkového počtu nalezených pošvatek (*Plecoptera*) (n=5). Ostatní taxony byly nalezeny v prameništích pouze s jedním výskytem (n = 1) a jejich procentuální četnost byla 0,29%. Jedná se o taxony *Diura bicaudata*, *Leuctra pseudosignifera*, *Nemoura grupa marginata*, *Leuctra grupa fusca*, *Protonemura sp.* a *Leuctra grupa inermis*. Mimo druhu *Diura bicaudata* a *Leuctra pseudosignifera*, byly ostatní taxony s n = 1 zařazeny do nejnižší možné taxonomické kategorie, protože se jednalo o stejný případ jako u rodu *Leuctra sp.*

Z výsledků korespondenční analýzy (Obr. 3) se dají jednotlivé taxony pošvatek (*Plecoptera*) řadit do 6 skupin podle korespondence taxonů. První skupina taxonů, které by se teoreticky vyskytovaly pohromadě, byla tvořena *Leuctra grupa inermis*, *Nemoura grupa marginata*, *Protonemura auberti* a *Diura bicaudata*. Ovšem všechny tyto taxony v celkových odběrech měly nízkou četnost zastoupení (n ≤ 5), a proto výsledek není brán signifikantně. Druhou skupinu korespondujících taxonů zastupují taxony *Leuctra grupa fusca* a *Leuctra braueri*. Tyto taxony měly vyšší četnost výskytu a jejich vztahy výskytu je možné považovat za průkazné. Třetí skupinu korespondujících taxonů tvoří *Protonemura sp.* a *Leuctra pseudosignifera* (oba taxony n = 1). Jejich četnost v celkovém vzorku byla natolik nízká, aby mohla být interpretace výsledků průkazná. Další tři skupiny jsou tvořeny vždy zvlášť jedním druhem/taxonem (*Leuctra nigra*, *Nemurella picteti* a *Leuctra sp.*). Oba tyto druhy a rod tvořily dominantní složku v celkovém počtu všech nalezených pošvatek. Proto je možné tyto výsledky považovat za průkazné.

Výsledky korespondenční analýzy tedy vypovídají o tom, že každý z těchto druhů, popř. rod, mají své specifické nároky na prostředí, ve kterém se vyskytují.

5.2. Závislost taxonu pošvatek (*Plecoptera*) a abiotických faktorů

Tabulka 3 Výsledky lineárního modelu pro závislost pošvatek (*Plecoptera*) a jednotlivých vybraných koncentrací kovů ve vodě (n= 105). Průkazné výsledky (hodnota F-value $\leq 0,05$) jsou označeny tučně. Data vycházejí z tabulek v příloze č. II a VII.

Kov	F-value
Li	1,2178
Cr	1,3973
Ni	0,9083
Cu	0,0114
As	0,0005
Rb	0,5927
Cd	0,6714
Ba	0,4429
Pb	2,6231
Sb	0,1163
Al	0,1826
Fe	0,2546
Na	0,0033
Mg	0,5751
U	1,6341

Z výsledků LM, kterým byl počítán vztah výskytu pošvatek (*Plecoptera*) a jednotlivých kovů, vyplývá, že průkazně vyšly (F value $\leq 0,05$) měď (Cu), arsen (As) a sodík (Na).

Sodík byl pozitivně korelován s chlórem ($r = 0,98$), tzn., že 98% sodíku se vyskytovalo ve formě chloridu sodného (NaCl). Vztah sodíku, popř. chloridu sodného a pošvatek (*Plecoptera*) vykazoval trend podobný pozitivní korelaci, kde vyšší počet pošvatek (*Plecoptera*) byl nalezen na lokalitách, kde byla vyšší koncentrace rozpuštěného Na (popř. NaCl) ve vodě.

Dalším průkazným kovem byla potvrzena měď (Cu). Výsledky modelu nám říkají, že pošvatky (*Plecoptera*) se vyskytovaly v prameništích s nižší koncentrací mědi ve vodě. 83% nalezených pošvatek (*Plecoptera*) se vyskytovalo v prameništích, kde se koncentrace mědi pohybovala v rozmezí 0,05 – 0,4 $\mu\text{g/l}$. V porovnání s celkovým rozptylem koncentrace mědi ve vodě 0,04 – 4,5 $\mu\text{g/l}$, je viditelné, že pošvatky (*Plecoptera*) preferovaly nižší koncentrace mědi ve vodě.

U arsenu (As) byl prokázán stejný vztah k pošvatkám (*Plecoptera*) jako u mědi. Ukázalo se, že čím větší koncentrace arsenu ve vodě byla, tím méně pošvatek (*Plecoptera*) se zde vyskytovalo. 91% pošvatek (*Plecoptera*) se vyskytovalo v prameništích, kde se koncentrace arsenu pohybovala v rozmezí 0,06 – 0,55 $\mu\text{g/l}$, zatímco celkový rozptyl koncentrace arsenu ve vodě byl

0,06 – 9,9 µg/l.

Výsledky lineárního modelu (n= 63) pro závislost pošvatek (*Plecoptera*) a abiotických faktorů.

Tabulka 4 Výsledky LM pro závislost *Plecoptera* a jednotlivých abiotických faktorů (teplota, pH, konduktivita, redox. Potenciál a koncentrace rozpuštěného O₂ ve vodě) (n=63). Průkazné výsledky (hodnota F-value ≤ 0,05) jsou označeny tučně. Data vycházejí z tabulek v příloze č. II a VII.

Abiot. Faktor	Teplota	pH	Konduktivita	Ox.-red. Pot.	O ₂
F value	3,82	0,01	0,58	0,65	1,13

Z výsledků LM, kterým byl počítán vztah výskytu pošvatek (*Plecoptera*) a jednotlivých abiotických faktorů (teplota, pH, konduktivita, redox. potenciál a obsah rozpuštěného O₂ ve vodě) vyplývá, že pošvatky (*Plecoptera*) inklinují v oblasti Lužických hor k určitému typu habitatu (nižší teplota, kyselejší pH, převažující oxidační procesy ve vodě).

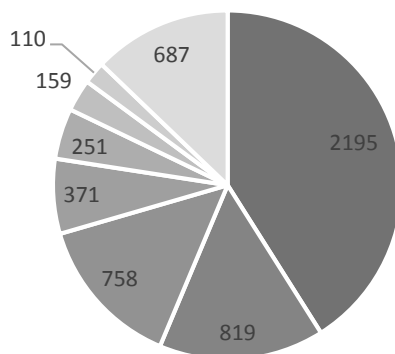
Z analýzy abiotických faktorů (Tab. 3) je patrné, že průkazným faktorem, který *Plecoptera* v této oblasti preferují, je pH. Po analýze výsledků je viditelné, že pošvatky (*Plecoptera*) preferují mírně kyselejší prostředí, protože 83% nalezených jedinců se vyskytovalo v pramenech, jejichž pH se pohybovalo v rozmezí 4,7 – 6,7.

5.3. Pošvatky (*Plecoptera*) a společenstvo

Tabulka 5 Seznam veškerých identifikovaných taxonů (n = 11) z odběrů v letech 2016 a 2017, jejich procentuální zastoupení v porovnání k celkovému počtu všech identifikovaných jedinců (n = 4750). Celkový počet odběrů byl: n = 133 a celkový počet pramenů byl: n = 43. Data vycházejí z tabulky v příloze VI.

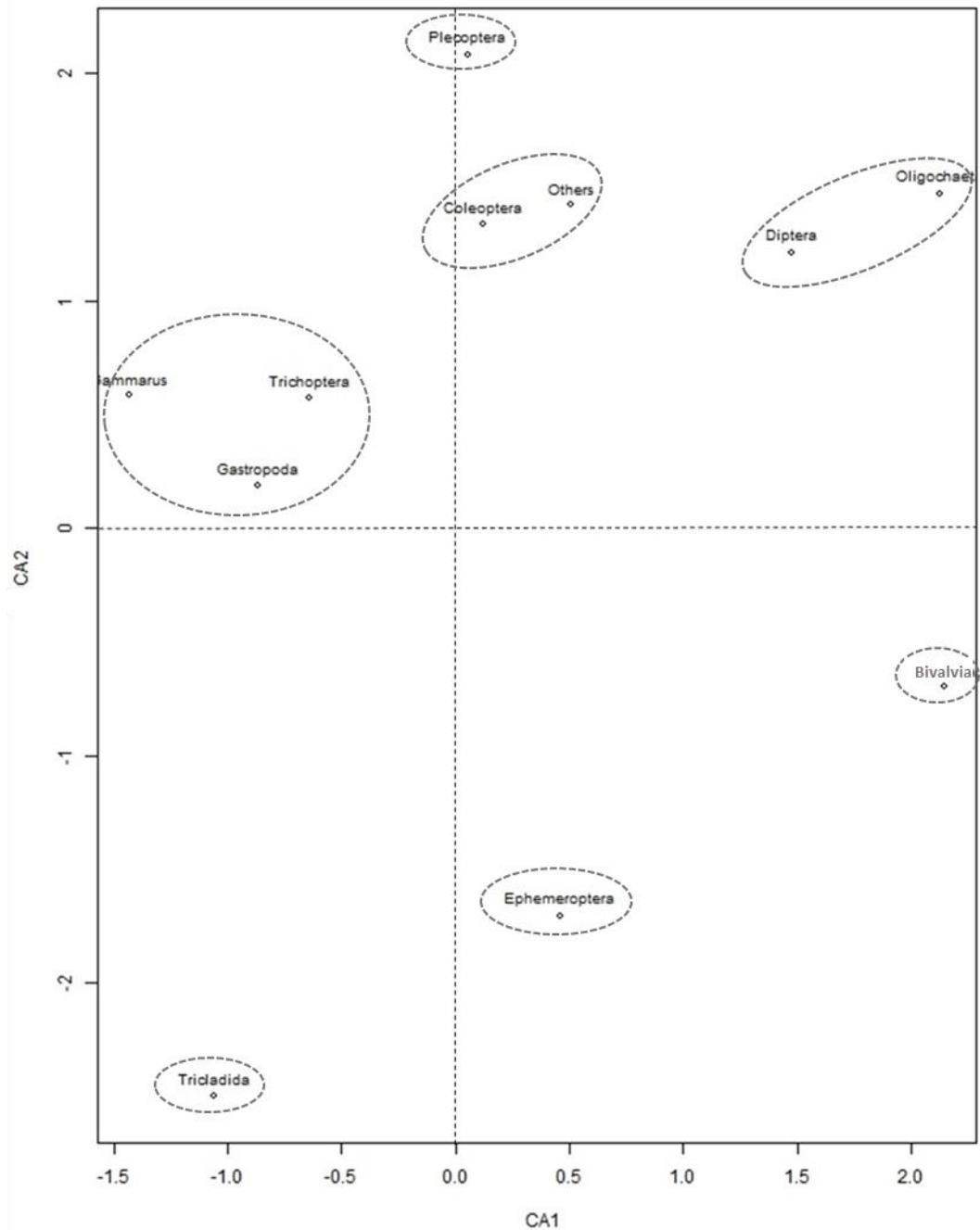
Taxon	Celková četnost	Procentuální četnost [%]
<i>Gammarus sp.</i>	2195	46,21
<i>Trichoptera</i>	819	17,24
<i>Diptera</i>	758	15,96
<i>Plecoptera</i>	371	7,81
<i>Bivalvia</i>	251	5,28
<i>Tricladida</i>	159	3,35
<i>Coleoptera</i>	110	2,32
<i>Gastropoda</i>	34	0,72
<i>Oligochaeta</i>	26	0,55
Others	22	0,46
<i>Ephemeroptera</i>	5	0,10
Total count	4750	100

Celková četnost makrozoobentických skupin v prameništích



■ Gammarus sp. ■ Trichoptera ■ Diptera ■ Plecoptera ■ Bivalvia ■ Tricladida ■ Coleoptera ■ Others

Obrázek 4 Graf znázorňující četnost jednotlivých taxonů ($n = 8$) bioty v pramenech v oblasti Lužického zlomu v letech 2016 a 2017. Do skupiny Others jsou zařazeny skupiny s nižší četností: Others, Gastropoda, Oligochaeta a Ephemeroptera. Celkové počty byly u identifikovaných jedinců, $n = 4750$, počet odběrů ($n = 133$) a počet pramenů ($n = 43$). Data vycházejí z tabulky v příloze č. VI.

