

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích  
Přírodovědecká fakulta



Diplomová práce

Změny struktury společenstev makrozoobentosu  
v podélném profilu acidifikovaných potoků na Šumavě

Vypracovala: Jana Svobodová  
Školitel: doc. RNDr. Josef Matěna, CSc.

České Budějovice 2009

## Diplomová práce

Svobodová, J. (2009): Změny struktury společenstev makrozoobentosu v podélném profilu acidifikovaných potoků na Šumavě. [Structural changes of macrozoobenthic communities in longitudinal profiles of acidified streams in the Bohemian Forest (Czech Republic). Ms. thesis, in Czech] – 62 p., Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

### **Annotation:**

Structural changes in macrozoobenthic communities and changes in chemistry in longitudinal profiles of two acidified streams in the Bohemian Forest (Czech Republic) were investigated in 2007. The progress in chemical recovery was evident in both streams, whereas zoobenthos recovery was obvious only in less acidified stream.

Prohlašuji, že jsem tuto práci vypracovala samostatně, pouze s využitím citované literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47 zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své diplomové práce, a to v nezkrácené podobě, elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách.

V Českých Budějovicích dne 31. prosince 2009

.....

## Poděkování

V první řadě bych chtěla poděkovat mému školiteli, Pepovi Matěnovi, za neutuchající přízeň, podporu, odborné rady, podnětné nápady, pomoc s determinací zapeklitých pakomárů, trpělivé čtení a opravy dalších a dalších a dalších... verzí mého nezbedného dítko. Dále Jardovi Vrbovi, který po Pepovi převzal štafetu v čase vánočním a přispěl svými věcnými připomínkami, radami a optimismem ke konečnému zdaru díla. Jirkovi Kopáčkovi za konzultace na téma chemie a vůbec dalším odborníkům za pomoc s determinací a za revizi mnou určeného zvířectva. Na revizi, případně determinaci se podíleli Pavel Chvojka (Oddělení entomologie, Národní muzeum, Praha) – Trichoptera, Peter Bitušik (Fakulta ekológie a environmentalistiky, Technická Univerzita vo Zvolene) – Chironomidae, Jindřiška Bojková (Masarykova univerzita, Brno) – Plecoptera, Michal Straka (Masarykova univerzita, Brno) – Coleoptera, Vendula Křoupalová (Masarykova univerzita, Brno) – Diptera a Petr Pařil (Masarykova univerzita, Brno) – Diptera. Obrovský dík patří Simče Polákové za pomoc se zpracováním dat v Canocu a Statistice, opravy textu a dlouhé noční venčení, Honzovi Kubečkovi za běhací pauzy a optimistický doping, Petrovi Juračkovi za útěchu, rozptýlení a pomoc s počítáním. Svým současným i bývalým spolubydlicím Michalovi Tušerovi, Majklovi Němcovi, Saše Průchové, Irče Slámové a Peťovi Vlašánkovi děkuji za to, že mne nenechali zemřít hladu, přetrpěli mé hluboce pesimistické a depresivní stavy a utěšovali mne bez odmlouvání i ve čtyři ráno. Michalovi pak musím zvláště poděkovat za venčení, cukrárnu, obědy a obětavou pomoc s anglickým textem. Vojtovi Kasalickému za podnětné diskuze. Děkuji všem dalším nejmenovaným pomocníkům a rozptylovačům, na které jsem si zrovna teď nevzpomněla, ale rozhodně nebudou zapomenuti. Na závěr z celého srdce děkuji svým rodičům, kteří mi studium umožnili a podporovali mne za všech okolností a mému příteli Petrovi Peltanovi za záchranu a oporu v posledních okamžicích.

## **Abstrakt**

Tato práce je zaměřena na acidifikaci postižené potoky v pohoří Šumavy - odtok z Čertova jezera a odtok z jezera Laka. V podélném profilu obou potoků byl v roce 2007 a 2005 sledován chemismus vody, stejně jako složení společenstev makrozoobentosu. Chemismus potoků odráží stav obou jezer (Čertovo jezero silně acidifikované, jezero Laka mírně acidifikované). V podélném profilu obou toků byl zaznamenán zlepšující se trend chemických podmínek (značně ovlivněno přítoky s neutrálním pH). Zotavování makrozoobentosu v podélném profilu bylo dobře patrné na odtoku ze slabě acidifikovaného jezera Laka a to především vzrůstající taxonomickou bohatostí jepic (Ephemeroptera) a chrostíků (Trichoptera). Na odtoku z Čertova jezera byl chemismus v celém sledovaném úseku limitující pro acidosenzitivní taxony (především jepice a chrostíky) a nedocházelo k výrazným změnám ve struktuře společenstev makrozoobentosu v podélném profilu. Nejhojněji zastoupenými skupinami zde byly pošvatky (Plecoptera), pakomáři (Diptera – Chironomidae) a máloštětinatci (Oligochaeta). Biologické zotavování sledovaných toků bude závislé na chemickém zotavování jezer a jejich povodí.

**Klíčová slova:** acidifikace, zotavování, makrozoobentos, potoky, Šumava, jezero Laka, Čertovo jezero

## **Abstract**

Two outflows from atmospherically-acidified Čertovo and Laka lakes in the Bohemian Forest in the Czech Republic were surveyed in 2005 and 2007. Water chemistry and macrozoobenthic community composition in longitudinal gradient of both streams were analyzed to determine the present status of the streams. Streams' chemistry reflects the current situation of both lakes - Čertovo Lake is strongly-acidified, Laka Lake is slightly-acidified with its carbonate buffering system recovered. The progress in chemical reversal to natural conditions was observed in longitudinal gradients of both streams (greatly induced by chemically-inert tributaries). Macrozoobenthic recovery was evident only in Laka Lake's outflow, mainly by increasing mayflies (Ephemeroptera) and sedgeflies (Trichoptera) taxonomy richness in longitudinal gradient. In Čertovo Lake's outflow, there were no considerable changes in benthic community composition, because chemistry in the whole locality of Čertovo Lake was limiting for acid-sensitive taxons (Ephemeroptera, Trichoptera). Stoneflies (Plecoptera), midgeflies (Chironomidae) and Oligochaeta were the most abundant organisms in the Čertovo Lake's stream. Biological recovery of both streams must depend on subsequent catchment chemical recovery.

**Key words:** acidification, recovery, makrozoobenthos, streams, Bohemian forest, Laka lake, Čertovo lake

# Obsah

1. Úvod .....	1
2. Teoretický úvod .....	3
2.1. Acidifikace a její vliv na chemismus půd a vod .....	3
2.2. Acidifikace a její vliv na vodní organismy .....	4
2.3. Chemické a biologické zotavování .....	5
3. Popis studované oblasti, lokalit a metodika .....	7
3.1. Popis studované oblasti .....	7
3.1.1. Jezero Laka .....	8
3.1.2. Čertovo jezero .....	8
3.2. Popis jednotlivých odběrových profilů .....	8
3.2.1. Jezero Laka .....	9
3.2.2. Čertovo jezero .....	11
3.3. Odběr vzorků makrozoobentosu v terénu .....	13
3.4. Zpracování vzorků makrozoobentosu v laboratoři .....	14
3.5. Odběr vzorků vody v terénu .....	15
3.6. Laboratorní zpracování vzorků vody – chemická stanovení .....	15
3.7. Zpracování výsledků .....	16
4. Výsledky .....	17
4.1. Chemismus .....	17
4.2. Hodnocení vzájemného vztahu abiotických gradientů prostředí mezi sebou .....	18
4.2.1. Jezerní potok LA .....	18
4.2.2. Jezerní potok ČT .....	19
4.3. Srovnání společenstev makrozoobentosu Jezerních potoků LA a CT a jejich přítoků .....	21
4.4. Podobnost jednotlivých odběrových profilů na základě složení společenstva makrozoobentosu v průběhu sezóny .....	24
4.5. Srovnání diverzity společenstev makrozoobentosů na jednotlivých lokalitách a profilech .....	25
4.6. Struktura a distribuce společenstva makrozoobentosu v podélném gradientu .....	26
4.6.1. Jezerní potok LA .....	26
4.6.2. Jezerní potok CT .....	30
4.7. Vliv proměnných prostředí a sezónnosti na společenstvo makrozoobentosu .....	35
4.8. Hodnocení vzájemného vztahu taxonů makrozoobentosu .....	36
4.8.1. Jezerní potok LA .....	36
4.8.2. Jezerní potok ČT .....	38
4.9. Hodnocení vztahu abiotických gradientů prostředí na složení společenstva makrozoobentosu .....	40
4.9.1. Jezerní potok LA .....	40
4.9.2. Jezerní potok ČT .....	41
5. Diskuze .....	43
5.1. Chemismus .....	43
5.2. Srovnání společenstev makrozoobentosu mezi lokalitami Jezerní potok LA a Jezerní potok CT .....	45
5.3. Srovnání společenstev makrozoobentosu v podélném gradientu .....	45
5.4. Srovnání společenstev makrozoobentosu mezi sezónami 2005 a 2007 .....	52
5.5. Vliv proměnných prostředí a sezónnosti na společenstvo makrozoobentosu .....	53
5.6. Problematika determinace .....	54
6. Závěry .....	55
7. Seznam použité literatury .....	56

# 1. Úvod

Jedním ze závažných globálních ekologických problémů 20. století byla acidifikace. Podle Lamperta a Sommera (1997) je acidifikace dokonce druhou nejrozšířenější antropogenní změnou v jezerech a tocích. Jedná se o jev vzniklý v důsledku nadměrného vypouštění oxidů dusíku ( $\text{NO}_x$ ) a síry ( $\text{SO}_2$ ). Prudký nárůst těchto oxidů byl zaznamenán od konce 50. let 20. století až do 70. let a úzce souvisí s velkým rozmachem těžkého průmyslu po druhé světové válce. Uvádí se, že koncem 70. let až přibližně do roku 1985 acidita dosahovala maxima (Kopáček et al., 2002). Acidifikace měla dalekosáhlé následky na změny chemismu půd a vod a společenstva vodních organismů (Lampert a Sommer, 1997; Vrba et al., 2003).

Acidifikace se nejvíce projevila v Evropě, Severní Americe, ale např. také na Novém Zélandu (Guérol et al., 1995; Keller et al., 2007; Rosemond et al., 1992; Szczesny, 1990; Winterbourn a M<sup>c</sup>Diffett, 1996). Jedním z nejdůležitějších faktorů ovlivňujících acidifikaci je geologické podloží, na kterém se jednotlivá povodí nacházejí. Podloží tvořená vyvřelými horninami s nízkou pufrací kapacitou jsou k acidifikaci náchylné (Lampert a Sommer, 1997; Szczesny, 1990). V druhé polovině 80. letech 20. století došlo k poklesu emisí acidifikujících oxidů (Evans et al., 2001). Hlavními příčinami tohoto snížení ve střední Evropě byly především restrukturalizace průmyslu a zemědělství, dále pak odsíření elektráren, změny používaného paliva a optimalizace spalovacích procesů stacionárních zdrojů (Kopáček a Veselý, 2005).

V důsledku poklesů depozice síry a dusíku bylo v posledních letech prokázáno chemické zotavování vodních ekosystémů z acidifikace (Evans et al., 2001; Kopáček et al., 1998, 2002). V tekoucích vodách ve zotavení nehraje roli pouze čas, ale rovněž změny chemismu v podélném profilu toků (Miller a Andelman 1987). Biologické zotavování za chemickým poněkud zaostává (Keller et al., 2007). Zdá se však, že v tekoucích vodách oproti stojatým probíhá biologické zotavování poněkud rychleji (Halvorsen et al., 2005).

Jednou z acidifikací postižených oblastí je i Šumava, která dokonce patřila mezi nejpostiženější oblasti Evropy (Kopáček et al., 2002; Majer et al., 2003). Acidifikace se projevila snížením druhové diverzity vodních organismů a vyhynutím ryb v šumavských jezerech (Vrba et al., 2003). Ovlivněny byly rovněž některé potoky (Růžičková, 1998). Strmý pokles depozice síranů a dusičnanů a rychlost chemického zotavování je unikátní v celosvětovém měřítku (Vrba et al., 2009). Díky dlouholetému průzkumu oživení jezer (Vrba et al., 2003) byl zachycen pokles druhové bohatosti vlivem atmosférické acidifikace

(Vrba et al., 2003; Vrba et al., 2009). Šumava je tak jedinečnou lokalitou pro studium chemického a následně i biologického zotavování z acidifikace (Vrba et al., 2009).