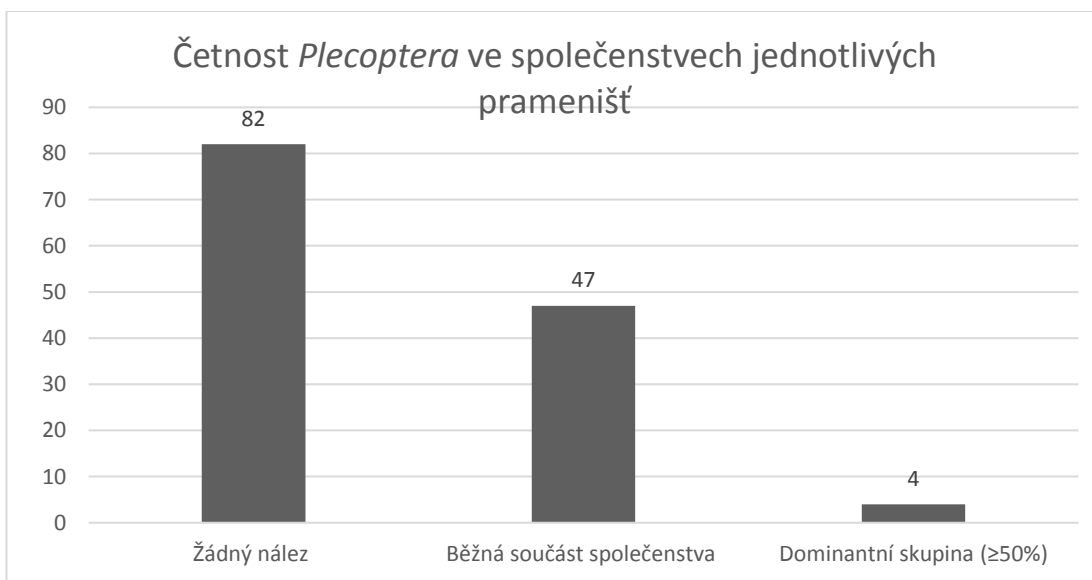


Obrázek 5 Korespondenční mapa (výsledek CA) zobrazující korespondenci jednotlivých identifikovaných taxonů, $n = 11$. Šrafovanou čarou jsou vyznačené jednotlivé skupiny, jak spolu jednotlivé taxony korespondují. Celkové počty byly u: identifikovaných jedinců, $n = 4750$, počet odběrů ($n = 133$) a počet pramenů ($n = 43$). Data vycházejí z tabulky v příloze č. VI.

Z celkového počtu všech nalezených a determinovaných organismů ($n = 4750$) v letech 2016, 2017 tvořil největší skupinu *Gammarus sp.* ($n = 2195$). Jeho procentuální zastoupení ve všech vzorcích činí 46,21%. Druhou nejpočetnější skupinou byli chrostíci (*Trichoptera*), kterých bylo nalezeno a determinováno

819 a představovali tak 17,24 % vzorků. Další významnou skupinou byli *Diptera* (n = 758) s 15,96%. *Diptera* tvořila sběrnou skupinu, do které byl zařazen veškerý dvoukřídlý hmyz, který nebyl blíže determinován, protože tyto druhy nebyly cílovou skupinou projektu. Pošvatky (*Trichoptera*) v celkovém počtu všech nalezených organismů činily 7,81% (n = 371). Další determinovanou skupinou byli mlži (*Bivalvia*), kteří tvořili 5,28%, bylo zde nalezeno 251 jedinců. Mezi mlži (*Bivalvia*) byli nalezeni jedinci čeledi *Sphaeriidae* (hrachovky), (Deshayer, 1855), hrachovky. Ploštěnek (*Tricladida*) bylo 159 a tvořily 3,35%. Další menší skupinu zastupovaly larvy brouků (*Coleoptera*) s 2,32% a četností 110 jedinců. Ostatní taxony, které tvořily méně než jedno procento, byli *Gastropoda* (n = 34, 0,72%), *Oligochaeta* (n = 26, 0,55%), *Ephemeroptera* (n = 5, 0,11%) a Others (ostatní). Ti určovali spádovou skupinu pro jiné taxony, které nebyly blíže determinovány do výše zmíněných taxonů. Zastupovalo je 22 jedinců a představovaly 0,46% vzorků.

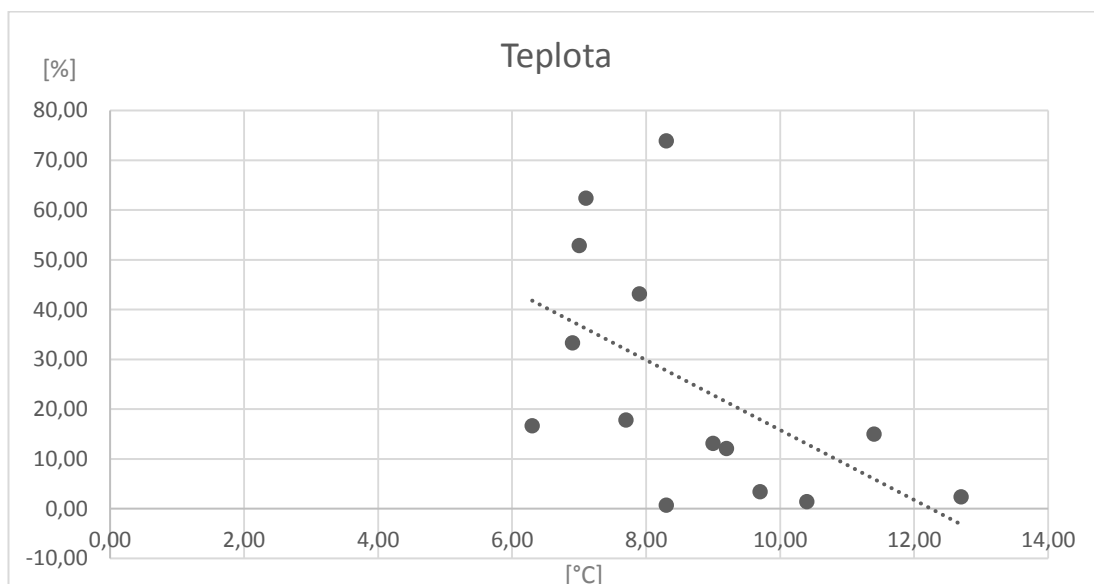
Z výsledku korespondenční analýzy (Obr. 5) se dají jednotlivé taxony rozřadit do 7 skupin. První největší skupinu, která vykazuje korespondenci, je tvořená skupinami chrostíků (*Trichoptera*), plžů (*Gastropoda*) a *Gammarus sp.* Další skupinu taxonů, které spolu dle výsledků korespondují, je tvořena kroužkovci (*Oligochaeta*) a dvoukřídlymi (*Diptera*). Třetí skupinu představují brouci (*Coleoptera*) a sběrná skupina ostatní (Others), ve které se nacházejí druhy, které nebyly pro tento výzkum primární. Následující 4 skupiny jsou tvořeny zvlášť jedním řádem (*Plecoptera*, *Bivalvia*, *Ephemeroptera* a *Tricladida*).



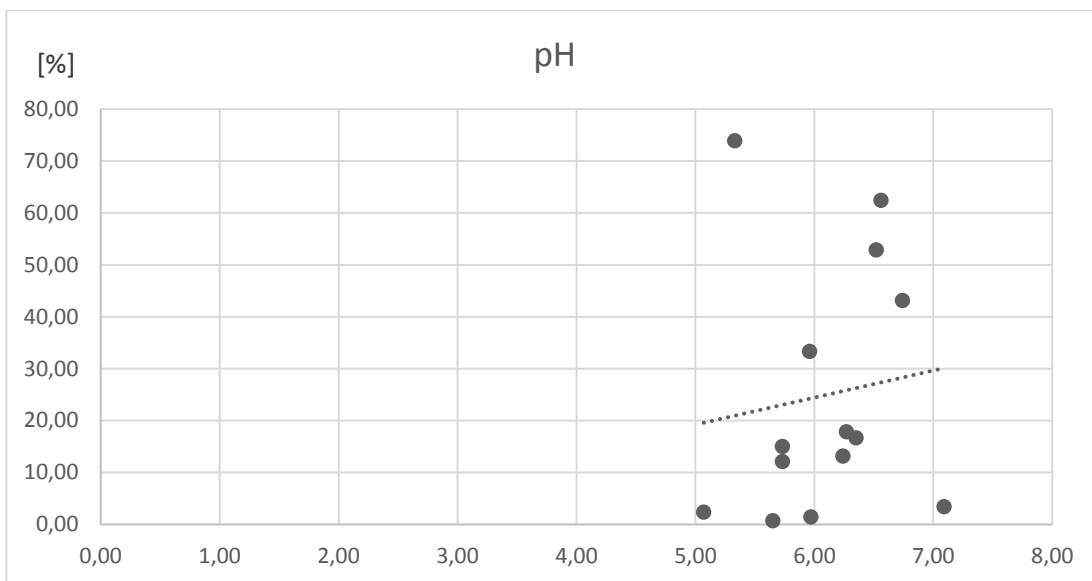
Obrázek 6 Graf znázorňující rozložení výskytu *Plecoptera* (n = 133) v prameništích v porovnání s ostatními skupinami makrozoobentosu v letech 2016 a 2017. Data vycházejí z tabulky v příloze č. V.

Plecoptera, které představovaly jednu z hlavních složek makrozoobentosu v prameništích v oblasti Lužických hor v letech 2016 a 2017, tvořily jako celek necelých 8% ze všech vzorků. Toto procento pak bylo dále zkoumáno, aby bylo vidět, jakou část společenstva *Plecoptera* tvoří v jednotlivých prameništích (Obr. 6). Z celkových 133 odběrů, se pošvatky (*Plecoptera*) ve více jak polovině pramenišť (n = 82) nevyskytovaly vůbec. Tam, kde se pošvatky (*Plecoptera*) vyskytovaly, tvořily jednu z několika běžně přítomných skupin a to pouze ve 4 odběrech (BS1014, 7. 7. 2016; X3, 28. 9. 2016, BN1041, 29. 6. 2017 a 2. 11. 2017) *Plecoptera* tvořily dominantní skupinu.

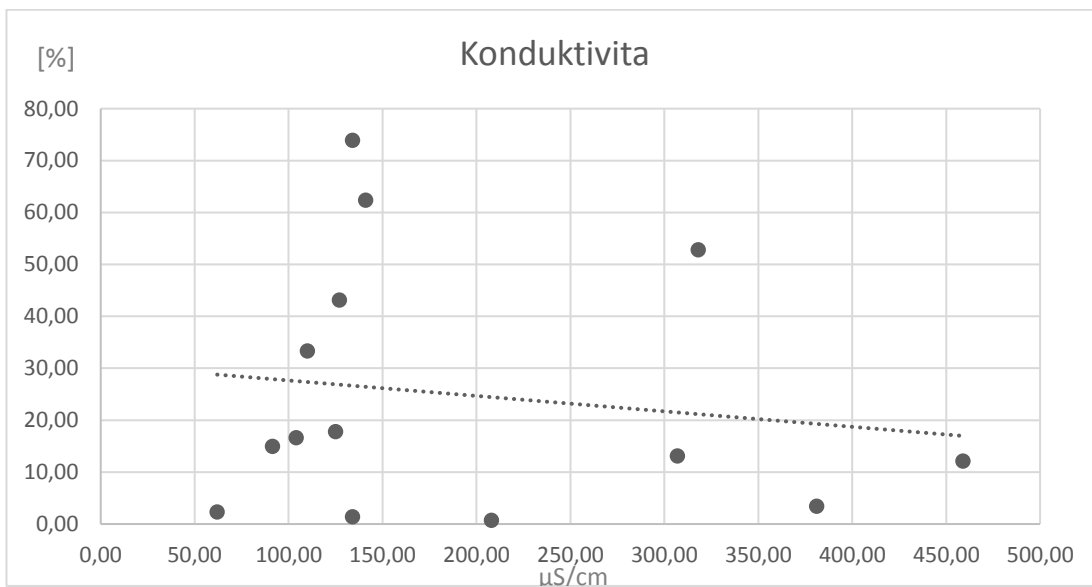
Následující grafy (Obr. č.: 7, 8, 9, 10, 11) byly vytvořeny pro odhalení možných trendů, které poukazují na vztah procentuálního zastoupení *Plecoptera* v prameništích (n = 15) v roce 2017 a jednotlivých fyzikálně-chemických parametrů vody.



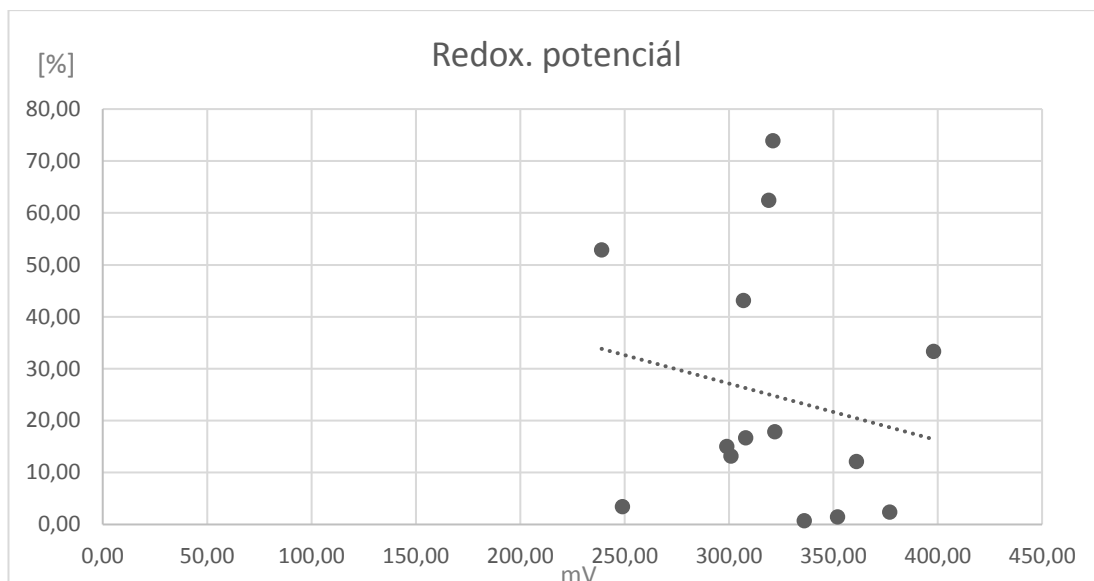
Obrázek 7 Graf, znázorňující trend procentuálního zastoupení *Plecoptera* (n=14) v prameništích v závislosti na teplotě (°C), data z letního odběru 2017. Data vycházejí z tabulky v příloze č. IV a V. Čím delší je křivka trendu, tím menší vypovídající hodnotu faktor má.



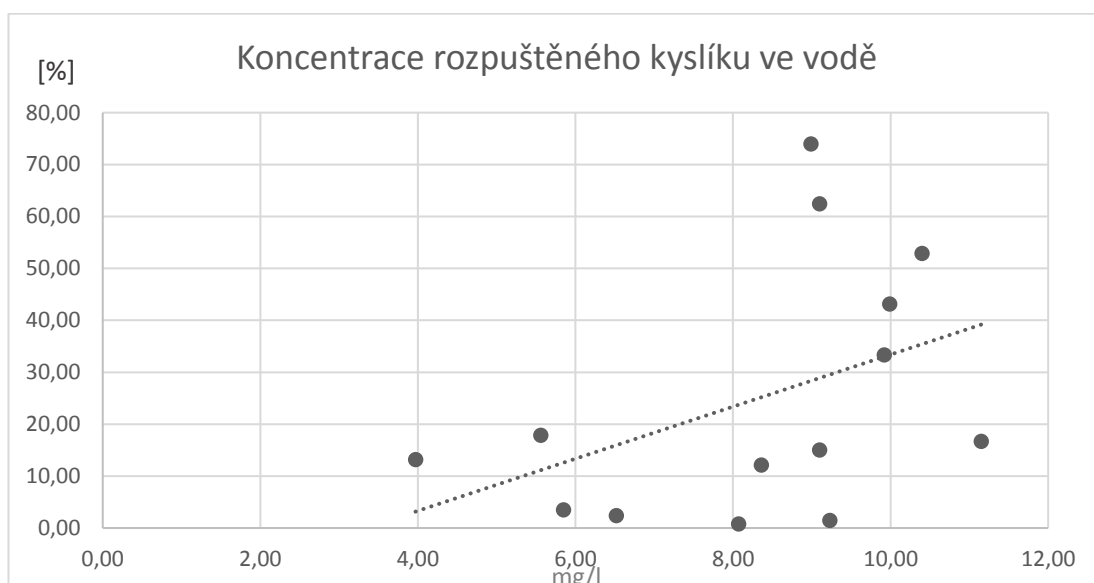
Obrázek 8 Graf, znázorňující trend procentuálního zastoupení Plecoptera ($n=14$) v prameništích v závislosti na pH, data z letního odběru 2017. Data vycházejí z tabulky v příloze č. IV a V. Čím delší je křivka trendu, tím menší vypovídající hodnotu faktor má.



Obrázek 9 Graf, znázorňující trend procentuálního zastoupení Plecoptera ($n=14$) v prameništích v závislosti na konduktivitě ($\mu\text{S}/\text{cm}$), data z letního odběru 2017. Data vycházejí z tabulky v příloze č. IV a V. Čím delší je křivka trendu, tím menší vypovídající hodnotu faktor má.



Obrázek 10 Graf, znázorňující trend procentuálního zastoupení Plecoptera ($n=14$) v prameništích v závislosti na oxidačně-redoxním potenciálu (mV), data z letního odběru 2017. Data vycházejí z tabulky v příloze č. IV a V. Čím delší je křivka trendu, tím menší vypovídající hodnotu faktor má.



Obrázek 11 Graf, znázorňující trend procentuálního zastoupení Plecoptera ($n=14$) v prameništích v závislosti na koncentraci rozpuštěného O_2 ve vodě, data z letního odběru 2017. Data vycházejí z tabulky v příloze č. IV a V. Čím delší je křivka trendu, tím menší vypovídající hodnotu faktor má.

Konduktivita a koncentrace rozpuštěného kyslíku ve vodě neprokazují smysluplný trend, který by mohl nastínit vztah těchto abiotických faktorů a procentuálního zastoupení *Plecoptera* ve vzorku.

Mimo jedné odlehle hodnoty, je z grafu (Obr. 7) viditelné, že procentuální četnost výskytu *Plecoptera* v prameništích stoupá se snižující se teplotou. To znamená, že *Plecoptera* preferují prameny s chladnější vodou.

U pH v této studii bylo popsáno a prokázáno (kap. 5.2), že *Plecoptera* inklinují k habitatům s mírně kyselým pH a tento graf (Obr. 8) potvrzuje výsledky statistické

analýzy této studie.

Vztah redoxního potenciálu a procentuálního zastoupení *Plecoptera* v prameništích nevykazuje žádné trendy, má spíše stabilní charakter, ale o to více poukazuje na to, že *Plecoptera* preferují biotopy, v kterých převažují oxidační procesy a tyto biotopy mají charakter čistého stanoviště.

5.4. Společenstvo ploštěnek (*Tricladida*)

Tabulka 6 Seznam taxonu a jejich procentuální četnost ve vztahu k celkovému počtu všech nalezených jedinců *Tricladida*, $n=159$. Počet pozorování, kde byly nalezeny *Tricladida*, $n=18$. Počet pramenů, ve kterých byly *Tricladida* nalezeny, $n=10$. Data vycházejí z tabulky v příloze č. V.

Species	Celková četnost	Procentuální četnost [%]
<i>Crenobia alpina</i> (Dana, 1766)	157	98,74
<i>Dugesia gonocephala</i> (Duges, 1830)	2	1,25

Ve všech vzorcích dominoval jediný druh ploštěnky, a to ploštěnka horská (*C. alpina*). Celkový počet všech nalezených jedinců ploštěnek (*Tricladida*) byl 159 a z celkového složení organismů tvořili 3,35%. Ze 159 jedinců patřilo 157 do druhu *Crenobia alpina* a zbylý dva jedinci byli determinováni jako *Dugesia gonocephala*. *D. gonocephala* byla nalezena na prameništích BS2231 a ES1008.

Tabulka 7 Výsledky lineárního modelu pro závislost *Tricladida* a jednotlivých vybraných koncentrací kovů ve vodě ($n=105$). Průkazné výsledky (hodnota F -value $\leq 0,05$) jsou označeny tučně. Data vycházejí z tabulek v příloze č. VI.

Kov	F-value
Li	0,8170
Cr	0,2760
Ni	0,0009
Cu	0,2110
As	1,4159
Rb	0,0407
Cd	0,1400
Ba	0,0829
Pb	0,0007
Sb	0,8365
Al	0,1826
Fe	0,2648
Na	0,4825
Mg	0,4216
U	0,1584

Z výsledků LM, kterým byl počítán vztah výskytu ploštěnek (*Tricladida*) a jednotlivých

kovů, vyšel průkazně (F value $\leq 0,05$) nikl (Ni), rubidium (Rb) a olovo (Pb).