Tato práce je zaměřená na studium makrozoobentosu dvou acidifikací postižených Jezerních potoků (odtok z jezera Laka a odtok z Čertova jezera) s nízkým obsahem rozpuštěných organických i anorganických látek.

### ***Cíle práce:***

- Posoudit vliv chemismu jezer na složení makrozoobentosu v Jezerních potocích.
- Vyhodnotit vliv podélného gradientu fyzikálně – chemických parametrů vody na složení společenstev makrozoobentosu.
- Získat originální a komplexní údaje o současném složení makrozoobentosu dvou sledovaných Jezerních potoků (odtoky z Čertova jezera a z Laky) a tím přispět k vytvoření seznamu makrozoobentosu šumavských vod.
- Naznačit možný směr biologického zotavení studovaných Jezerních potoků.

## 2. Teoretický úvod

### 2.1. Acidifikace a její vliv na chemismus půd a vod

V rozmezí let 1950 až 1980 došlo v České republice, obdobně jako jinde ve světě (Guérol et al., 1995; Keller et al., 2007; Rosemond et al., 1992; Szczesny, 1990; Winterbourn a McDiffett, 1996) k prudkému zvýšení emisí  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$  a  $\text{NH}_3$  v důsledku antropogenní činnosti (Kopáček a Veselý, 2005). Zvýšení emisí S a N se projevilo zejména v oblastech nacházejících se na vyvřelém horninovém podkladu. V případě České republiky se jedná především o horské pohraniční oblasti (Jizerské hory, Jeseníky, Krušné hory, Šumava), ale rovněž např. o Brdy, Slavkovský les a Českomoravskou vrchovinu (např. Hořická, 2006; Hruška et al., 2009; Kopáček et al., 1998; Rucki, 2007; Scheibová a Helešic, 1999).

V těchto oblastech má acidifikace značný vliv na chemismus půd a následně i vod. Obecně se zde jedná o půdy, které mají nízké hladiny vápníku, hořčíku a uhličitánů tudíž i nízkou pufrací kapacitu a jsou náchylné k acidifikaci (Szczesny, 1990). V první fázi se acidifikace projevuje právě vyplavováním těchto bazických kationtů z půdního profilu, čímž dochází k vyčerpání kyselinové neutralizační kapacity (KNK) a růstu koncentrace vodíkových iontů (Lampert a Sommer, 1997). Dalším efektem acidifikace je akumulace síranů a dusičnanů v půdním horizontu a současně jejich vyplavování (Kopáček et al. 2002; Majer et al., 2003).

Vzrůstající koncentrace vodíkových iontů způsobuje pokles pH půdy, což následně působí i na změnu rozpustnosti kovů a změnu jejich speciace. Například hliník (Al), železo (Fe), měď (Cu), zinek (Zn), nikl (Ni), olovo (Pb) a kadmium (Cd) jsou za kyselých podmínek rozpustné více, kdežto rtuť (Hg) a vanad (V) se naopak stávají rozpustné méně (Lampert a Sommer, 1997). Rozpustné kovy jsou pak z půdního profilu vyplavovány do povrchových vod, což s sebou nese jistá nebezpečí. Např. iontová forma hliníku ( $\text{Al}^{3+}$ ) je ve zvýšených koncentracích toxická pro vodní organismy (viz níže).

Nízké pH a vysoké koncentrace hliníku ve vodách ovlivňují cykly živin, zvláště fosforu (P) a přispívá mj. k tendenci kyselých jezer stát se oligotrofními (Lampert a Sommer, 1997; Vrba et al., 2002). Toto však zcela není případ šumavských jezer, jež jsou oligotrofní sama o sobě. O to významnější je zde limitace fosforem (Vrba et al. 2006). V případě huminových jezer se hliník vysráží s huminovými látkami, proto se kyselá jezera také často stávají více průhlednými (Lampert a Sommer, 1997). Na šumavských jezerech byla dříve průhlednost

2 – 4 m, v 80. a 90. letech však vlivem vysrážení huminových látek dosahovala až 10 metrů (Vrba et al., 2000).

## **2.2. Acidifikace a její vliv na vodní organismy**

Nízké pH a s ním spojené vysoké koncentrace toxického hliníku (Al) se nemohou obejít bez vlivu na vodní organismy. Negativní účinky toxicity hliníku a nízkého pH na ryby shrnuje např. studie Rosseland a Staurnes (1994). Postiženy jsou především žábry (dochází ke vzniku koloidních hydroxyoxidů hliníku na žábrách, které brání výměně plynů) a vnější smyslové orgány. Tyto negativní podmínky však způsobují např. i poruchy v iontové regulaci, acidózu krve, zvýšení viskozity krve, redukci objemu krevní plazmy, nabobtnání erytrocytů, atd. Důsledkem méně závažných fyziologických poruch jsou změny chování spojené s vyhýbáním se, únikem a migrací, vážnější poruchy pak mají letální následky (Rosseland a Staurnes, 1994). Většina ryb je limitována hodnotami pH mezi 5 – 5,5, ale populace sivena amerického (*Salvelinus fontinalis*) mohou přežít i při pH 4,5 (Henrikson et al., 1989).

Stejně jako na ryby mají nízké pH a Al nežádoucí účinky i na zoobentos. Ovlivňují především osmoregulaci, růst a úspěšnost reprodukce (Herrmann et al., 1993). Vysoké koncentrace hliníku a nízké pH mělo negativní důsledky nejen na ryby a společenstva zoobentosu, ale i na zooplankton, bakterioplankton a fytoplankton (Keller et al., 2007; Vrba et al., 2003). Vysoké koncentrace iontového hliníku (Al<sub>i</sub>) inhibují kyselou extracelulární fosfatázu (Bittl et al., 2001; Vrba et al., 2006). Inhibice fosfatáz a imobilizace fosforu partikulovaným hliníkem způsobuje nižší dostupnost fosforu pro planktonní organismy (Vrba et al., 2006)

V acidifikovaných vodách obecně dochází k vymizení acidosenzitivních taxonů (např. Dangles a Guérol, 2000; Orendt, 1998; Růžičková, 1998; Szczesny, 1990; Ventura a Harper, 1996;). Ke snižování druhové bohatosti začíná docházet od hodnot pH nižších než 6 (Brett, 1989; Guérol et al., 1993). Vymizením některých taxonů může dojít k narušení a zjednodušení potravních řetězců (Hendrey a Wright, 1979; Nedbalová et al., 2006). S poklesem dostupnosti fosforu je snížena primární produkce fytoplanktonu, což má výrazný vliv na zooplankton a může dojít až k jeho vyhynutí (Fott et al., 1994). Díky toxickým podmínkám a různé acidotoleranci organismů není jisté, zda změny pozorované ve společenstvech acidifikovaných jezer jsou způsobené přímým vlivem pH (tolerance) a nebo malými změnami v biotických interakcích. Např. struktura společenstva může být

změněna posuny v kompetitivních vztazích nebo vymizením klíčového druhu (Eriksson et al., 1980).

V šumavských jezerech acidifikace způsobila vyhynutí ryb a ustoupení většiny druhů zooplanktonu (Crustacea) a litorálního bentosu (Ephemeroptera a Plecoptera) (Vrba et al., 2003). Ryby ze šumavských jezer vymizely mezi 60. a 70. léty (Vrba et al., 2000). Celkový počet taxonů jepic a pošvatek mezi léty 1956 a 1990 poklesl víc jak o polovinu (Vrba et al., 2003). V biomase planktonu a pelagickém potravním řetězci, následkem redukce biodiverzity a absencí vyšších trofických úrovní, dominovaly mikroorganismy (Nedbalová et al., 2006). Extrémně vysoká heterotrofní mikrobiální biomasa s velkým podílem vláken je většinou tak velká jako biomasa fytoplanktonu. Biomasa zooplanktonu představovala méně než 1 % celkové biomasy planktonu (Vrba et al., 2003). Pokles druhové bohatosti byl zaznamenán i v šumavských potocích (Růžičková, 1998).

### **2.3. Chemické a biologické zotavování**

Zhruba od poloviny 80. let si lidé začali uvědomovat nebezpečí znečišťování ovzduší a jeho dopadů na životní prostředí, především ve vztahu k acidifikaci. V roce 1985 došlo k prvnímu mezinárodnímu souhlasu omezit emise síry skrze UN-ECE (Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution of the United Nations Economic Commission for Europe). Až v roce 1999 byl podepsán tzv. Gothenburgský protokol, zahrnující omezení i ostatních polutantů ovzduší. Cílem bylo dosáhnout redukce emisí síry o 80 % k roku 1980 a emisí oxidů dusíku o 41 % ve vztahu k roku 1990 (UN-ECE, 1999). Od té doby byl po celé Evropě zaznamenán zřetelný pokles emisí síry a oxidů dusíku. Následně byly zaznamenány první známky chemického zotavování povrchových vod. Nejzřetelnější poklesy koncentrace siřičitanů a dusičnanů ve vodách byly zaznamenány na Slovensku a v České republice. Stejně tomu bylo i se vzrůstem KNK (kyselinová neutralizační kapacita) (Evans et al., 2001).

Na Šumavě došlo během 90. let k poklesu depozice síranů a amoniaku. Stav depozice byl na konci 20. století srovnatelný se situací na začátku století. Snížení depozice  $\text{NO}_3^-$  již není tak výrazné, stav je srovnatelný se situací v 60. letech (Kopáček et al., 2001b). Zatímco ještě v nedávné minulosti to byla depozice síry, která hrála dominantní úlohu v acidifikaci prostředí (a jejíž koncentrace již značně poklesly), dnes se do popředí dostává vliv depozice dusíku (Hrkal a Zelinka, 2004). Ukázalo se, že redukce síranů v povrchových vodách je významně nižší, než redukce v depozici síry (Prechtel et al., 2001). Platí však obecně, že změny chemismu vody jsou menší oproti změnám v depozici polutantů. Příčinou je

saturace půdního horizontu povodí polutanty a retenční schopnost půd (Kopáček et al., 2000 a 2001a). Proto z povodí často odtéká více dusíku, než odpovídá jeho současnému ročnímu přísunu atmosferickou depozicí. Právě vyplavování síranů a dusičnanů z půd bude mít klíčovou roli pro snižování koncentrace hliníku v acidifikovaných jezerech a odtocích z nich (Kopáček et al., 2001a).

Oproti chemickému zotavování vod je jejich biologické zotavování ještě mnohem pomalejší. Guérolt et al. (1993) ve své studii zjistili, že limitní pH pro návrat citlivých taxonů je 5,8 – 6,2. Chemismus vody však není jediná podmínka pro úspěšnou rekolonizaci citlivými organismy. Velkou roli hraje existence refugií v blízkosti postižené oblasti, na množství migrujících jedinců a schopnosti „nových“ taxonů uspět v konkurenci acidifikací změněného společenstva organismů (Ledger a Hildrew, 2005; Masters et al., 2007) a řada jiných, možná neznámých faktorů. K neúspěšnému zotavení rovněž přispívají nízké pH a s tím související zvýšené koncentrace hliníku během zvýšených průtoků (tj. při jarním tání a vyšších srážkových úhrnech) u jinak už chemicky téměř zotavených toků (Lepori et al., 2003). V zimě může docházet k akumulaci dusíku ve svrchních půdních horizontech pod sněhovou pokrývkou. Po jejím tání pak dochází ke zvýšenému vyplavování  $\text{NO}_3^-$  do jezer a tím ke snížení pH (Vrba et al., 2009).