U všech třech průkazných kovů (Ni, Rb, Pb) byl nalezen stejný vztah k výskytu ploštěnek (*Tricladida*) tak, že čím vyšší koncentrace kovu ve vodě byla, tím méně nebo vůbec se ploštěnky (*Tricladida*) ve studovaných lokalitách vyskytovaly. Celkový rozptyl koncentrace niklu (Ni) ve vodě byl 0,16 – 35,7 $\mu\text{g/l}$ a ploštěnky (*Tricladida*) se vyskytovaly v lokalitách, kde se koncentrace niklu ve vodě byla v rozmezí 0,81 – 5,2 $\mu\text{g/l}$. Celkový rozptyl koncentrace rubidia (Rb) ve vodě činil 0,15- 21,6 $\mu\text{g/l}$, ploštěnky (*Tricladida*) se vyskytovaly v pramenech, kde byla koncentrace rubidia ve vodě 1,4 – 11,8 $\mu\text{g/l}$. Koncentrace olova (Pb) se pohybovala v rozpětí 0,06-0,31 $\mu\text{g/l}$ a ploštěnky (*Tricladida*) byly nalezeny v pramenných vývěrech, kde se koncentrace olova pohybovala v rozmezí 0,06 – 0,015 $\mu\text{g/l}$.

Tabulka 8 Výsledky LM pro závislost Tricladida a jednotlivých abiotických faktorů (teplota, pH, konduktivita, redox. Potenciál a koncentrace rozpuštěného O₂ ve vodě) (n=63). Průkazné výsledky (hodnota F-value $\leq 0,05$) jsou označeny tučně. Data vycházejí z tabulek v příloze č. IV.

Abiot. Faktor	Teplota	pH	Konduktivita	Ox.-red. Pot.	O ₂
F value	0,27	0,11	0,0032	0,002	0,46

Z analýzy fyzikálně-chemických parametrů vody vyplývá, že průkazným faktorem ovlivňující četnost výskytu ploštěnek (*Tricladida*) je ve sledovaných prameništích konduktivita a oxidačně-redukční potenciál. Ploštěnky (*Tricladida*) se nevyskytovaly v pramenech chudých na rozpuštěné látky, ale ani v pramenech, kde byla koncentrace rozpuštěných látek příliš vysoká.

Celkový rozptyl redox potenciálu v prameništích se pohyboval od -95 do 437 mV a ploštěnky (*Tricladida*) se nacházely v pramenech, kde redox potenciál byl 312 – 352 mV. Z těchto výsledků lze tedy usoudit, že ploštěnky (*Tricladida*) kladou nároky na určitou čistotu prostředí.

Tabulka 9 Tabulka znázorňující veškerý společný výskyt (n=4) Plecoptera (n=25) a Tricladida (n=26) v pramenech. Data vycházejí z tabulky v příloze č VI.

Kód pramene	Sezóna	Plecoptera	Tricladida	TOTAL
BS1016	Léto 2017	1	12	13
BS1019	Léto 2017	2	11	13
BS2231	Léto 2017	20	1	21
BS2236	Léto 2017	2	2	4

Ploštěnky (*Tricladida*) tvořily samostatnou skupinu, která nekorespondovala s žádnými dalšími taxony (Obr. 5), to znamená, že se *Tricladida* v pramenech vyskytovaly zcela nezávisle na ostatních skupinách makrozoobentosu a z výsledků je možné chápat, že jejich výskyt inklinuje k určitému specifickému typu habitatu.

6. Diskuze

6.1. Společenstvo pošvatek (*Plecoptera*)

Rozdíl v četnosti nalezených jedinců pošvatek mezi roky 2016 a 2017 je přikládán novým vybráním pramenů vedením projektu, který cíleně přehodnotil prameny z roku 2016 a vybrali vhodnější biotopy jak pro vzorkování makrozoobentosu, tak i pro jiné týmy podílející se na práci v projektu v dalších letech.

Z výsledků korespondenční analýzy (Obr. 3) se dají jednotlivé taxony *Plecoptera* řadit do 6 skupin, podle toho, které taxony spolu korespondují. První skupina korespondujících taxonů, byla tvořena *Leuctra grupa inermis*, *Nemoura grupa marginata*, *Protonemura auberti* a *Diura bicaudata*. Všechny tyto taxony v celkových odběrech měly nízkou četnost zastoupení, a proto výsledek není brán signifikantně. Na druhou stranu tyto taxony (mimo *Protonemura auberti*, která nemá úzkou ekologickou valenci), mají specifické a podobné nároky na kvalitu abiotických podmínek prostředí (ČHMÚ ©2011: Indikace taxonů [cit: 2017.11.5], dostupné z: hydro.chmi.cz) a proto není možné vyvrátit možnost, že spolu tyto taxony nemohou korespondovat.

Druhou skupinu korespondujících taxonů zastupovaly taxony *Leuctra grupa fusca* a *Leuctra braueri*. *Leuctra grupa fusca* je euryektní skupina, tzn., že nemá extrémně vyhraněné podmínky na prostředí, ve kterém se vyskytují (Pařil, 2011), na rozdíl od druhu *Leuctra braueri*, který má specifické nároky na vysoký obsah rozpuštěného kyslíku ve vodě a nízkou teplotu (Krno, 2003). S ohledem na ekologické nároky těchto taxonů a četnost jejich výskytu, je možné konstatovat, že existuje korelace výskytu těchto taxonů na stejných lokalitách a tyto taxony mají tendenci koexistovat.

Třetí skupinu korespondujících taxonů tvoří *Protonemura sp.* a *Leuctra pseudosignifera*, avšak jejich četnost ve vzorcích byla natolik nízká, aby mohla interpretaci výsledků prokázat. Z hlediska ekologických nároků taxonů, *Protonemura sp.* nemůžeme kategorizovat, protože se jedná o široký pojem a nevíme, o které konkrétní druhy šlo. Naopak *Leuctra pseudosignifera* je druh s úzkou ekologickou valencí a má striktní nároky na nejčistší vody pramenů (ČHMÚ ©2011: Indikace taxonů [cit: 2017.11.5], dostupné z: hydro.chmi.cz). Stejně jako v případě výše popsané korespondenční skupiny, není možné vyvrátit výskyt těchto dvou taxonů na stejných nebo podobných lokalitách.

Další tři skupiny jsou zastoupeny vždy zvlášť jedním taxonem: *Leuctra nigra*,

Nemurella picteti a *Leuctra* sp. Všechny tři taxony tvořily ve vzorcích dominantní složku v celkovém počtu všech nalezených pošvatek (*Plecoptera*). Výsledky korespondenční analýzy (Obr. 3) tedy vypovídají o tom, že každý z těchto druhů, popř. rod, mají své specifické nároky na prostředí, ve kterém se vyskytují. *Leuctra nigra* i *Nemurella picteti* jsou krenofilní druhy s úzkou ekologickou valencí, ale každý druh má jiné požadavky na substrát a partikulovanou organickou hmotu ve vodě (ČHMÚ ©2011: Indikace taxonů [cit: 2017.11.5], dostupné z: hydro.chmi.cz) a oba druhy tedy inklinují k trochu odlišným typům biotopů, což potvrdily i výsledky CA (Obr. 3).

6.2. Závislost taxonu pošvatek (*Plecoptera*) a abiotických faktorů

Sodík byl pozitivně korelován s chlórem tak, že 98% sodíku se vyskytovalo ve formě chloridu sodného (NaCl). Abundance *Plecoptera* vykazovala trend podobný pozitivní korelaci, kde vyšší počet pošvatek (*Plecoptera*) byl nalezen na lokalitách, kde byla vyšší koncentrace rozpuštěného Na (popř. NaCl) ve vodě. Je možné, že pošvatky (*Plecoptera*) chlorid sodný vyloženě nevyhledávají, ale tolerují ho, protože jiný faktor, který *Plecoptera* vyhledávají, může s NaCl korelovat. Větší množství NaCl v pramenech mohlo být způsobené např. solením silnic v zimních měsících, protože část vody se vsakuje do podloží a dostává se tak do podzemních vod, které dále vyvěrají v pramenech, nebo mohly být přímo ovlivněné solením, pokud se nacházejí v dostatečně blízké vzdálenosti od takto upravovaných povrchů komunikací. Toto téma by mohlo být zajímavé jako podnět pro další studie, kde by byl rozvinut vztah, proč byla vyšší četnost *Plecoptera* v prameništích s vyšším obsahem rozpuštěného NaCl a jestli *Plecoptera* vyhledávají přímo NaCl nebo spíše jiný faktor, který s NaCl koreluje.

Na makrozoobentosu včetně pošvatek (*Plecoptera*) byla studovaná expozice mědi. Výsledkem studie Williama et al. (1988) stanovil závěr, že jedinci vystavení expozici mědi po dobu 96 hodin rapidně snížily své počty a redukoval se i celkový počet taxonů v následujících sezónách. Odpověď pošvatek (*Plecoptera*) na expozici mědi se lišila sezónálně, ale generálně byly pošvatky (*Plecoptera*) méně senzitivní na expozici mědi (William et al., 1988). Ve výsledcích tohoto výzkumu jsme potvrdili opak, kde bylo prokázáno, že se abundance pošvatek (*Plecoptera*) snižovala s rostoucí koncentrací mědi ve vodě, a naopak, že pošvatky (*Plecoptera*) jsou senzitivní k mědi. Tyto protichůdné výsledky mohou být dané tím, že neznáme formu kovu, v jaké

se kov ve vodě vyskytoval, a je možné, že reakce pošvatek (*Plecoptera*) může být závislá i na stavu populace (věk, vitalita, pohlaví, aj.)

Měď se v přírodních vodách může vyskytovat přirozeně nebo z antropogenních zdrojů (Schlesinger, 2005). Abychom mohli mluvit o toxikologické bioindikaci pošvatkami (*Plecoptera*), museli bychom znát konkrétní formu kovu ve vodě. Např. Cu^{2+} je vysoce toxickou formou pro organismy, ale z přírodních zdrojů se vyskytuje i v mnoha jiných formách, které toxické nejsou. Z výsledků této studie lze říci, že pošvatky jsou senzitivní k mědi a lze mluvit o bioindikační schopnosti pošvatek (*Plecoptera*) vůči mědi, ale už nemůžeme indikovat, zda se jedná i o ekotoxikologické riziko, protože neznáme jednotlivé formy mědi ve vodě, na které pošvatky (*Plecoptera*) negativně reagují.

Mori et al. (1999) studovali impakt kontaminace arsenem a antimonem na vodních bezobratlých a zjistili, že abundance v kontaminovaných tocích se po délce toku snižovala. Dále pak zjistili, že *Oligochaeta* a *Ephemeroptera* se nevyskytovali vůbec nebo velmi zřídka, zatímco u *Plecoptera* byl zjištěn jejich nárůst v tocích kontaminovaných arsenem a antimonem. Výsledky této práce však vykazují opak oproti studii Moriho et al. (1999) a bylo zde prokázáno, že abundance pošvatek (*Plecoptera*) se s vyšší koncentrací arsenem ve vodě snižuje. Stejně jako u mědi, můžeme hovořit o bioindikační schopnosti pošvatek (*Plecoptera*) indikovat arsen ve vodách. V místech, kde bychom pošvatky (*Plecoptera*) očekávali, ale nevyskytují se, je možné predikovat určité zatížení arsenem anebo naopak v místech, kde se pošvatky (*Plecoptera*) vyskytují, je možné predikovat prostředí, které arsenem zatížené není.