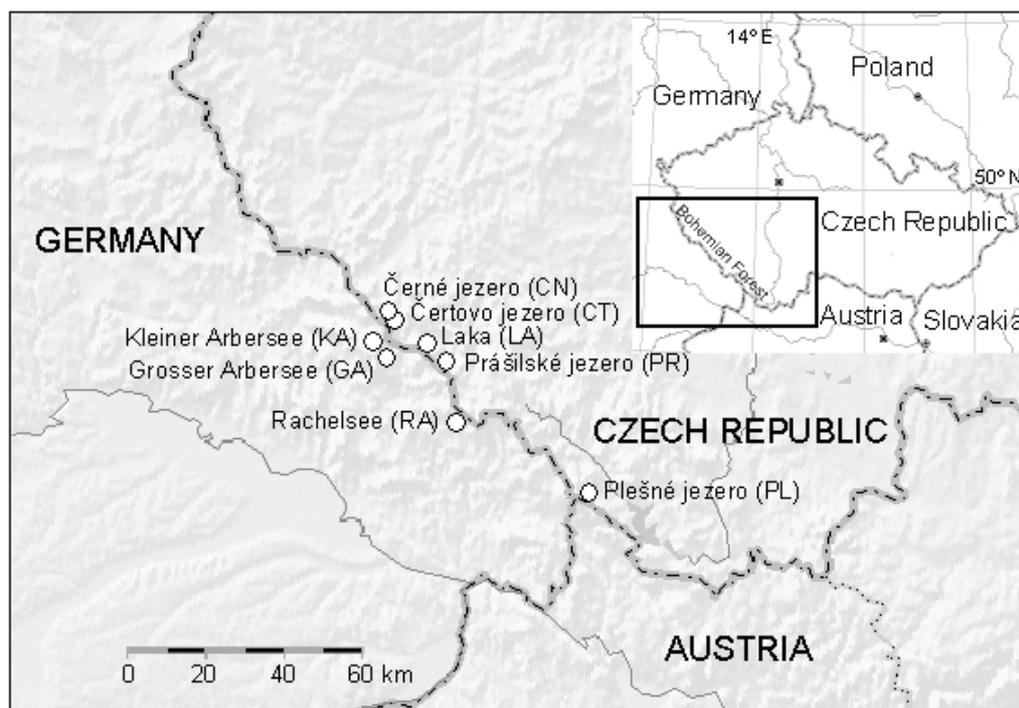
Na Šumavě už byly zaznamenány první důkazy biologického zotavování. Např. na jezeře Laka se nově vyskytl vířník *Keratella ticinensis* (Vrba et al., 2003), překvapením byl nálezn perloočky *Ceriodaphnia quadrangula* v planktonu Čertova jezera a vířníka *Keratella hiemalis* v Černém a Čertově jezeře (Vrba et al., 2009). V mezotrofním, silně acidifikovaném Plešném jezeře byl během devadesátých let dokumentovaný vzrůst početnosti fytoplanktonu i planktonních vířníků (Vrba et al., 2005). Drobné změny jsou pozorovány i na společenstvech bentosu, leč zotavení se ve skupině makrozoobentosu není zatím dostatečně prokazatelné (Ungermanová, 2009). Stoupá např. populační densita jepice (Ephemeroptera) *Leptophlebia vespertina*, která sice během acidifikace nevyhynula, ale v letech 1975 a 1982 byl zaznamenán pokles plodnosti samic (Vrba et al., 2003) a byl zaznamenán návrat jepic *Cleon dipterum*, *Siphonurus lacustris* a *Ameletus inopinatus* na jezeře Laka (Ungermanová, 2009).

Otázkou zůstává, zda bude projev biologického zotavování v podélném profilu odtoku jezera Laka a Čertova jezera zřetelnější.

### 3. Popis studované oblasti, lokalit a metodika

#### 3.1. Popis studované oblasti

Šumava leží v pohraniční oblasti jihozápadních Čech. Šumavská jezera se nacházejí v blízkosti hranic s Německem (viz obr. 1), v nadmořské výšce 1 000 – 1 100 m n. m. Geologické podloží tvoří hercynské krystalické horniny (matečná hornina je rula, svory nebo žula), které jsou chudé na bazické kationty (nízký je zejména obsah vápníku). Malá povodí jezer jsou většinou pokryta smrkem (*Picea abies*), bukem (*Fagus sylvatica*) a jedlí (*Abies alba*). Všechna jezera vznikla přibližně před 10 000 lety z ledovců a byla uzavřena čelní morénou (Veselý, 1994; Vrba et al., 2002). V 80. letech 20. století zde vrcholila atmosférická acidifikace. Ne všechna jezera však byla acidifikací zasažena stejnou měrou. Na základě chemismu jak přítoků tak jezerní vody byla jezera kategorizována na (i) silně acidifikovaná jezera, (ii) mírně acidifikovaná jezera, kde dochází k obnově uhličitanového pufráčního systému (Nedbalová et al., 2006).



Obr. 1: Geografické rozmístění šumavských jezer (Nedbalová et al., 2006)

### **3. 1. 1. Jezero Laka**

Jezero Laka se rozkládá na souřadnicích 49°07' severní šířky a 13°20' východní délky (Veselý, 1994). S nadmořskou výškou 1085 m n. m. je nejvýše položeným jezerem Šumavy. Rozloha jezera je 2,6 ha, plocha povodí 1,02 km<sup>2</sup>. Maximální hloubka jezera je 3 m a objem jezera 0,05 x 10<sup>6</sup> m<sup>3</sup> (Nedbalová et al., 2006). Převažující dřevinou v povodí je smrk. Horninové podloží je tvořeno rulou. Díky velmi nízkému poměru objemu vody k ploše povodí se jezero vyznačuje kratší dobou zdržení (tj. vyšší průtočností) a tendencí k rychlejšímu zazemňování. Je pro něj charakteristická bohatá příbřežní, ponořená i plovoucí vegetace a tvorba příbřežních či plovoucích mechových ostrovů (Vrba et al., 2002). Jezero Laka patří mezi nejméně acidifikované (pH > 5, nejnižší koncentrace hliníku; acidifikace se projevuje především na jaře při tání sněhu) a má nízkou KNK (Vrba et al., 2000; Vrba et al., 2002). Navzdory slabému průběhu acidifikace byly sledovány změny v oživení (Vrba et al., 2003). Jezero Laka má však ve srovnání s ostatními šumavskými jezery nejvyšší počet přeživších druhů a vyšší biodiverzitu vířníků a korýšů (Vrba et al. 2003).

### **3. 1. 2. Čertovo jezero**

Čertovo jezero se nachází na souřadnicích 49°10' severní šířky a 13°11' východní délky (Veselý, 1994) v nadmořské výšce 1027 m n. m. Rozloha jezera je 10,7 ha, plocha povodí 0,89 km<sup>2</sup>. Maximální hloubka jezera je 35 m a objem jezera 1,86 x 10<sup>6</sup> m<sup>3</sup> (Nedbalová et al., 2006). Převažující dřevinou v povodí je smrk. Horninové podloží je tvořeno svory a křemencem (Vrba et al., 2002). Čertovo jezero patří mezi silně acidifikované (Vrba et al., 2000) a je vůbec nejkyseljším jezerem na Šumavě (objemově vážené průměry pH < 4,4 a KNK kolem -50 µekv/l; Vrba et al., 2002).

## **3.2. Popis jednotlivých odběrových profilů**

V rámci diplomové práce byly studovány dva potoky na Šumavě – Jezerní potoky – odtoky z Čertova jezera a z Laky (vzhledem k tomu, že oba odtoky se jmenují stejně, dále v textu je odtok z Čertova jezera označován jako „ČT“, odtok z Laky „LA“). Tyto dva toky byly vybrány kvůli různému stupni atmosferické acidifikace jezera, z něhož vytékají. Čertovo jezero bylo silně postiženo acidifikací, jezero Laka méně. Na obou tocích byly zvoleny čtyři odběrové profily v podélném gradientu. První odběrové místo bylo vždy pod výtokem z jezera (profil označen jako ČT 0, LA0), dále u ČT ve vzdálenosti 0,6 km, 0,9 km, 1,5 km a 2,6 km, u LA-0,7 km, 1,4 km a 2,8 km od výtoku. Pro srovnání byly také odebrány vzorky z pravostranného přítoku LA (LA-PP, vtéká do LA 0,5 km od výtoku z jezera) a

ze Špičáckého potoka – levostranný přítok ČT, s ČT se stéká 2,7 km od výtoku z jezera. Oba referenční přítoky (LA-PP a Špičácký potok) byly vybrány proto, že jsou to jiná povodí s odlišným geologickým podkladem a z toho plynoucím odlišným chemismem.

### **3. 2. 1. Jezero Laka**

Základní charakteristiky jednotlivých odběrových profilů Jezerního potoka LA jsou shrnuty v tabulce 1. Mapa s vyznačenými odběrovými profily je na obrázku 2.

#### **Profil LA-0**

charakter toku převážně poměrně rychle laminárně proudící, koryto napřímené. Na pravém i levém břehu smrkový les. Na profilu byly nalezeny larvy čolka horského a skokana hnědého.

#### **Profil LA-0,7**

Celkem přímý úsek. Tok turbulentně proudivý. Na pravém i levém břehu je smíšený les s převahou smrku (dalšími dřevinami je buk a v malém množství olše *Alnus glutinosa*).

**Tab 1:** Základní charakteristiky jednotlivých odběrových profilů Jezerního potoka LA

<b>profil</b>	<b>LA-0</b>	<b>LA-0,7</b>	<b>LA -1,4</b>	<b>LA-2,8</b>	<b>LA-PP</b>
<b>vzdálenost od výtoku z jezera (m)</b>	10	700	1400	2800	500
<b>nadmořská výška (m n. m.)</b>	1086 – 1087	1033,5 - 1038	999 - 1002,5	906 - 908,5	1060
<b>podíl peřejnatého úseku (%)</b>	15	45	40	20	20
<b>podíl tůní (%)</b>		20	25	30	10
<b>průměrná šířka toku (m)</b>	1,5	3,5	4	5	2,5
<b>maximální šířka toku (m)</b>	2	6	6	7	3
<b>minimální šířka toku (m)</b>	1	2	1,5	4	2
<b>průměrná hloubka (cm)</b>	20	30	30	20	20
<b>maximální hloubka (tůně; cm)</b>	50 – 60	65	70	50	55
<b><u>substrát dna:</u></b>					
<b>balvany (%)</b>	45	70	90	60	85
<b>šterkopísek (%)</b>	45	30	10	40	15
<b>bahno a jemný detrit (%)</b>	10				
<b>pokryvnost dna mechem (%)</b>	10	40	20	5	5

#### **Profil LA-1,4**

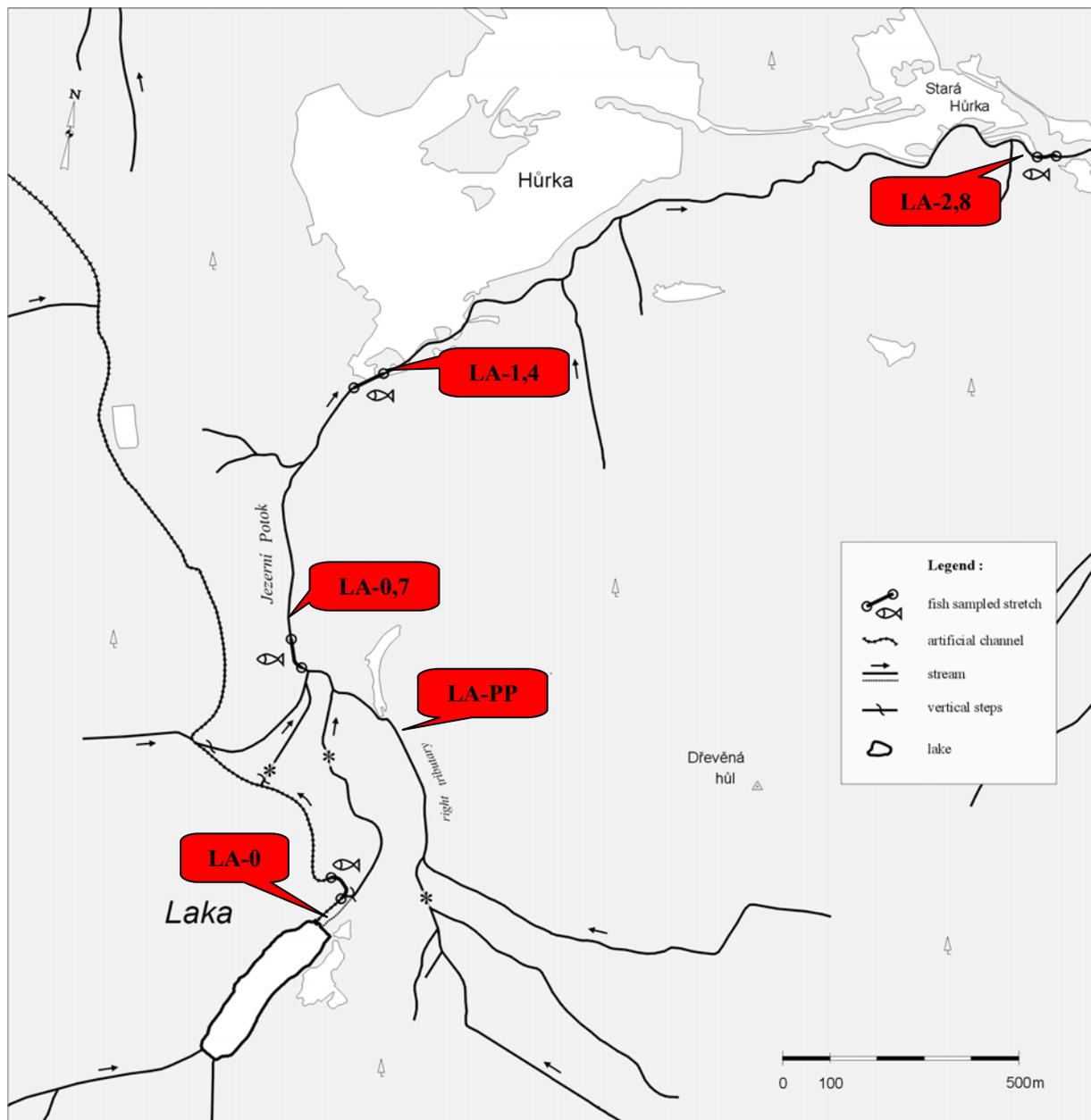
Charakter úseku toku rychle turbulentně proudivý, peřejnatý, poměrně rovný. Na obou březích z části smíšený les (smrk, olše), z části louka.

### Profil LA-2,8

Rychle tekoucí, laminární až turbulentní charakter toku, poměrně rovný úsek. Na pravém i levém břehu smíšený les s převahou olše a smrku.

### LA-PP

Pravostranný přítok Jezerního potoka. Turbulentně proudivý meandrující tok. Podél břehů smrky, do padesáti metrů od pravého břehu louka a cesta, na levém břehu mýtina.



Obr. 2: Mapa jezera Laka a Jezerního potoka s vyznačením jednotlivých odběrových profilů.

### **3. 2. 2. Čertovo jezero**

Základní charakteristiky jednotlivých odběrových profilů Jezerního potoka CT jsou shrnuty v tabulce 2. Mapa s vyznačenými odběrovými profily je na obrázku 3.

#### **Profil CT 0**

Úsek toku relativně pomalu proudící. Mocnost nánosů jemného detritu 20 cm. Na pravém a levém břehu smíšený les (smrk, buk).

#### **Profil CT-0,6**

Pod morénou se tok rozlévá do několika menších potůčků. Hlavní tok je relativně rychle proudící, turbulentní, schodovitý, peřejnatý. Na pravém i levém břehu je smíšený les, převažuje smrk a buk.

**Tab. 2:** Základní charakteristiky jednotlivých odběrových profilů Jezerního potoka CT

<b>profil</b>	<b>CT-0</b>	<b>CT-0,6</b>	<b>CT-0,9</b>	<b>CT-1,5</b>	<b>CT-2,6</b>	<b>Špič. p.</b>
<b>vzdálenost od výtoku z jezera (m)</b>	10	600	900	1500	2600	2700
<b>nadmořská výška (m n. m.)</b>	1027	930 – 940	910 – 920	823 – 830	775	773
<b>podíl peřejnatého úseku (%)</b>	30	80	70	30	50	50
<b>podíl tůní (%)</b>	20	20	20	30	0	20
<b>průměrná šířka toku (m)</b>	2,5	2	2	3	2	3
<b>maximální šířka toku (m)</b>	3	3	4	6	4	4
<b>minimální šířka toku (m)</b>	1	1	1,5	1,5	1,5	2,5
<b>průměrná hloubka (cm)</b>	35	30	30	30	30	25
<b>maximální hloubka (tůně; cm)</b>	65	60	60	70	40	65
<b><u>substrát dna:</u></b>						
<b>balvany (%)</b>	5	80	70	50	90	80
<b>šterkopísek (%)</b>	75	15	20	40	10	20
<b>bahno a jemný detrit (%)</b>	20	5	10	10		
<b>pokryvnost dna mechami (%)</b>		60	40	10	5	10
<b>pokryvnost dna řasami (%)</b>		10				

#### **Profil CT-0,9**

Rovný peřejnatý tok v celé odběrové délce, schodovitý charakter. Na pravém i levém břehu smíšený les s převahou buku a smrku, občas jedle.

### **Profil CT-1,5 (u Bumbálky)**

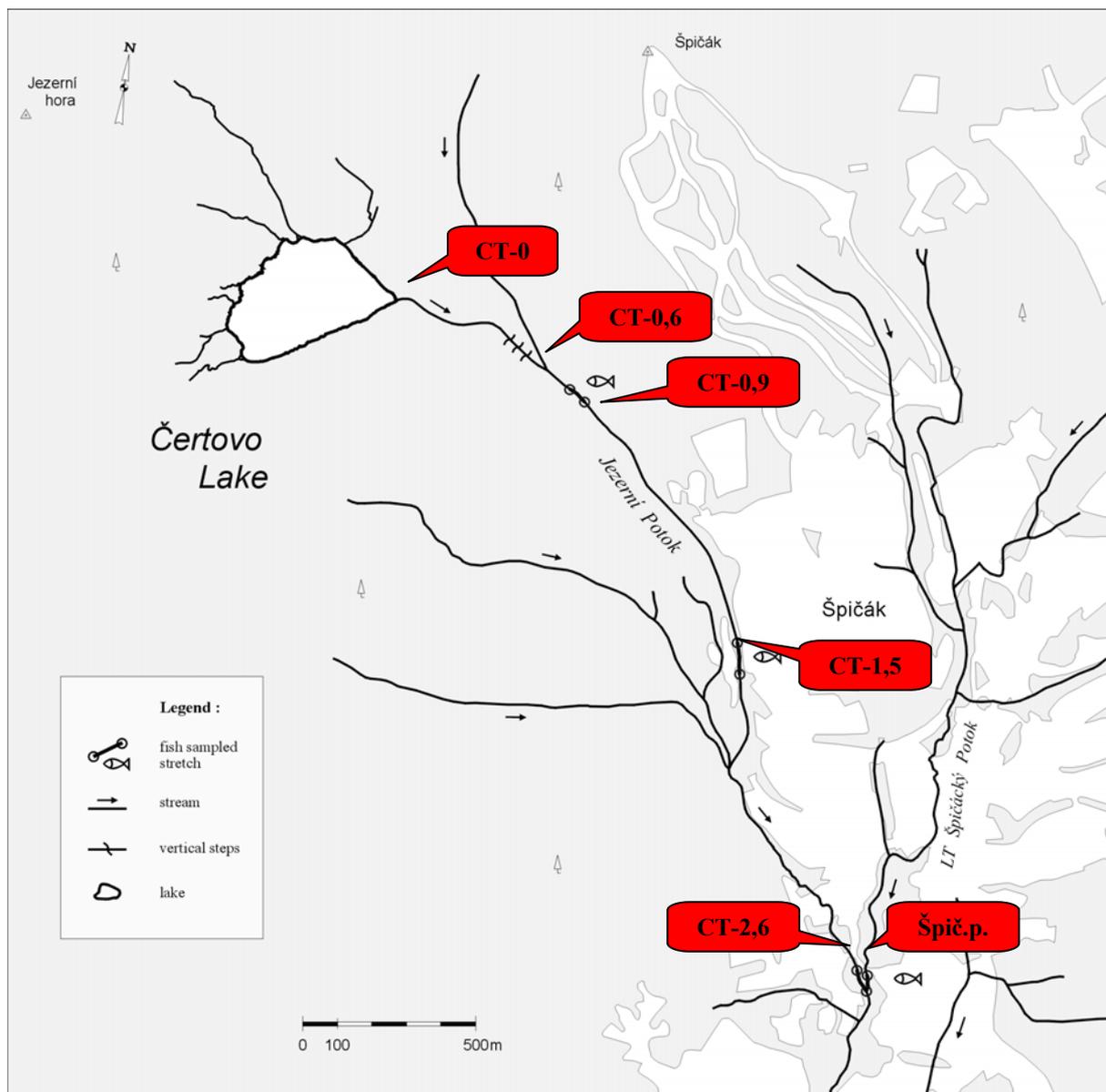
Sledovaný úsek má spíše laminárně proudící charakter. Jedna tůň na horním okraji úseku široká 5 m, pak stupeň, rovný peřejnatý úsek s levým příkrým svahem, pravý břeh rovný, nízký, voda se rozlévá do mokřin a postranního toku, hodně tišin a pomalu proudících úseků, pak široký meandr. Na pravém i levém břehu smíšený les - smrk, buk, javor (*Acer pseudoplatanus*), jedle.

### **Profil CT-2,6**

Obloukovitý meandr mezi dvěma mostky, rovný peřejnatý úsek bez tůň. Na pravém i levém břehu rozvolněný stromový porost (olše, javor).

### **Špičácký potok**

Levostranný přítok Jezerního potoka CT. Meandrující, rychle proudící, peřejnatý úsek toku. Na obou březích toku olšový porost.



Obr. 3: Mapa Čertova jezera a Jezerního potoka s vyznačením jednotlivých profilů.

### 3.3. Odběr vzorků makrozoobentosu v terénu

Makrozoobentos pro účely této diplomové práce byl odebírán třikrát v roce 2007 – na jaře (květen), v létě (červenec) a na podzim (říjen LA, listopad CT). Výjimku tvoří profily CT-2,6, Špičácký potok a LA-PP na nichž byl bentos odebírán méněkrát (Špičácký potok - červenec a listopad, ČT 2,6 – listopad, LA-PP – říjen), viz tab. 3. Vzorky byly odebírány metodou kicking (Frost et al. 1971) přibližně v 50 metrovém úseku z různých habitatů (peřej, tůň, písčná lavice atd.). Odběr probíhal po dobu deseti minut vždy srovnatelným úsilím pomocí síta o světlosti ok 1 mm. Síto bylo v průběhu odběru pravidelně vyprazdňováno. Před fixováním byly odstraněny velké kameny. Poté byly jednotlivé vzorky nafiloxovány přibližně

10 % roztokem formaldehydu. Na každém odběrovém místě byl zaznamenán charakter toku a další podmínky – viz popis jednotlivých profilů.

Dále byly do diplomové práce zahrnuty vzorky odebírané v roce 2005 Lubošem Pecharem. Vzorky byly odebírány na stejných místech (kromě profilů CT-2,6, Špičácký potok, LA-PP a LA-2,8) a stejnou metodou s tím rozdílem, že odběr probíhal pět minut. K dispozici však nebyly vzorky z celé sezóny (lokalita Jezerní potok LA – květen, červenec; lokalita jezerní potok CT – květen). Vzorky byly L. Pecharem pod binolupou přebrány.

**Tab. 3:** Odběry makrozoobentosu a vody na chemické analýzy na jednotlivých profilech v průběhu sezóny 2005 a 2007. **B** – odběr makrozoobentosu; \* - odběr vody.

	LA-0	LA-0,7	LA-1,4	LA-2,8	LA-PP	CT-0	CT-0,6	CT-0,9	CT-1,5	CT-2,6	Špič.p.
V.2005	B*	B*	B*			B*	B*	B*	B*		
VII.2005	B*	B*	B*								
X.2005	*										
V.2007	B*	B*	B*	B*		B*	B*	B	B*		
VII.2007	B*	B*	B*	B*		B*	B*	B	B*		B
VIII.2007	*				*						
X.2007	B*	B*	B*	B	B*						
XI.2007						B*	B*	B*	B*	B*	B*

### 3.4. Zpracování vzorků makrozobentosu v laboratoři

Vzorky odebrané v roce 2007 byly celé přebrány pod binolupou a jednotlivé organismy rozříděny dle řádů a prefixovány do 70 % roztoku ethanolu. Následně byly jednotlivé skupiny organismů determinovány na co možná nejnižší úroveň. Larvy pakomárů (Chironomidae) byly rozděleny do skupin dle základních morfotypů a z každé skupiny bylo uděláno jeden až dvacet preparátů (dle množství zvířat a předpokládané přítomnosti více morfotypově podobných druhů, aby mohlo být zjištěno jejich poměrné zastoupení). Trvalé preparáty byly uzavírány do PVA (polyvinylalkohol). Podčeledi Orthoclaadiinae, Chironominae a Diamesinae byly určovány pomocí klíče Bitušík (2000), podčeleď Tanypodinae dle klíče Fittkau a Roback (1983). K determinaci ostatních dvoukřídlých (Diptera) posloužil klíč Rozkošný (1980). Larvy jepic (Ephemeroptera) byly určovány pomocí klíče Bauernfeind a Humpesch (2001). Z různých morfotypů byly rovněž dělány trvalé preparáty z čelistního aparátu, žaberních plátek, končetin, dorzální a ventrální strany abdomenu (Bauernfeind a Humpesch, 2001). K určení larev chrostíků (Trichoptera) byl použit klíč Waringer (1997), správnost determinace byla diskutována s výsledky odchyty imág v oblasti (Chvojka, ústní sdělení). Determinace larev pošvatek (Plecoptera) byla provedena

pomocí klíčů Krno (1998) a Krno (2004) a rovněž byla diskutována s výsledky odchyty imág (Bojková, ustní sdělení). U brouků (Coleoptera) byly určovány jak larvy tak imága a to podle klíče Straka a Sychra (2007). Střechatky (Megaloptera) byly určovány pomocí klíče Špaček (nepublikováno). Máloštětinatci (Oligochaeta) nebyli determinováni, pouze spočítáni. Pro determinaci na nejnižší možnou úroveň bylo uděláno maximum, ne vždy však bylo dosaženo stoprocentního úspěchu. Důvodem byla buď juvenilní stádia, která nemá smysl určovat a nebo nedostatečná úroveň současného poznání.