U olova (Nehring, 1976), rtuti a zinku (Goodyear et McNeil, 1999) byly prokázány určité vztahy mezi koncentrací kovů ve vodě a sedimentech a výskytem pošvatek (*Plecoptera*). V tomto výzkumu nebyly nalezeny žádné průkazné vztahy abundance *Plecoptera* s dalšími jinými kovy.

Obecně jsou *Plecoptera* interpretovány jako skupina s ekologickou výpovědí o čistotě prostředí. V rámci celé série sledovaných pramenů bylo potvrzeno, že pošvatky (*Plecoptera*) mají bioindikační schopnost, ale jejich výpověď nelze být chápána obecně a je nutné podotknout, že se jedná pouze o některé faktory, které pošvatky (*Plecoptera*) ve sledovaných prameništích indikovaly. To, že *Plecoptera* v této studii vykazují vztah pouze k pH (podle průkazných statistických analýz), může být dáno tím, že zkoumané fyzikálně-chemické faktory nezasahovaly do hodnot, které pošvatkám (*Plecoptera*) nevyhovují (např. výrazný úbytek kyslíku, velké teplotní

rozdíly vody apod.). Z výsledků vyplývá, že pošvatky (*Plecoptera*) indikují v této studii určitý typ habitatu, ve kterém se vyskytují a který preferují (tím je určitá hodnota pH). *Plecoptera* pak preferují mírně kyselější prostředí. Vliv ostatních abiotických faktorů (teplota, redox potenciál a elektrická konduktivita) na výskyt *Plecoptera* v této studii nebyl prokázán statistickými analýzami.

6.3. Pošvatky (*Plecoptera*) a společenstvo

Pošvatky (*Plecoptera*) ve vzorcích celkově tvořily malé počty. Jejich nižší četnost z celkového počtu všech nalezených skupin bezobratlých je přikládána faktu, že se jednalo převážně o velmi malé biotopy, kde byly vzorky odebírány a tak i společenstva obývající jednotlivé biotopy nebyla tolik početná. Např. Krno (2003) realizoval výzkum v horských a podhorských oblastech Slovenska a četnost a druhová variabilita byla daleko větší, než v tomto projektu. Tedy výsledky četnosti a druhové bohatosti pošvatek (*Plecoptera*) výrazně závisí na velikosti a stavu biotopů. Dalším důvodem, proč byly nasbírány relativně nízké počty pošvatek (*Plecoptera*), mohly být biotické faktory, které ovlivňují velikost populace společenstev, jako je např. predace nebo konkurence, a zároveň abiotické faktory anebo vzájemná synergie biotických a abiotických faktorů. Jedním z faktorů, který by mohl mít vliv na abundanci *Plecoptera*, je nízká úživnost pramenišť. Např. fosforečný a dusitý aniont se vyskytovaly těsně nad mírou detekce, tzn., že jejich koncentrace ve vodě byla velmi nízká a může tak odrážet nízkou trofii pramenů, která by mohla být pro *Plecoptera* nedostačující. Pošvatky (*Plecoptera*) tvořily samostatnou skupinu, která úzce nekorespondovala s žádnými ostatními taxony. *Plecoptera* generálně jsou organismy s bioindikační vlastností, díky kterým je možné hodnotit kvalitu vod, protože mají úzkou ekologickou valenci (Dohet et al., 2002) a i v korespondenční mapě (Obr. 3) pevně vykazují svou unikátnost, protože stojí samy, jako ukazatelé určitého typu biotopu.

Plecoptera, jako jedna z hlavních skupin makrozoobentosu v prameništích v oblasti Lužických hor v letech 2016 a 2017, tvořily pouze malou procentuální složku z celkového počtu vzorků. Ve více jak polovině odběrů se *Plecoptera* vůbec nevyskytovaly a to pravděpodobně proto, že jednotlivá prameniště nesplňovala podmínky, které pošvatky (*Plecoptera*) ke svému výskytu potřebují. Aby byly viditelné základní abiotické faktory, na které pošvatky (*Plecoptera*) kladou nároky, byly vytvořeny grafy, ukazující trendy jednotlivých abiotických faktorů (Obr. č.: 7, 8, 9, 10, 11).

Z výstupů těchto grafů (Obr. 7, 8, 9, 10, 11) se ukázalo, že *Plecoptera*, jako taxonomická skupina v této studii, nevyžadují nároky na určitou míru konduktivity a koncentrace rozpuštěného kyslíku ve vodě, ale zato ukazují určité trendy ve vztahu četnosti jejich výskytu a hodnotě pH, teplotě a redoxního potenciálu. I přes fakt, že v této studii nebyly tyto jednotlivé abiotické faktory průkazné (mimo pH), *Plecoptera* v prameništích v oblasti Lužických hor mají tendenci preferovat prameny, kde je voda chladnější, mírně kyselejší a převažují v ní oxidační procesy, které mají vliv na čistotu vody. Zároveň je pro *Plecoptera* pravděpodobně důležitější redox. potenciál než koncentrace rozpuštěného kyslíku ve vodě, protože odráží dlouhodobé oxysličení toku, než jednorázovou hodnotu). Takže i přes to, že jednotlivé abiotické faktory (mimo pH) nevyšly průkazně z lineárních modelů v této studii, je vidět, že *Plecoptera*, jako taxonomická skupina, inklinuje k čistým biotopům a potvrzuje svoje postavení jako skupina s bioindikační výpovědí o kvalitě prostředí.

6.4. Ploštěnky (*Tricladida*)

Celkový počet všech nalezených jedinců ploštěnek (*Tricladida*) byl 159 a z toho dominovala *C. alpina*, kde ze 159 jedinců patřilo 157 do druhu *C. alpina* a zbylí dva jedinci byli determinováni jako *D. gonocephala*. Proto se v této studii jedná spíše o výsledky druhu *C. alpina*, než o taxonomické skupiny ploštěnek (*Tricladida*).

C. alpina je striktně krenofilní druh s vyhraněnými nároky na prostředí, které splňují právě prameny (Ormerod, 2010). *D. gonocephala* má podobné nároky na prostředí jako *C. alpina* (Dahm, 1958) a může se tak vyskytovat na stejné lokalitě (Flossner, 1962). V jednom z pramenů (ES1008) byli nalezeni oba zástupci těchto druhů, avšak ploštěnka potoční (*D. gonocephala*) tam byla pouze jako samotný jedinec oproti dominantní *C. alpina*. Tento jev by bylo možné vysvětlit tak, že ploštěnka potoční (*D. gonocephala*) nemá tak vyhraněné nároky na prostředí jako *C. alpina* (Dahm, 1958), proto je možné, že se ve vyšším počtu bude vyskytovat v částech toku pod pramenem (např. v pramenné stružce), které nesplňují abiotické faktory pro *C. alpina*, ale plně vyhovují *D. gonocephala*. Zde nebude např. tolik velká potravní konkurence jako v samotném prameni, kde dominuje *C. alpina*. Dalším možným faktorem, proč jsou prameniště vhodnějším biotopem pro *C. alpina*, a proč tam tento druh dominuje, by mohlo být vysvětleno tím, že *D. gonocephala* je náročnější na potravní zdroje. Těchto zdrojů je v pramenech méně a *C. alpina* si může vystačit i s relativně menším množstvím a toto by mohlo vysvětlovat i výsledek, proč se *C. alpina* vyskytovala v prameništích, kde byla vyšší konduktivita vody

(vyšší úživnost).

U *Tricladida* byl v této studii prokázán vztah jejich výskytu a koncentrace niklu, rubidia a olova ve vodě. U všech třech průkazných kovů (Ni, Rb, Pb) byl nalezen stejný vztah k výskytu ploštěnek (*Tricladida*) tak, že čím vyšší koncentrace kovu ve vodě byla, tím klesala abundance *Tricladida*.

Z analýzy abiotických faktorů (teplota, pH, konduktivita, redox. potenciál a koncentrace rozpuštěného O₂ ve vodě) vyplývá, že průkazným faktorem, který *Tricladida* v prameništích v Lužických horách preferovaly, je určitá konduktivita a oxidačně-redukční potenciál.

Konduktivita značí míru koncentrace iontově rozpuštěných látek ve vodě, které voda potká v podloží. Mezi rozpuštěné ionty mohou patřit např. NO_x, SO₄²⁻, PO₄³⁻ aj (Bockris et al., 1998). Ionty, které jsou ve vodě rozpuštěné a jejichž celkovou hodnotu udává konduktivita, jsou jedním z hlavních potravních příjmů primárních producentů, kterými se poté ploštěnky (*Tricladida*) živí. Proto může konduktivita odrážet úživnost pramene a vytvářet tak vhodný a úživný habitat pro ploštěnky (*Tricladida*). *Tricladida* preferovaly prameny, jejichž rozptyl konduktivity se pohyboval v rozmezí 394 – 713 μS/cm, což byly zhruba střední hodnoty. Tzn., že ploštěnky (*Tricladida*), konkrétně pak *C. alpina*, se nevyskytovaly v pramenech chudých na rozpuštěné látky, ale ani v pramenech, kde byla koncentrace rozpuštěných látek příliš vysoká.

Ploštěnky (*Tricladida*), konkr. *C. alpina*, kladou nároky na určitou dezinfekci nebo čistotu prostředí. V pramenech převažovaly oxidační procesy, s výjimkou několika málo pramenů, kde byl redoxní potenciál záporný. Tyto výsledky se shodovaly i s teoretickými stanovisky Kolkwitze a Marssona (1902), kteří stanovili saprobní systém a v těchto částech toku charakterizovali, že výrazně převažují oxidační procesy.

Jak vyplývá z korespondenční analýzy (Obr. 3) stejně jako pošvatky (*Plecoptera*), tak i ploštěnky (*Tricladida*) tvořily samostatnou skupinu, která nekorespondovala s žádnými dalšími taxony. Oba druhy nalezených ploštěnek (*C. alpina*, *D. gonocephala*) mají vyhraněné nároky na prostředí (Dahm, 1958), a proto v korespondenční mapě (Obr. 3) stojí jako samostatná skupina. Z výsledků je patrné, že se jedná o specifické abiotické vlastnosti prostředí, ve kterých se ploštěnky (*Tricladida*) v této studii vyskytují. Konkrétní abiotické faktory, které vysvětlují výskyt druhu, jsou vysvětleny a popsány v kapitole 5.5.

Přestože pošvatky (*Plecoptera*) i ploštěnky (*Tricladida*) jsou brané jako bioindikační druhy, které mají podobné nároky na prostředí (Dahm, 1958; Krno, 2003), stojí

tyto taxony naproti sobě v korespondenční mapě (Obr. 3). Tento jev poukazuje na rozdílnost specifických charakteristik prostředí, přestože oba tyto taxony jsou typické v čistých a chladných vodách. Je možné, že výsledky jsou ovlivněné druhovým složením jednotlivých taxonů, protože u pošvatek (*Plecoptera*) bylo nalezeno a determinováno více druhů, popř. taxonů (11), zatímco u ploštěnek (*Tricladida*) byly identifikovány z odběrů pouze 2 druhy. Tento fakt by mohl tedy vysvětlovat protichůdný postoj taxonů v korespondenční mapě (Obr. 3), protože jak již bylo zmíněno v kapitole 5.1, některé druhy (*Protonemura auberti*, *Leuctra fusca*) jsou euryektní a nemají tedy vyhraněné nároky na prostředí a proto mohou zkreslit celkové výsledky řádu pošvatek (*Plecoptera*). Pošvatky (*Plecoptera*) tedy nemusí jednoznačně v těchto analýzách prokazovat čistotu prostředí.