### **3.5. Odběr vzorků vody v terénu**

Voda pro chemické rozbory byla odebírána ve stejnou dobu jako vzorky makrozoobentosu, až na výjimky (viz tab. 3). Vzorky vody byly odebírány do vymytých PET lahví vždy před odběry makrozoobentosu, nebo výše proti proudu nad odběrovým místem, aby nedošlo k případné kontaminaci vody. Přímo na lokalitě byly vzorky přefiltrovány přes uhlonové síto o světlosti ok 40  $\mu\text{m}$ , aby se vyloučila kontaminace vzorku suspendovanými látkami případně během odběru uvolněnými ze dna toku, a až do zpracování uchovávány v chladícím boxu.

### **3.6. Laboratorní zpracování vzorků vody – chemická stanovení (viz Stuchlík et al., 2004)**

Vzorky ze šumavských jezer a jejich přítoků byly analyzovány v laboratoři hydrobiologického ústavu AV ČR V Českých Budějovicích.

Stanovení pH, KNK a specifické vodivosti bylo z důvodu vyloučení vlivů vzniklých skladováním vzorků obvykle prováděno co nejdříve (do 24 hodin po odběru). Hodnota pH byla měřena pomocí kombinované skleněné pH elektrody (Radiometer). Měřicí systém byl vždy kalibrován dvěma certifikovanými pufrý (pH 7 a 4) a kontrolován laboratorním standardem s vlastnostmi podobnými vzorkům (specifická vodivost  $\sim 35\mu\text{S cm}^{-1}$ , pH  $\sim 4,5$ ).

Kyselinová neutralizační kapacita (KNK) byla stanovena pomocí granovské titrace (Mackereth et al., 1978) za použití 0,01 N HCl na automatickém titrátoru (Tacussel). Ke kontrole stanovení byl používán identický laboratorní standard jako pro měření pH.

Hodnota specifické vodivosti byla stanovována konduktometrem (WTW, Německo, elektroda LF 2000) při laboratorní teplotě s automatickou kompenzací teploty a všechny údaje jsou vztaženy k 25 °C.

Koncentrace jednotlivých frakcí hliníku (Al) byly stanoveny spektrofotometricky metodou s pyrokatecholovou violetí podle Driscolla (1984). Celkový Al ( $Al_t$ ) byl stanoven v nefiltrovaném vzorku, rozpuštěný Al byl stanoven po filtraci přes skleněný filtr (porozita  $<0.4 \mu m$ ) a organicky vázaný Al ( $Al_o$ ) ve vzorku přefiltrovaném přes katexovou kolonu (Amberlite, směs 98% ionexu v  $Na^+$  cyklu a 2% v  $H^+$  cyklu). Iontový Al ( $Al_i$ ) byl stanoven jako rozdíl rozpuštěného Al a  $Al_o$ .

Koncentrace rozpuštěného organického uhlíku (DOC) byla stanovena ve filtrátu (porozita  $<0.4 \mu m$ ) na TOC 5000A analyzátoru (Shimadzu).

### 3.7. Zpracování výsledků

Pro zjištění podobnosti jednotlivých profilů na základě složení společenstev makrozoobentosu byla provedena klastrová analýza pomocí Wardovy metody, pro výpočet podobnosti byly použity euklidiánské vzdálenosti. Analýza byla provedena v programu STATISTICA 8.0 (StatSoft Inc. 2007). Pomocí knihovny vegan (Oksanen et al. 2009) v rámci jazyka R (R\_Development\_Core\_Team 2008) byl spočítán Shannon – Weaverův index diverzity. Výpočet proběhl s použitím vzorce (1) a byl použit implicitně nastavený přirozený logaritmus.

$$(1) \quad H = - \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i$$

kde  $S$  je počet druhů,  $p_i$  je relativní abundance každého druhu.

Další analýzy probíhaly v programu CANOCO for Windows 4.5 (Ter Braak a Šmilauer, 2002). Pro zobrazení vzájemných vztahů nezávislých proměnných (chemické údaje, poloha, sezónnost, atd.) byla použita analýza hlavních komponent (PCA). Data o výskytu jednotlivých druhů byla před vstupem do analýzy logaritmičticky transformována [ $y = \log(x + 1)$ ] pro potlačení vlivu početných taxonů. Nejprve byly zobrazeny vztahy mezi jednotlivými druhy pomocí CA. Pak byl vytvořen nejlepší model metodou postupného výběru v CCA, kdy významnost proměnných byla testována permutačním testem Monte Carlo se 499 permutacemi na hladině významnosti 0,05. Abychom zjistili, z kolika procent celkové variability dat o výskytu jednotlivých druhů se podílejí jednotlivé charakteristiky prostředí a sezónnost, byly tyto proměnné analyzovány pomocí rozkladu variance rovněž v CANOCO.

## 4. Výsledky

### 4.1. Chemismus

Studované Jezerní potoky (LA a CT) se lišily chemismem vody (viz tab. 4). Obecně se Jezerní potok LA vyznačoval vyšším pH, vyšší KNK a nižšími koncentracemi  $Al_i$ . To je dobře patrné již při srovnání odběrových profilů pod výtokem z jezer, kdy Jezerní potok LA měl průměrnou hodnotu pH o 0,6 jednotky vyšší než tomu bylo na profilu CT-0 (viz tab. 4). Výrazné byly rovněž rozdíly v KNK a koncentraci  $Al_i$ , kdy KNK na profilu LA-0 dosahovala sice nízkých, ale kladných hodnot, zatímco na profilu CT-0 hodnot záporných. Koncentrace  $Al_i$  byla na profilu LA-0 řádově nižší než na profilu CT-0.

Při srovnání pH a KNK obou potoků v podélném gradientu byl patrný obdobný trend zvyšování naměřených hodnot. U Jezerního potoka LA došlo v celé délce sledovaného úseku (tj. 2,8 km) ke zvýšení pH o 1,53 jednotky (z 5,19 na 6,72), u Jezerního potoka CT o 1,59 jednotky (z 4,62 na 6,21) v celé délce sledovaného úseku 2,6 km. Řádový pokles koncentrace  $H^+$  zaznamenaný mezi profily LA-0 a LA-0,7 byl způsoben pravostranným přítokem. Koncentrace  $Al_i$  měla v podélném gradientu Jezerního potoka CT snižující se trend. Jezerní potok LA, kde se nízké hodnoty  $Al_i$  vyskytovaly již na odtoku z jezera, se žádným takovým trendem nevyznačoval. Nejvyšší koncentrace  $Al_i$  zde byly zaznamenány u výtoku z jezera, na dalších odběrových profilech byly hodnoty velice nízké (v řádu jednotek), jen na profilu LA-2,8 byl zaznamenán mírný nárůst koncentrace, způsobený patrně přítokem mezi profily LA-1,4 a LA-2,8.

Koncentrace DOC nevykazovala v podélném gradientu LA žádný patrný trend, nejvyšší hodnoty byly naměřeny u výtoku z jezera a na profilu LA-2,8. Oproti tomu v podélném gradientu CT docházelo k mírnému snižování koncentrace, trend narušovala jen zvýšená koncentrace na profilu CT-0,6.

Vodivost v podélném gradientu u LA se vyznačovala vzrůstem hodnot. Hodnoty vodivosti u CT nevykazovaly žádný trend, byly v podélném gradientu spíše rozkolísané, přičemž nejnižší hodnota byla zaznamenána na profilu CT-1,5 a nejvyšší na profilu CT-0,6 pod morénou.

Oba referenční přítoky (bezejmenný pravostranný přítok Jezerního potoka LA a Špičácký potok - levostranný přítok Jezerního potoka CT) se vyznačovaly vyšším pH (vyšší než 7), vyšší vodivostí, vyšší KNK a nízkými koncentracemi  $Al_i$  (pohybovaly se na hranici meze detekce použité metody  $\sim 10 \mu g l^{-1}$ ).

**Tab. 4:** Chemické parametry jednotlivých odběrových profilů. Hodnoty uvedené v tabulce jsou průměry hodnot z několika odběrů v sezóně 2005 a 2007, jen hodnoty z profilů CT-2,6 a Špičácký potok pocházejí z jediného měření z roku 2007. **min** – minimální zaznamenaná hodnota; **max** – maximální zaznamenaná hodnota; **PP** – pravostranný přítok; **LP** – levostranný přítok; **vodivost** – při 25°C; **KNK** – kyselinová neutralizační kapacita (Gran); **Al<sub>i</sub>** – iontová forma hliníku; **N** – počet měření, ze kterých byla stanovena průměrná hodnota.

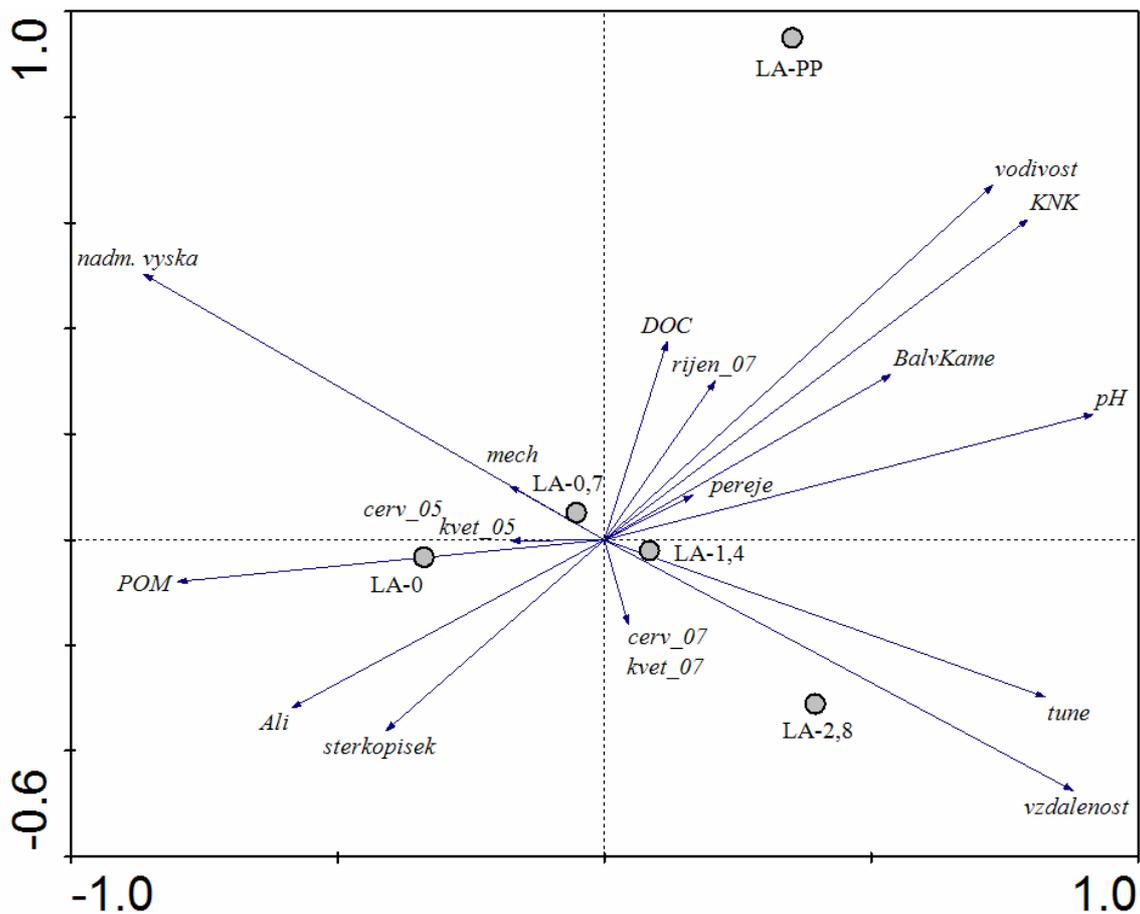
	<b>pH</b> (min; max)	<b>Vodivost</b> (min; max) <b>μS/cm</b>	<b>DOC</b> (min; max) <b>mg/l</b>	<b>KNK</b> (min; max) <b>mmol/l</b>	<b>Al<sub>i</sub></b> (min; max) <b>μg/l</b>	<b>N</b>
<b>LA-0</b>	<b>5,19</b> (4,69; 6,15)	<b>16</b> (14; 19)	<b>4,2</b> (2,3; 6,4)	<b>10</b> (-8; 22)	<b>45</b> (1; 142)	7
<b>LA-PP (na 0,5 km)</b>	<b>7,14</b> (7,04; 7,27)	<b>43</b> (42; 44)	<b>5,1</b> (4,7; 5,5)	<b>250</b> (224; 276)	<b>3</b> (1; 6)	2
<b>LA-0,7</b>	<b>6,42</b> (6,26; 6,75)	<b>20</b> (18; 24)	<b>3,6</b> (2,1; 5,5)	<b>63</b> (33; 103)	<b>6</b> (4; 10)	5
<b>LA-1,4</b>	<b>6,52</b> (6,30; 6,76)	<b>22</b> (20; 26)	<b>3,6</b> (1,9; 4,8)	<b>78</b> (48; 110)	<b>8</b> (0; 22)	5
<b>LA-2,8</b>	<b>6,72</b> (6,63; 6,83)	<b>24</b> (23; 25)	<b>4,2</b> (3,8; 4,6)	<b>97</b> (82; 111)	<b>23</b>	2
<b>CT-0</b>	<b>4,62</b> (4,53; 4,72)	<b>23</b> (22; 24)	<b>2,7</b> (1,6; 3,4)	<b>-24</b> (-36; -17)	<b>308</b> (268; 339)	4
<b>CT-0,6</b>	<b>4,56</b> (4,50; 4,61)	<b>24</b> (23; 25)	<b>3,9</b> (3,6; 4,1)	<b>-32</b> (-38; -26)	<b>238</b> (178; 299)	3
<b>CT-0,9</b>	<b>4,83</b> (4,72; 4,98)	<b>20</b> (18; 23)	<b>2,6</b> (1,5; 3,8)	<b>-12</b> (-18; -6)	<b>211</b> (113; 308)	2
<b>CT-1,5</b>	<b>5,08</b> (4,93; 5,28)	<b>18</b>	<b>2,4</b> (1,4; 3,0)	<b>-3</b> (-5; 0)	<b>122</b> (109; 188)	4
<b>CT-2,6</b>	<b>6,21</b>	<b>19</b>	<b>1,9</b>	<b>23</b>	<b>62</b>	1
<b>Špičácký potok (LP na 2,7 km)</b>	<b>7,06</b>	<b>109</b>	<b>2,0</b>	<b>225</b>	<b>2</b>	1

## 4.2. Hodnocení vzájemného vztahu abiotických gradientů prostředí mezi sebou

### 4.2.1. Jezerní potok LA

Pro hodnocení vzájemného vztahu abiotických faktorů prostředí byla použita analýza hlavních komponent (PCA). První osa, která popisuje směr největší variability, vysvětlovala 67,7 % celkové variability dat, druhá osa vysvětlovala 29,9 % variability. První osa znázorňuje změny v zastoupení substrátu charakteru toku a chemismu v podélném gradientu (obr. 4). Na profilu bezprostředně pod výtokem z jezera (LA-0) převládalo POM (partikulovaný organický materiál) a šterkopísek. Se vzdáleností od výtoku se zvyšoval podíl balvanitokamenitého substrátu. Profil LA-PP byl spíše balvanitokamenitý. Pro profily blíže výtoku z jezera byl charakteristický mech. Se vzrůstající vzdáleností od jezera je silně korelován také nárůst podílu tůní. Profil LA-0 a LA-0,7 je negativně korelován s přítomností tůní, LA-0 pak ještě s přítomností peřejí. Na profilu LA-0 byl charakter toku spíše laminárně

proudící bez peřejí a tůní, profil LA-0,7 byl svým charakterem v celém sledovaném úseku přejnatý. S narůstající vzdáleností od výtoku také rostlo pH, které negativně korelovalo s koncentrací Al<sub>i</sub>. Kromě zvyšování pH také mírně rostla KNK a vodivost (jen slabá pozitivní korelace). Pravostranný přítok (LA-PP) byl od ostatních profilů odlišný a vyznačoval se vysokou KNK, vodivostí a zároveň nižší koncentrací Al<sub>i</sub>.



**Obr. 4:** Korelace mezi proměnnými prostředí s pasivním promítnutím odběrových profilů (LA-0; LA-0,7; LA-1,4; LA-2,8; LA-PP) pro lokalitu Jezerní potok LA. Ordinační diagram PCA, je zobrazena první a druhá osa.

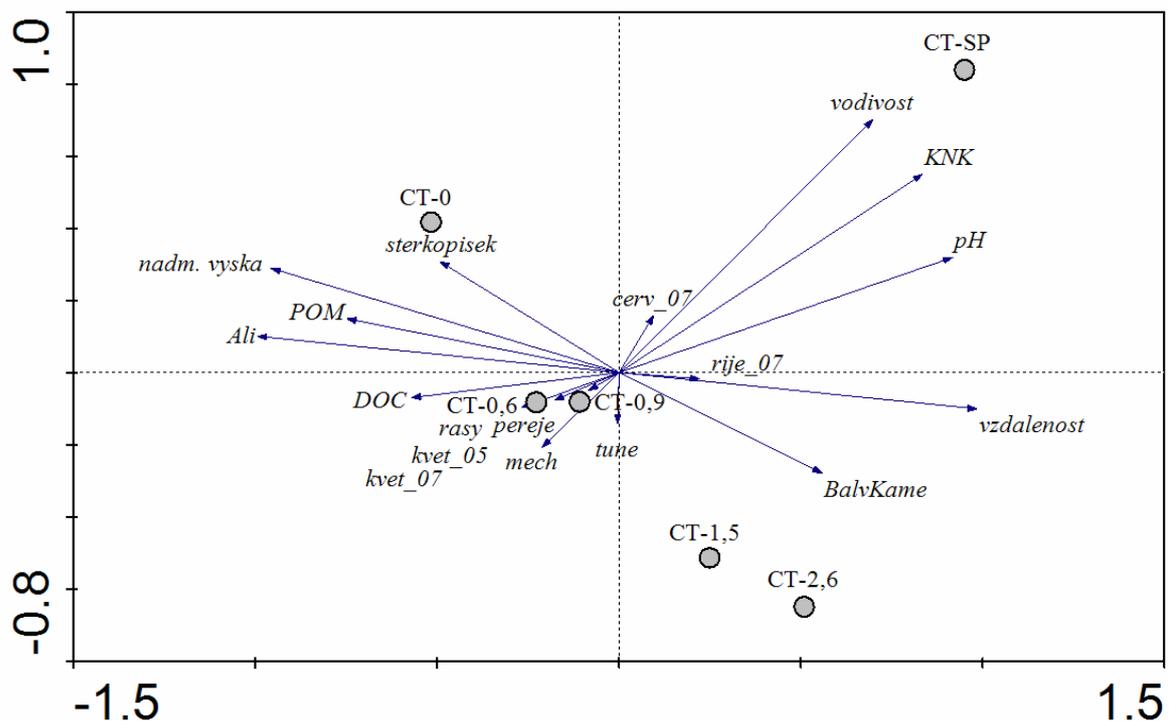
Druhá osa popisuje sezónní změny a koncentraci DOC. Právě vyšší koncentrace DOC byla charakteristická pro LA-PP, kde byl vzorek odebrán pouze v říjnu 2007.

#### 4.2.2. Jezerní potok ČT

Pro hodnocení vzájemného vztahu abiotických faktorů prostředí byla použita analýza hlavních komponent (PCA). První osa vysvětlovala 87,7 % celkové variability dat, druhá osa vysvětlovala 12,2 % variability. První osa je nejlépe korelovaná se vzdáleností od jezera,

typem sedimentu a částečně chemismem (obr. 5). Obdobně jako u lokality Jezerní potok LA nejvyšší podíl CPOM a štěrků byl zaznamenán v úseku pod výtokem z jezera a v podélném gradientu se podíl snižoval ve prospěch balvanitokamenitého typu dna. Mechu a řas bylo nejvíce zaznamenáno na profilech CT-0,6 a CT-0,9, nejméně na profilu Špičácký potok. S rostoucí vzdáleností od jezera klesaly koncentrace  $Al_i$  a DOC, naopak rostlo pH, jež negativně korelovalo s koncentrací  $Al_i$  i DOC. S pH korelovaly hodnoty KNK, pro vodivost byla obdobná korelace méně významná. Obě proměnné pozitivně korelovaly i se vzdáleností od jezera. KNK, pH a vodivost byly nejvyšší na profilu Špičácký potok.

S druhou osou byla nejsilněji korelovaná přítomnost tůní. Množství vysvětlené variability však naznačuje malý vliv na data. Největší podíl tůní byl zaznamenán na profilu CT-1,5, na ostatních profilech bylo zastoupení vyrovnané. Největší zastoupení peřejnatého úseku bylo zaznamenáno na profilu CT-0,6 a CT-0,9. Zdá se, že podíl peřejnatého úseku úzce souvisí s přítomností mechu a řas (viz silná pozitivní korelace, obr. 5)

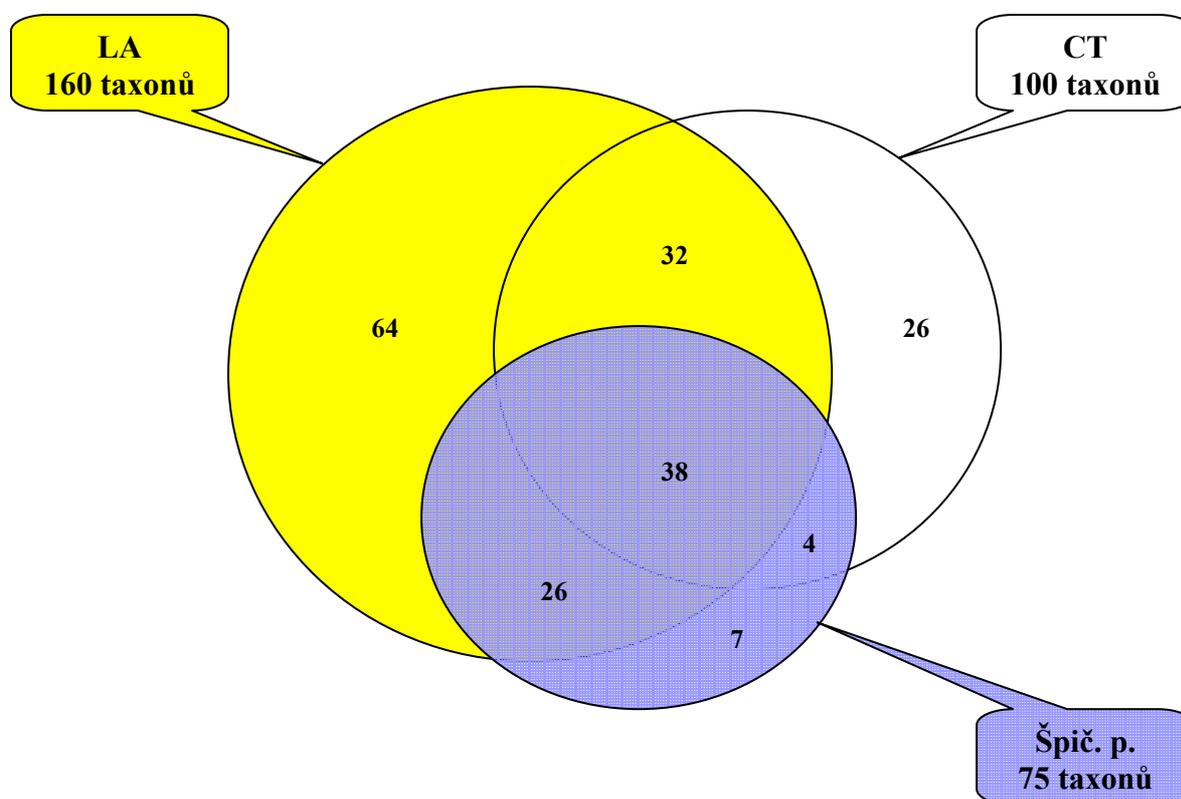


**Obr. 5:** Korelace mezi proměnnými prostředí s pasivním promítnutím odběrových profilů (CT-0; CT-0,6; CT-0,9; CT-1,5; CT-2,6 a CT-SP) pro lokalitu Jezerní potok CT. Ordinační diagram PCA, je zobrazena první a druhá osa. CT-SP – Špičácký potok.