V kapitole 5.4 je uvedena tabulka č. 9, ze které je patrné, že z celkového počtu odebíraných pramenů (n = 122) se pouze ve 4 pramenech (BS1016, BS1019, BS2231 a BS2236 pouze v letním odběru v roce 2017) vyskytovaly pospolu pošvatky (*Plecoptera*) a ploštěnky (*Tricladida*). Ploštěnky (*Tricladida*) zastupovala a pouze *Crenobia alpina* a z pošvatek to byly *Protonemura auberti*, *Leuctra braueri* a *Leuctra grupa fusca*. Stejně jako *Crenobia alpina*, tak i *Protonemura auberti* má specifické nároky na charakteristiku prostředí (Dahm, 1958; Krno, 2003), zatímco *Leuctra braueri* a *Leuctra grupa fusca* nejsou vyhraněné. Je tedy možné, že některé druhy pošvatek (*Plecoptera*) a ploštěnek (*Tricladida*), se mohou spolu v biotopech vyskytovat společně a celkový protichůdný výsledek vztahu postavení těchto taxonů v korespondenční mapě (Obr. 5) je pak výsledkem širšího spektra nalezených druhů, popř. taxonů pošvatek (*Plecoptera*).

7. Závěr

- 1) Cílem této práce bylo provést průzkum makrozoobentosu se zaměřením na pošvatky (*Plecoptera*) a doplňkově i ploštěnky (*Tricladida*) v pramenech v oblasti Lužických hor a Ještědského masivu. Byly provedeny analýzy vztahu těchto skupin a struktury celkového společenstva makrozoobentosu. Dále byly provedeny analýzy vztahu výskytu těchto skupin v závislosti na koncentraci kovů ve vodě a na abiotických podmínkách prostředí.
- 2) Ve společenstvu pošvatek (*Plecoptera*) ve sledovaných pramenech dominovaly *Leuctra braueri*, *Leuctra sp.* a *Nemurella picteti*, z toho druhu *Leuctra braueri* a *Nemurella picteti* jsou druhy s úzkou ekologickou valencí a mají striktní nároky na prostředí, ve kterém se vyskytují.
- 3) U společenstva pošvatek (*Plecoptera*) bylo z výsledků charakterizováno 6 skupin, v nichž se jednotlivé taxony spolu vyskytují. Jedna z těchto skupin je tvořená *Leuctra grupa fusca* a *Leuctra braueri*. Tyto vztahy byly definovány jako průkazné, a je možné očekávat tuto koexistenci na určitých typech stanovišť. Některé skupiny tvořily samostatné druhy (např. *Leuctra nigra*, *Nemurella picteti*). Výsledky této analýzy tedy vypovídají o specifických nárocích konkrétních druhů.
- 4) Z analýzy vztahu pošvatek (*Plecoptera*) a koncentrace kovů ve vodě vyšel průkazně vliv sodíku, mědi a arsenu. Sodík byl ve vodě ve formě NaCl a větší počet pošvatek (*Plecoptera*) byl nalezen na lokalitách s vyšším obsahem NaCl, ale skutečný efekt NaCl je diskutabilní. Abundance společenstva pošvatek (*Plecoptera*) se s rostoucí koncentrací arsenu a mědi ve vodě snižovala. U mědi i arsenu došlo k protichůdným výsledkům s jinými studii, pravděpodobně z důvodu, že nevíme, v jaké formě se měď ve vodě vyskytovala a zároveň nemáme informace o stavu společenstva pošvatek (*Plecoptera*) (vitalita, věk, pohlaví,...) a dále protichůdnost vyplývá i z rozdílnosti metodik studií.
- 5) Z abiotických faktorů bylo pouze pH potvrzeno jako průkazné. Můžeme tedy konstatovat, že pošvatky (*Plecoptera*) ve sledovaných prameništích indikovaly mírně kyselé prostředí.
- 6) Ploštěnky (*Tricladida*) vykazovaly negativní vztah s niklem, rubidiem a olovem.
- 7) Jako průkazné abiotické faktory ve vztahu výskytu ploštěnek (*Tricladida*) ve sledovaných prameništích byl oxidačně-redukční potenciál a konduktivita.

Konduktivita odráží určitou úživnost vody a z výsledků pak vyplývá, že ploštěnky preferují prameniště se střední úživností (tzn., že nedostatečná nebo naopak moc velká úživnost je pro *Tricladida* nevyhovující). Ze vztahu ploštěnek (*Tricladida*) a oxidačně-redukčního potenciálu vyplývá, že ploštěnky (*Tricladida*) preferují prameny, kde převažují oxidační procesy, které mají za výsledek dezinfekci vody. To znamená, že ploštěnky (*Tricladida*) ukazují nároky na čistotu vody.

- 8) Ze zkoumání vztahů ploštěnek (*Tricladida*), a pošvatek (*Plecoptera*) k celkové populaci makrozoobentosu bylo prokázáno, že obě tyto skupiny stojí samostatně a vykazují určité specifické nároky na prostředí. Přestože obě tyto skupiny jsou chápány jako bioindikační druhy s podobnými nároky na prostředí, v korespondenční analýze stojí proti sobě. Z toho je možné vyvodit, že odrážejí jiné charakteristiky prostředí ve sledovaných lokalitách. Tento fakt je přikládán tomu, že skupinu *Plecoptera* tvořilo několik druhů popř. taxonů, zatímco skupina *Tricladida* byla v prameništích tvořena dominantní *C. alpina*. U pošvatek (*Plecoptera*) byly nalezeny stenoektní druhy (např. *Leuctra pseudosignifera*), které mají bioindikační výpověď o podobných vlastnostech prostředí jako ploštěnky (*Tricladida*), ale pošvatky (*Plecoptera*) jako celá skupina, mají v této studii jinou výpovědní hodnotu o typu biotopu oproti *Tricladida*, která je tvořena hlavně jedním druhem.
- 9) U *Plecoptera*, jako taxonomické skupiny v této studii, nebyly statisticky potvrzené vztahy mezi jejich výskytem a fyzikálně-chemickými parametry vody (mimo pH). Bylo prokázáno, že existují určité trendy ve vztahu procentuální četnosti jejich výskytu v prameništích, kde byly nalezeny, a hodnotě pH, teplotě a redoxního potenciálu. *Plecoptera* v prameništích v oblasti Lužických hor měly tendenci inklinovat k typu pramenů, kde voda byla chladnější, mírně kyselější a převažovaly v ní oxidační procesy, které mají vliv na čistotu vody, tzn., že *Plecoptera*, jako taxonomická skupina ve studovaných oblastech, inklinuje k čistým biotopům a potvrzuje svoje postavení jako skupina s bioindikační výpovědí o určité kvalitě a čistotě prostředí.
- 10) V návaznosti na tuto studii by bylo vhodné rozšířit dataset o více jedinců a udělat analýzy vysvětlující vztah jednotlivých druhů pošvatek (*Plecoptera*) a abiotických podmínek prostředí. Aby mohlo dojít k přesnější interpretaci výsledků výskytu a korespondence druhů pošvatek (*Plecoptera*), navrhl bych zlepšení metodiky sběru vzorků. Některé druhy se líhnou brzy v letním aspektu, proto v letních vzorcích nemusí být vůbec obsaženy nebo

jen ve velmi nízké kvantitě. Naopak některé druhy kladou vajíčka pozdě v letním aspektu a při vzorkování v raném podzimním aspektu jsou jejich larvy ještě malé a nedají se tak determinovat do druhu. Proto bych navrhovala 4 odběry ročně, jednou na začátku května, přelomu června a července, na konci srpna a na začátku října, aby bylo pokryté celé vegetační období larev pošvatek (*Plecoptera*). Pokračování na tomto výzkumu z hlediska konkrétní toxicity těžkých kovů by bylo možné, pokud by se stanovovaly jednotlivé formy kovů a pak se počítal jejich vztah k jednotlivým organismům. Avšak tato metodika by byla finančně nákladnější a vyžadovala by zpracování dat speciálně zaměřenými externími laboratořemi.

8. Literatura

Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) Atlanta, GA, 2015: Toxicological Profile for Chromium. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service.

U.S. EPA. Environmental Criteria and Assessment Office. Cincinnati, OH, 1992: United States Environmental Protection Agency Integrated Risk Information System (IRIS).

Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) Atlanta, GA, 1999: Toxicological Profile for Lead. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service.

Al-Azmi D., 2012: Radon absorbed in activated charcoal – a simple and safe radiation source for teaching practical radioactivity in school and colleges. *Phys. Educ.*: 471 – 475.

Al-Shami A. A., Heino J., Che Salmah M. R., Hassan A. A., Suhaila A. H. et Madrus M. R., 2013: Diversity of beta diversity of macroinvertebrate communities in tropical forest streams. *Freshwater Biology*: 1126 - 1137.

Anděl P., 2011: *Ekotoxikologie, bioindikace a biomonitoring*. Evernia.

Armitage P. D., Bowes M. J. et Vincent H. M., 2007: Long-term changes in macroinvertebrate communities of a heavy metal polluted stream: the river nent (Cumbria, UK) after 28 years. *Wiley Interscience, River Res. Applic.* 23: 997-1015.

Arnold J. G., Srinivasan R., Muttiah R. S. et Williams J. R., 2007: Large area hydrologic modeling and assessment part I: Model development 1. *Journal of the American Water Resources Association*.

Avrorin V. V., 1982: The Chemistry of Radon. *Russian Chemical Reviews*: 12 – 20.

Bates D., Maechler M., Bolker B. et Walker S., 2015: Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*: 1-48.

Bockris J. O'M., Reddy A. K. N. et Gamboa-Aldeco M., 1998: *Modern Electrochemistry* (2nd ed.). Springer.

Blasius B. J. et Merritt R.W., 2012: Field and laboratory investigations on the effects of road salt (NaCl) on stream macroinvertebrate communities. *Environmental Pollution*: 219 - 231.

Bloom N. S. et Watras C. J., 1992: Mercury and methylmercury, in individual zooplankton: Implications for bioaccumulation. *Limnology and Oceanography*: 1313 - 1318.

Bojková J. et Helešic J., 2009. Spring fens as a unique biotope of stonefly larvae (Plecoptera): species richness and species composition gradients. *Aquatic Insects*: 359-367.

Bonada N., Dolédec S. et Statzner B., 2007: Taxonomic and biological trait differences of stream macroinvertebrate communities between mediterranean and temperate regions: implications for future climatic scenarios. *Global Change Biology*: 1658 - 1671.

Bradl H., 2002: Heavy Metals in the Environment: Origin, Interaction and Remediation Volume 6. London: Academic Press.

Brändle M., Heuser R., Marten A. et Brandl, R., 2007: Population structure of the freshwater flatworm *Crenobia alpina* (Dana): old lineages and low gene flow. *Journal of Biogeography* 34/7: 1138 - 1192.