### 4.3. Srovnání společenstev makrozoobentosu Jezerních potoků LA a CT a jejich přítoků

Na obou lokalitách bylo za sezónu 2005 a 2007 uloveno a determinováno celkem 30648 jedinců, z toho 13142 na lokalitě Jezerní potok LA a 17506 na lokalitě Jezerní potok CT (včetně přítoků).

Celkem bylo na obou lokalitách zaznamenáno 197 taxonů (obr. 6), z toho 160 na Jezerním potoku LA (sezóna 2005 – květen, červenec; sezóna 2007 – květen, červenec, říjen), 27 na pravostranném přítoku LA (sezóna 2007 – říjen), 93 na Jezerním potoku CT (sezóna 2005 – květen; sezóna 2007 – květen, červenec, listopad) a 74 na Špičáckém potoku (sezóna 2007 – červenec, listopad).

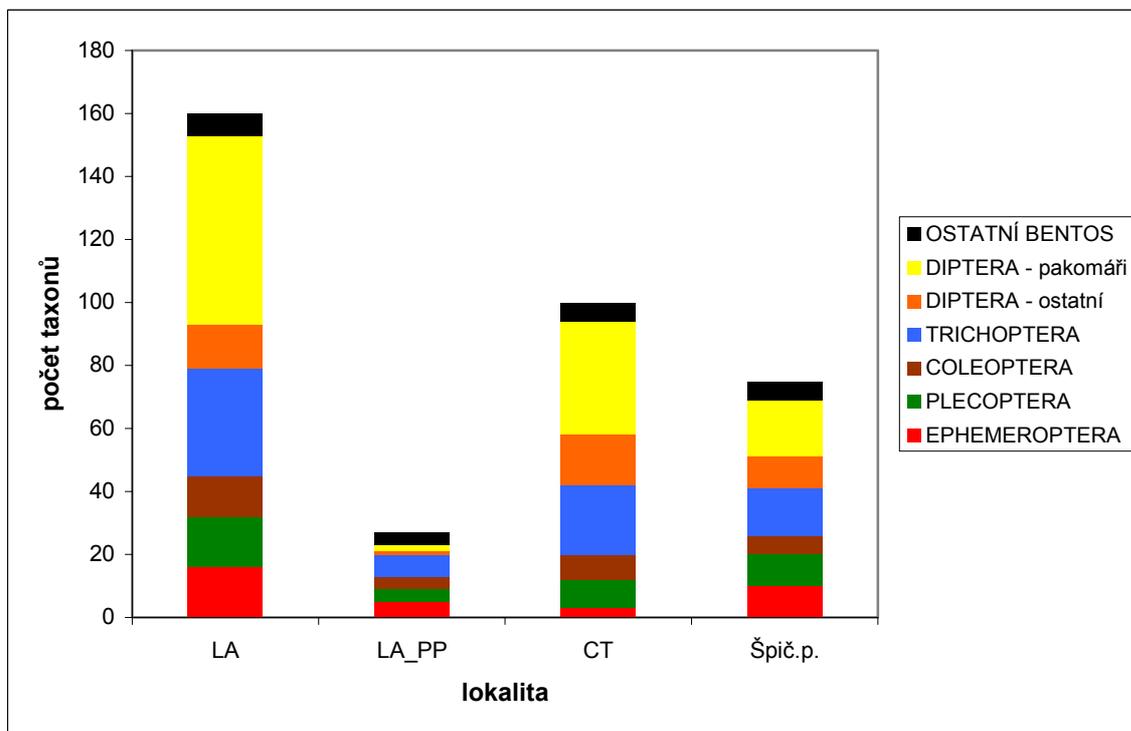


Obr. 6: Zobrazení počtu sdílených taxonů na lokalitách Jezerní potok LA, Jezerní potok CT a Špičácký potok.

Jezerní potok LA a Jezerní potok CT sdílely 70 taxonů, Jezerní potok LA a Špičácký potok 64 taxonů a Jezerní potok CT se Špičáckým potokem 42 taxonů. Na profilu LA-PP nebyl nalezen žádný taxon, který by se současně nevyskytoval i na lokalitě Jezerní potok LA.

Jak je patrné z obrázku 7, největší taxonomická bohatost na všech lokalitách byla zaznamenána u čeledi pakomárovitých (Chironomidae), druhou taxonomicky nejbohatší

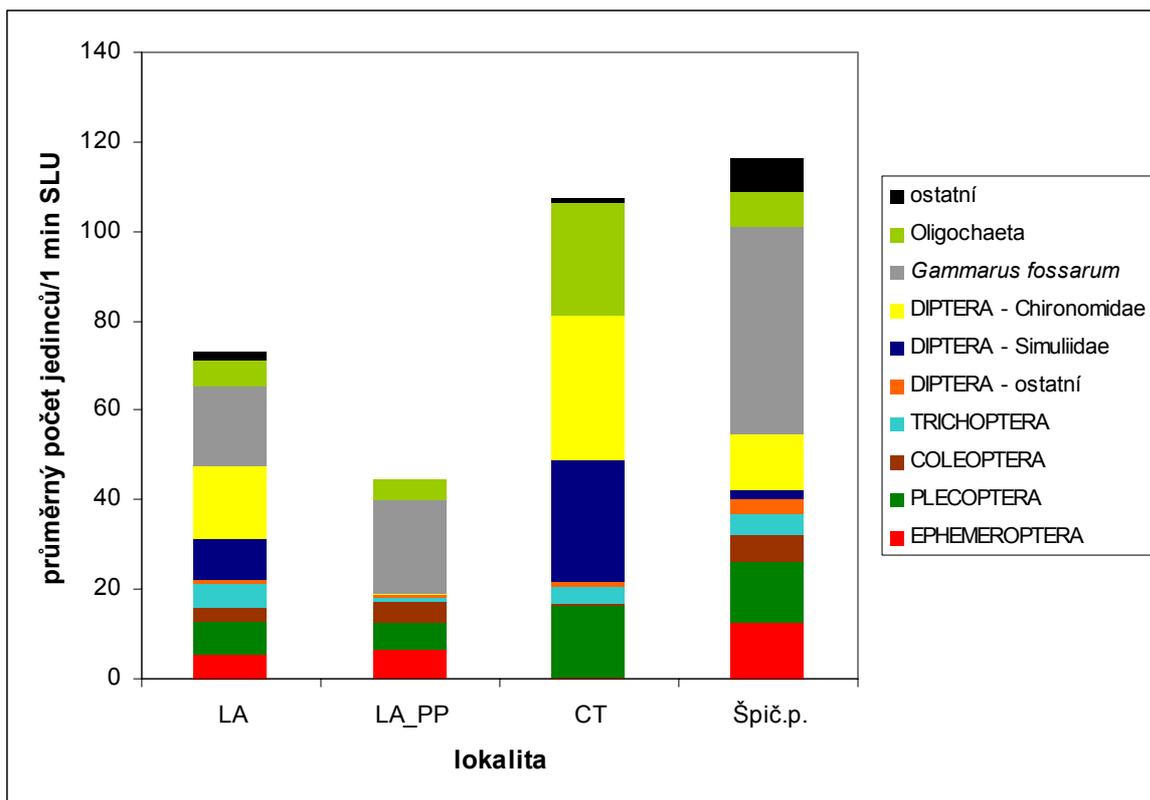
skupinou byli chrostíci (Trichoptera; výjimku tvoří profil LA-PP). Největší taxonomická diverzita všech skupin, krom ostatních dvoukřídlých (Diptera – ostatní), byla zaznamenána na lokalitě Jezerní potok LA. Největší diverzita ostatních dvoukřídlých byla zaznamenána u lokality Jezerní potok CT. Na této lokalitě byla zaznamenána vůbec nejnižší taxonomická bohatost jepic (Ephemeroptera).



**Obr. 7:** Srovnání počtu taxonů na jednotlivých lokalitách. U LA a CT sloučena sezóna 2005 a 2007, u LA-PP jsou počty taxonů pouze z jediného odběru (říjen 2007), u Špičáckého potoka jsou počty ze dvou odběrů (červenec a listopad 2007). **LA** – Jezerní potok LA; **LA-PP** – pravostranný přítok LA; **CT** – Jezerní potok CT; **Špič.p.** – Špičácký potok, levostranný přítok CT.

Celkový průměrný počet jedinců (průměr z jednotlivých odběrových profilů, vztaženo na jednu minutu srovnatelného lovného úsilí metodou „kicking“) byl nejvyšší na profilu Špičácký potok (obr. 8). Přibližně stejný průměrný počet jedinců byl zaznamenán i na profilech jezerního potoka CT, který se však strukturou společenstva výrazně lišil od Špičáckého potoka, profilů jezerního potoka LA a jeho pravostranného přítoku. Na posledních dvou zmiňovaných profilech (LA a LA-PP) byl průměrný počet jedinců menší. Na lokalitě Jezerní potok LA početně převažovali blešivci *Gammarus fossarum* a pakomáři, celkem 47 % z počtu všech jedinců. Zbývajících 53 % připadalo na ostatní skupiny, jejichž početní zastoupení bylo víceméně rovnocenné. Na lokalitě Jezerní potok CT se pakomáři vyskytovali zhruba ve dvojnásobném množství než na LA, druhou nejpočetnější skupinu tvořili máloštětinatci (Oligochaeta) a dále muchničky (Simuliidae) a pošvatky (Plecoptera).