Brittain J. E., 1990: Life History Strategies in Ephemeroptera and Plecoptera. Mayflies and Stoneflies. *Life Histories and Biology*: 1 - 12.

Brookins D. G., 1988: Eh-pH Diagrams for Geochemistry. Springer-Verlag.

Centers for Disease Control and Prevention CDC), Atlanta, 2001: Managing Elevated Blood Lead Levels Among Young Children: Recommendations From the Advisory Committee on Childhood Lead Poisoning Prevention.

Claussen D. L., Grisak A. V. et Brown P. F., 2003: The thermal relations of the freshwater triclad flatworm, *Dugesia dorotocephala* (Turbellaria: Tricladida). *Journal of Thermal Biology*: 457 - 464.

Cotton F. A. et Wilkinson J. 1973: Anorganická chemie, souborné zpracování pro pokročilé. ACADEMIA, Praha.

CUMMINS K.W., 1974: Structure and function of stream ecosystems. *Bioscience* 24(11): 631-641.

Český hydrometeorologický ústav. [online]. Vlastnosti taxonu, ©2011. Poslední změna 27. 7. 2011 [cit. 1. 4. 2018]. Dostupné z: <http://www.hydro.chmi.cz>.

ČSN 75 7111, 2001: Jakost vod. Pitná voda. ÚNMZ, Praha.

ČSN 75 7221, 1990: Jakost vod. Klasifikace jakosti povrchových vod. ÚNMZ, Praha.

- ČSN 75 7715, 2015: Kvalita vod, biologický rozbor, stanovení nárostů. ÚNMZ, Praha.
- ČSN 75 7716, 1998: Biologický rozbor, Stanovení saprobního indexu. ÚNMZ, Praha.
- ČSN 83 0616, 2000: Jakost teplé užitkové vody. ÚNMZ, Praha.
- Dahm A. G., 1958: Taxonomy and ecology of five species groups in the family planariidae:(turbellaria tricladida paludicola). Nya Litografen.
- Davison A. G., Fayers P. M., Taylor A. J., Venables K. M., Darbyshire J. et Pickering C. A., 1988: Cadmium fume inhalation and emphysema. Lancet. (8587): 663 - 667.
- DeWalt R. E. et Stewart K. W., 1995: Life histories of stoneflies (Plecoptera) in the Rio Conejos of Southern Colorado. The Great Basin Naturalist.
- Dohet A., 2002: Are caddisflies an ideal group for the biological assessment of water quality in streams. Nova Supplementa Entomologica.
- Dopp E., Hartmann L. M., Florea A. M., Rettenmier A. W. et Hirner A. V., 2004: Environmental distribution, analysis, and toxicity of organometal (loid) compounds. Crit Rev Toxicol. 34: 301 - 333.
- Durance I., Clews E., Vaughan I. P. et Ormerod S. J., 2010: Juvenile salmonid population in temperate river system track synoptic trends in climate. Global Change Biology, 16/22: 3271 - 3283.
- Edmunds G. F., 1972: Biogeography and evolution of Ephemeroptera. Annual Review of Entomology: 21 - 42.
- Eijsackers H., Heimbach F. et Donker M. H., 1993: Ecotoxicology of Soil Organisms. A special Publication of SETAC: 20.
- Flora S. J. S., Flora G. J. S. et Saxena G., 2006: Environmental occurrence, health effects and management of lead poisoning. In: Cascas SB, Sordo J, editors. Lead: Chemistry, Analytical Aspects. Environmental Impacts and Health Effects: 158-228.
- Flössner D., 1962: Zur Cladocerenfauna des Stechlinsee-Gebietes I. Über Morphologie und Variabilität einiger Formen und über Funde seltener Arten. Limnologica: 217-229.
- Gabby P. N., 2006: Lead: in Mineral Commodity Summaries. Reston, VA: U.S. Geological Survey.
- Gaino E., Mazzani M., Degrange C. et Sowa R., 1989: Etude en microscopie balayage des oeufs de quelques esp?ces deRhithrogena Eaton groupe alpestris (Ephemeroptera, Heptageniidae). Vie et Milieu 39: 219-229.

Gleason K. K. et Reynierse J. H., 1969: The behavioral significance of pheromones in vertebrates. *Psychological Bulletin*: 58.

Goodyear K. L. et McNeill S., 1999: Bioaccumulation of heavy metals by aquatic macro-invertebrates of different feeding guilds. *The Science of the Total Environment* 229: 114 - 119.

Griffith M. B. et Perry S. A., 1994: Secondary production of macroinvertebrate shredders in headwater streams with different baseflow alkalinity. *J. N. Amer. Benthol. Soc.* 13: 345-356.

Griffith M. B., Perry S. A. et Perry W. B, 1995: Macroinvertebrate communities in headwater streams affected by acid precipitation in Central Appalachians, *Envir. Qual.* 24: 233-238.

Grossel H., Tichadou L., Glaizal M., Armengaud A., Lemée R., Kantin R., Lasalle J. L., Drouet G., Rambaud L., Malfait P. et Haro L., 2010: Health impact of unicellular algae of the *Ostreopsis* genus blooms in the Mediterranean Sea: experience of the French Mediterranean coast surveillance network from 2006 to 2009. *Clinical toxicology*.

Guzzi G. et LaPorta C. A. M., 2008: Molecular mechanisms triggered by mercury. *Toxicology* 244: 1 - 12.

Hamelink J. L., Landrum P. F., Harold B. L. et William B. H., 1994: Bioavailability: Physical, Chemical, and Biological Interactions. Boca Raton, FL: 184-188.

Hamid S. A. et Rawi C. S. M., 2014: Ecology of Ephemeroptery, Plecoptera and Trichoptera (Insecta) in Rivers of the Gunung Jerai Forest Reserve: Diversity and Distribution of Functional Feeding Groups. *Tropical Life Sciences Research* 25: 61 - 73.

Hartman P., Příklad I. et Štědranský E., 2005: *Hydrobiologie*. Praha: Informatorium.

He Z. L., Yang X. E. et Stoffella P. J., 2005: Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment. *Trace Elem. Med. Biol.* 19 (2 - 3): 125 - 140.

Hodgson E. et Smart R. C., 1980: Introduction to biochemical toxicology. *British Toxicology Soc. Newsletter*.

Hoffsten P. O. et Malmqvist B., 2000: Macroinvertebrate taxonomic richness, community structure and nestedness in Swedish streams. *Archiv Hydrobiologie*, 29 - 54.

Holmes P., Hames K. A. F. et Levy L. S., 2009: Is low-level mercury exposure of

concern to human health?. *Sci Total Environ.*:171-182.

Hogg I. D. et Williams D. D., 1996: Response of Stream Invertebrates to a Global-Warming Thermal Regime: An Ecosystem-level Manipulation. *Ecological society of America*: 395 - 407.

Hrabě et al., 1954: Klíč k určování zvířeny ČSR, díl I. Praha: Nakladatelství Československé Akademie věd.

Che Salmah M. R., Al-Shami S. A., Heino J., Hassan A. A., Suhaila A. H. et Madziatul R. M., 2013a: Drivers of beta diversity of macroinvertebrate communities in tropical forest streams. *Freshwater Biology* 58 (6):1126-1137.

Che Salmah M. R., Salman A. A., Madziatul R. M. et Hassan A. A., 2013b: Biological and ecological diversity of aquatic macroinvertebrates in response to hydrological and physicochemical parameters in tropical forest streams of Gunung Tebu, Malaysia: Implications for ecohydrological assessment. *Ecohydrology* 7 (2): 496 - 507.

Illies J., 1965: Phylogeny and Zoogeography of the Plecoptera. *Annual Review of Entomology*: 117 - 140.

Ilmonen J. et Paasivirta L., 2005: Benthic macrocrustacean and insect assemblages in relation to spring habitat characteristics: pattern in abundance and diversity. *Hydrobiologia*: 99 - 113.

Jacobs J. A. et Testa S. M., 2005: Overview of chromium (VI) in the environment: background and history. Guertin J, Jacobs JA, Avakian CP, editors. *Chromium (VI) Handbook*. Boca Raton, FL: 1-22.

Jähnig S. C., Lorenz A. et Hering D., 2008: Hydromorphological parameters indicating differences between single - and multiple-channel mountain rivers in Germany, in relation to their modification and recovery. *Aquatic Conservation*: 1200 - 1216.

Jones M. B., 1975: Synergistic effects of salinity, temperature and heavy metals on mortality and osmoregulation in marine and estuarine isopods (Crustacea). *Marine Biology*: 13-20.

Kočí V., Burkhard J. et Maršálek B., 2000: Eutrofizace na přelomu tisíciletí. Dept. Inn.: VŠCHT, Praha.

Kolkwitz R. et Marsson M., 1902: Grundsätze für die biologische beurtheilung des wassers, nach seiner flora und fauna. Druck von L. Schumacher.

Koudela K., 2018: Bakalářská práce. Dept. Inn.: Česká zemědělská univerzita v Praze.

- Krno I., 1998: Influence of abiotic and biotic factors on the life cycles and production of stoneflies (Plecoptera) in an acidified spring area. *Biologia, Bratislava*, 53/2: 195-204.
- Krno I., 2003: Stoneflies (Plecoptera) of the Gidra River Basin (Malé Karpaty Mts., Slovakia). *Acta Zoologica Universitatis Comenianae*, 45: 53–67.
- Krno I., Šporka F., Bulánková E., Tirajková E., Illyiová M., Štefková E., Tomajka J., Halgoš J., Betušík P., Illešová D. et Lukáš J., 1997: The influence of low discharge and acidification on spring ecosystems. *Bretschko G., Helešic J. et Sládečková A.*: 99-106.
- Laštůvka Z. et Krejčová P., 2000: *Ekologie*. Konvoj, Brno.
- LeBlandc P. J. et Jackson A. L., 1973: Arsenic in marine fish and invertebrates. *Marine Pollution Bulletin*: 88 - 90.
- Lellák J. et Kubiček F., 1992: *Hydrobiologie*. Praha: Univerzita Karlova.
- Levinson A. A., 1980: *Principles and applications of Geochemistry*, 2nd Edition. Applied Publishing Ltd.
- Lillehamnur A., Brittain J. E., Saltveit S. J. et Nielsen P. S., 1989: Egg development, nymphal growth and life cycle strategies in Plecoptera. *Ecography*: 173 - 186.
- Lindegard C., Brodersen K. P. et Dall P. C., 2008: The fauna in the upper stony littoral of Danish lakes: macroinvertebrates as trophic indicators. *Freshwater biology*: 577 - 592.
- Linhart I., 2014: *Toxikologie: interakce škodlivých látek s živými organismy, jejich mechanismy, projevy a důsledky*. Dept. Inn.: Vysoká škola chemicko-technologická, Praha.
- Lock M. A., 1975: An experimental study of the role of gradient and substratum in the distribution of two stream-dwelling triclads, *Crenobia alpina* (Dana) and *Polycelis felina* (Dalyell) in North Wales. *Freshwat. Biol.* 5: 211-226.
- Marešová V., 2016: *Ekotoxikologie. Kovy. Průmyslové látky*. Dept Inn.: Karlova univerzita, Praha.
- Marshall C. P. et Fairbridge R. W., 1999: *Encyclopedia of geochemistry*. Encyclopedia of Earth Sciences Series. Springer-Verlag.
- Mason C. F., 2002: *Biology of Freshwater Pollution*, 4th edition. Pearson Prentice Hall.
- Master L. L., Stein B. A., Kutner G.A. et Hammerson G.A., 2000: *Vanishing assets*,

- conservation status of U.S. species. Oxford University Press, Oxford, 399 pp.
- McCabe D. L. et Helm J. K., 1998: Methods for treatment of contaminated water. US Patent no. 5, 741, 426.
- McNaught A. D. et Wilkinson A., 1997: IUPAC Compendium of Chemical Terminology. Oxford.
- Merritt R. W., Cummins K. W. et Berg M. B., 2008: An introduction to the aquatic insect of North America. 4th ed. Iowa, USA: Kendall/Hunt Publishing Company.
- Merritt R.W. et Cummins K. W., 1996: Trophic relations of macroinvertebrates, In Methods in Stream Ecology. Academic Press, N.Y.
- Metcalf J. L., 1992: An overview of the assessment of aquatic ecosystem health using benthic invertebrates. *Journal of Aquatic Ecosystem Health* 1: 295 - 308.
- Michael C., Newman A. et McIntosh W., 1991: Metal Ecotoxicology Concepts and Applications. Lewis Publishers.
- Mori C., Orsini A. et Migon C., 1999: Impact of arsenic and antimony contamination on benthic invertebrates in a minor Corsican river. *Hydrobiologia*: 73-80.
- Navrátil T. et Hojdová M., 2009: Těžké kovy v životním prostředí. Dept. Inn.: Institute of Geology. Academy of Science.
- Nehring R. B., 1976: Aquatic insects as biological monitors off heavy metal pollution. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 147 - 154.
- Oksanen J., Guillaume Blanchet F., Friendly M., Kindt R., Legendre P., McGlenn D., Minchin P. R., O'Hara R. B., Simpson G. L., Solymos P., Stevens M. H. H., Szoecs E. et Wagner H., 2017. vegan: Community Ecology Package. R package version 2.4-3. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Pattée E., 1982: COMPETITION AND COEXISTENCE IN POPULATIONS OF PLANARIAN FLATWORMS (TURBELLARIA-TRICLADIA)-ROLE OF BIOTIC AND ABIOTIC FACTORS. *Acta oecologica-oecologia generalis*: 259-272.
- Pugh-Thomas M. et Eyres J. P., 1978: Heavy metal pollution of the river Irwell (Lancashire, UK) demonstrated by analysis of substrate materials and macroinvertebrate tissue. *Environmental Pollution*: 129 - 136.
- R Development Core Team (2008). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.)

- Raušer J., 1959: Pošvatky - Plecoptera. In: Kratochvíl J.: Klíč zvířeny ČSR, 3. - NČSAV, Praha, 181-199.
- Reslová M. et Simon O., 2015: Ploštěnky - opomíjení obyvatelé našich vod. Živa 5/2015: 254.
- Reslová M., 2011: Ploštěnky (Platyhelminthes: Tricladida) v ČR. Dept. Inn.: Univerzita Karlova, Praha.
- Reynoldson T. B., 1953: Habitat of Polycelis felina (= cornuta) and Crenobia alpina in the British Isles. Nature 171: 660.
- Riutort M., Álvarez-Presas M., Lázaro E., Sol? E. et Paps J., 2012: Evolutionary history of the Tricladida and the Platyhelminthes: an up-to-date phylogenetic and systematic account. International Journal of Developmental Biology: 5-17.
- Roca J. P., Ribas M. et Baguna J., 1992: Distribution, ecology, mode of reproduction and karyology planarians (Platyhelminthes; Turbellaria; Tricladida) in the springs of the central Pyrenees. Ecography. Vol. 15, Issue 4.
- Rozkošný R., 1980: Klíč vodních larev hmyzu. Academia Praha.
- RStudio Team (2015), RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, MA URL <http://www.rstudio.com/>.
- Rulík M., 2014: Znečišťování kontinentálních vod, 47-121. Adámek Z., 2016: Aplikovaná hydrobiologie. 2. vydání. Dept. Inn: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích.
- San-Sebastian, D., 2018: Diplomová práce. Dept. Inn.: Česká zemědělská univerzita v Praze.
- Sanfeliu C., Sebastia J., Cristofol R. et Rodriguez-Farre E., 2003: Neurotoxicity of organomercurial compounds. Neurotox. Res. 5: 283 - 305.
- Sarkar B. A., 2005: Mercury in the environment: Effects on health and reproduction. Rev Environ Health. 20: 39 - 56.
- Satarug S., Baker J. R., Urbenjapol S., Haswell-Elkins M., Reilly P. E. et Williams D .J., 2003: A global perspective on cadmium pollution and toxicity in non-occupationally exposed population. Toxicol Lett. 137: 65 - 83.
- Schlesinger W. H., 2005: Biogeochemistry. Treatise on Geochemistry.
- Sekera E., 1913: Nástin oekologie a biologie sladkovodních ploštěnek. Program státní reálky v Praze I.

- Semba R. D., 2008: Nutrition and Health in Developing Countries. Humana Press.
- Sengupta A. K., 2002: Environmental Separation of Heavy Metals: Engineering Processes; Principles of Heavy Metals Separation. Lewis Publisher.
- Sheehan P. J., Miller D. R., Butler G.C. et Bourdeau P., 1984: Effects of Pollutants at the Ecosystem Level. Chichester: John Wiley & Sons, Ltd.
- Schleiter M. I., Borchardt D., Wagner R., Dapper T., Schmidt K. D., Schmidt H. H. et Werner H., 1999: Modelling water quality, bioindication and population dynamics in lotic ecosystems using neural networks. Elsevier 120: 271-286.
- Silveri L., Bruno M. C., Maiolini B. et Carolli M., 2009: Impact of hydropeaking in hyporheic invertebrates in an Alpine stream (Trentino Italy). International Journal of Limnology: 157 - 170.
- Simler R., 2017: Diagrammes: Logiciel d'hydrochimie. Version 6.5.1. [online]. France, University of Avignon, 2017. 2017. [accessed 2017-04-04]. Available from WWW: <http://www.lha.univ-avignon.fr/LHA-Logiciels.htm>
- Sládeček V. et Sládečková A., 1996: Atlas vodních organismů se zřetelem na vodárenství, povrchové vody a čistírny odpadních vod. 1. díl: Destruenti a producenti. ČVTVS Praha: 351 pp.
- Sládeček V. et Sládečková A., 1997: Atlas vodních organismů se zřetelem na vodárenství, povrchové vody a čistírny odpadních vod. 2. díl: Konzumenti. ČVTVS Praha: 358 pp.
- Sluys R., 1999: Global diversity of land planarians (Platyhelminthes, Tricladida, Terricola): a new indicator-taxon in biodiversity and conservation studies. Biodiversity and Conservation 8: 1663-1681.
- Sluys R., 2013: The unappreciated, fundamentally analytical nature of taxonomy and the implications for the inventory of biodiversity. Biodiversity and Conservation 22: 1095.
- Smith H. et Wood P. J., 2002: Flow permanence and macroinvertebrate community variability in limestone systems. Hydrobiologia: 45 - 58.
- Sørensen, S. P. L., (1909): Enzymstudien. II: Mitteilung. Über die Messung und die Bedeutung der Wasserstoffionenkonzentration bei enzymatischen Prozessen". Biochemische Zeitschrift (in German). 21: 131-304.
- Spehar R. L., Anderson R. L. et Fiandt J. T., 1978: Toxicity and bioaccumulation of cadmium and lead in aquatic invertebrates. Environmental Pollution: 195 - 208.

Thienemann A., 1938: Das Phytoplankton des Süßwassers. E. Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung.

Thorup J. et Lindegaard C., 1977: Studies on Danish springs. *Folia Limnol Scand.*

Tchounwou P. B., Ayensu W. K., Ninashvili N. et Sutton D., 2003: Environmental exposures to mercury and its toxicopathologic implications for public health. *Environ Toxicol* 18: 149 - 175.

Tchounwou P., Newsome C., Williams J. et Glass K., 2008: Copper-induced cytotoxicity and transcriptional activation of stress genes in human liver carcinoma cells. *Metal Ions Biol Med.* 10: 285 - 290.

Tchounwou P., Yedjou C. G., Patlolla A. K. et Sutton D. J., 2014: Heavy Metals Toxicity and the Environment. *Metal Ions Biol. Med.*

Timmermans K. R., Van Hattum B., Kraak M. H. S. et Davids C., 1989: Trace metals in littoral foodweb: Concentrations in organisms, sediment and water. *Science of The Total Environment*: 477 - 494.

Townsend C. R. et Hildrew A. G., 1994: Species traits in relation to habit template for river systems. *Freshwater Biology* 31: 265 - 275.

Trakal L., Veselská V., Šafařík I., Vítková M., Číhalová S. et Komárek M., 2016: Lead and cadmium sorption mechanisms on magnetically modified biochars. *Bioresource Technology*: 318 - 324.

Van Loof G. et Morgan J. J., 2011: *Environmental Chemistry a Global perspective* (3rd Ed.). Oxford University Press: 235-248.

Vitvar T., Kändler M., Šmída J., Komínková D., Ženková Rudincová K., Drápela E., Zágoršek K., Součková L., Berchová K., Bílý M. et Böhm H., 2017: Springs connect people and landscapes – Environmental education and cooperation in the region Liberec-Zittau. *ACC Journal*.

Vollendweider R. A., 1968: *Scientific Fundamentals of the Eutrophication of Lakes and Flowing Waters, with Particular Reference to Nitrogen and Phosphorus as Factors in Eutrophication*. Paris (France): Organisation for Economic Cooperation and Development (OECD).

WHO/FAO/IAEA. World Health Organization. Switzerland Geneva 1996: *Trace Elements in Human Nutrition and Health*.

World Health Organization (WHO), Geneva, Switzerland, 1996: *Trace elements in human nutrition and health*.

World Health Organization (WHO/IPCS), Geneva, Switzerland, 1988: Environmental Health Criteria 61: Chromium.

William H., Donald S. et Cairns J. Jr., 1988: Structural alternations in aquatic insect communities exposed to copper in laboratory streams. Toxicology and Chemistry.

Wren C. D. et Stephenson G. L., 1990: The effect of acidification on the accumulation and toxicity of metals to freshwater invertebrates. Environmental Pollution: 205 - 241.

WRIGHT J. F., 1974: Some factors affecting the distribution of *Crenobia alpina* (Dana), *Polycelis felina* (Dalyell) and *Phagocata vitta* (Dugés)(Platyhelminthes) in Caernarvonshire, North Wales. Freshwater Biology: 31-59.

Zahrádková S., Kokeš J., Hodovský J., Vojtíšková D., Scheibová D., Pořízková Y., Schenková J. et Helešic J., 2000: Predikční systém PERLA. Limnologie na přelomu tisíciletí: Sborník referátů XII. limnologické konference: 260-264.

Zollhöfer J. M., Brunke M. et Gonser T., 2000: A typology of springs in Switzerland by integrating habitat variables and fauna. Arch. Hydrobiol. Suppl. 121: 349 - 376.