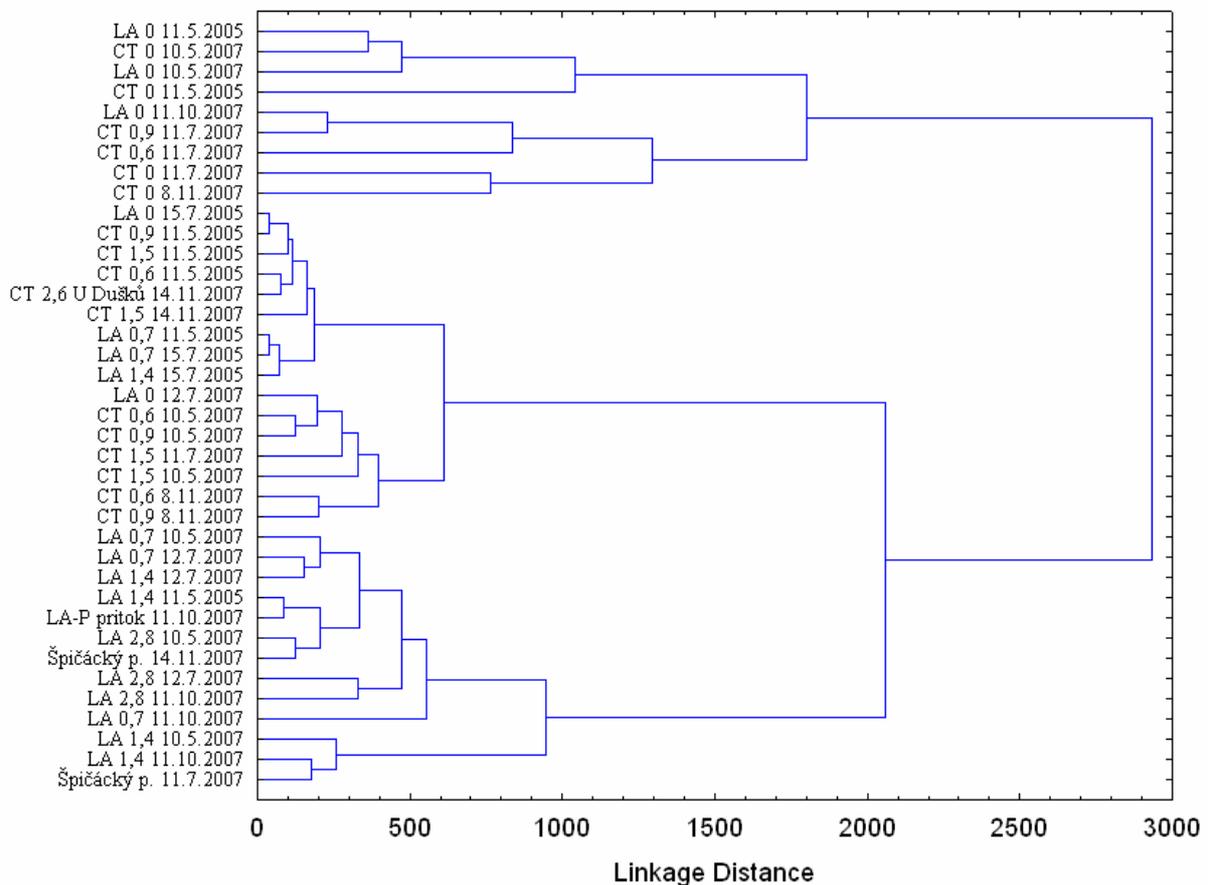
Na lokalitě Jezerní potok CT tyto čtyři skupiny (tj. pakomáři, máloštětinatci, muchničky a pošvatky) tvořily 92 % všech jedinců, pouhých 8 % připadalo na zbylé skupiny (obr. 8). Zároveň na lokalitě Jezerní potok CT nebyly téměř žádné jepice ani *G. fossarum*, jejich relativní abundance tvořila celkem 0,5 %. Pravostranný přítok Jezerního potoka LA byl podobný samotnému potoku LA – viz stejné zastoupení jepic a pošvatek, ačkoli celkový průměrný počet jedinců byl asi o třetinu menší. Na profilu LA-PP bylo zaznamenáno oproti lokalitě LA větší množství *G. fossarum* (46 %) a téměř žádní pakomáři. Nesmíme ovšem zapomínat, že makrozoobentos z tohoto profilu byl odebíráán pouze v říjnu 2007. Na Špičáckém potoku bylo nalezeno jednoznačně nejvíce jedinců, s naprostou převahou *G. fossarum*, který spolu s pakomáři tvořil 51 % z celkové abundance. Podobně jako na lokalitě Jezerní potok LA necelých 50 % připadalo na ostatní zástupce společenstva makrozoobentosu.



**Obr. 8:** Srovnání počtu jedinců jednotlivých skupin na lokalitách. Pro lokality LA, CT a Špič.p. byly použity průměry abundancí ze všech odběrových profilů. LA – Jezerní potok LA; LA-PP – pravostranný přítok LA; CT – Jezerní potok CT; Špič.p. – Špičácký potok, levostranný přítok CT; SLU – srovnatelné lovné úsilí.

#### 4.4. Podobnost jednotlivých odběrových profilů na základě složení společenstva makrozoobentosu v průběhu sezóny.

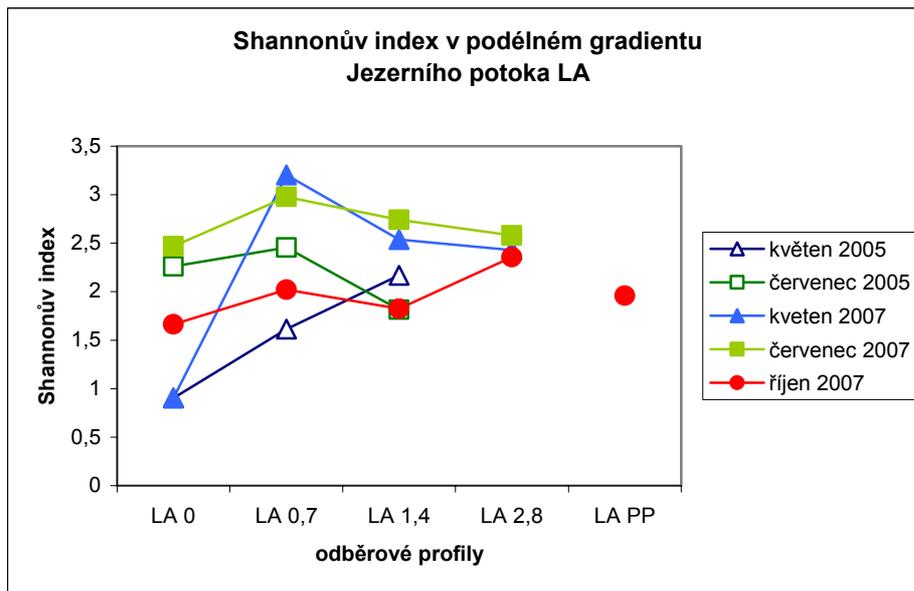
Klastrová analýza na základě složení společenstva makrozoobentosu (obr. 9) rozdělila jednotlivé odběrové profily na čtyři hlavní skupiny. Do první skupiny spadají profily pod výtokem z jezera – jak z Laky tak z Čertova, jedná se o květnové odběry z roku 2005 a 2007. Do druhé skupiny spadají zbývající dva profily CT-0 z roku 2007, profil LA-0 z října 2007 a profily CT-0,9 a CT-0,6 z července 2007. Do třetí skupiny se pak přiřadily všechny zbývající odběrové profily z lokality Jezerní potok CT a zbývající profily LA-0, LA-0,7 z roku 2005 a LA-1,4 z července 2007. Do poslední čtvrté skupiny spadají všechny zbývající profily z lokality Jezerní potok LA spolu se Špičáckým potokem a pravostranným přítokem LA.



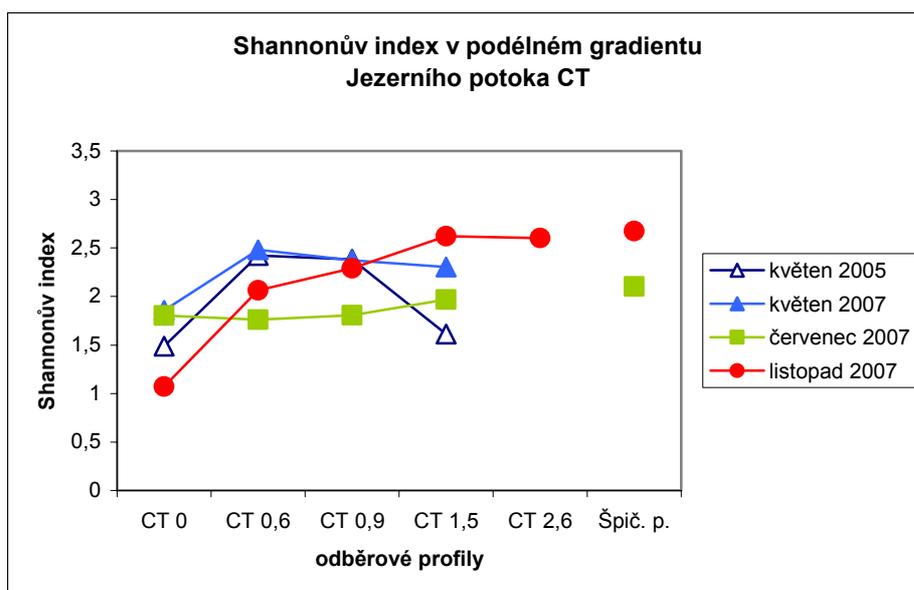
**Obr. 9:** Podobnost jednotlivých odběrových profilů na základě složení společenstev makrozoobentosu v průběhu sezóny - klastrová analýza (Ward's method, Euclidean distances).

#### 4.5. Srovnání diverzity společenstev makrozoobentosů na jednotlivých lokalitách a profilech

Shannonův index diverzity se na lokalitě Jezerní potok LA pohyboval v rozmezí hodnot 0,9 až 3,2 (obr. 10), na lokalitě Jezerní potok CT v rozmezí 1,1 až 2,6 (obr. 11). Na žádné z lokalit index nevykazoval trend v podélném gradientu, krom května 2005 na lokalitě Jezerní potok LA a listopadu 2007 na lokalitě Jezerní potok CT. Pro obě lokality obecně platí, že nejmenší index diverzity byl na profilech pod výtokem z jezera.



**Obr. 10:** Shannonův index diverzity na profilech jezerního potoka LA a jeho pravostranném přítoku. Vývoj v podélném gradientu a během sezóny.



**Obr. 11:** Shannonův index diverzity na profilech jezerního potoka CT a Špičáckém potoku. Vývoj v podélném gradientu a během sezóny.

## 4.6. Struktura a distribuce společenstva makrozoobentosu v podélném gradientu

### 4.6.1. Jezerní potok LA

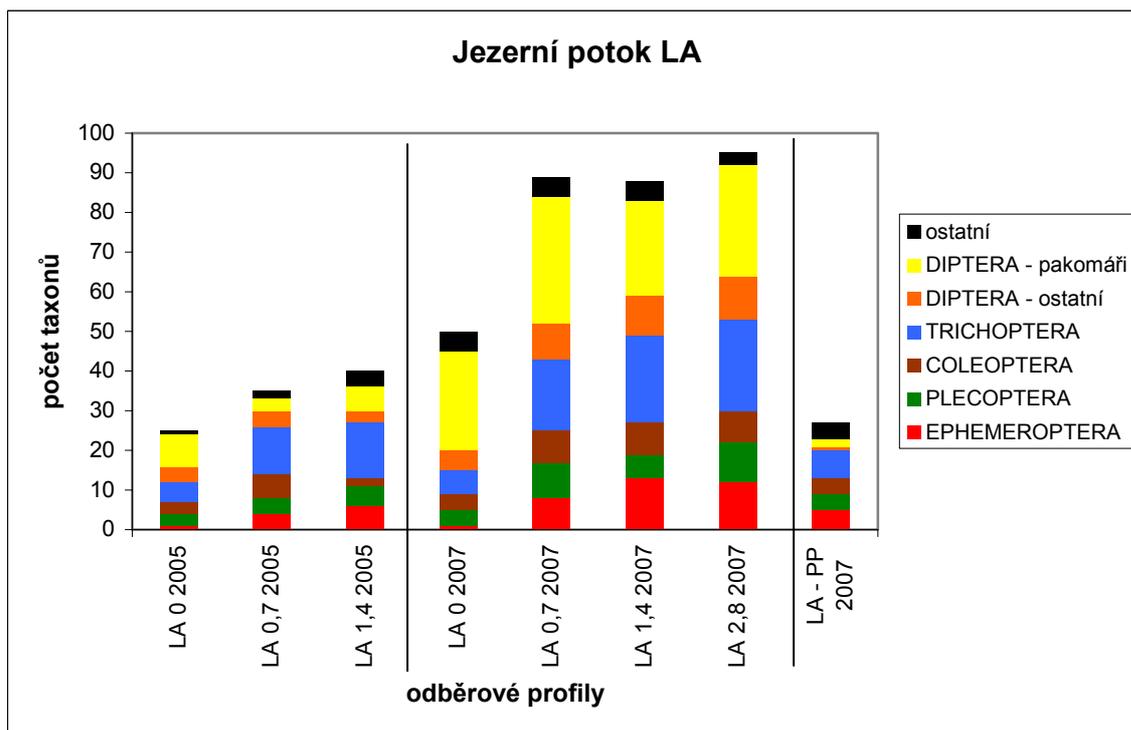
Na lokalitě Jezerní potok LA bylo v průběhu roku 2005 zaznamenáno 1292 jedinců, v průběhu roku 2007 to bylo 11850 jedinců, z toho v pravostranném přítoku 447, celkem 13142 jedinců. Celkem zde bylo zaznamenáno 160 taxonů (viz tab. 5).

**Tab. 5:** Počet taxonů jednotlivých skupin makrozoobentosu na sledovaných lokalitách.

	Jezerní p. LA	Jezerní p. CT	Špič. p.
<b>Ephemeroptera</b>	16	3	10
<b>Plecoptera</b>	16	9	10
<b>Coleoptera</b>	13	8	6
<b>Trichoptera</b>	34	22	15
<b>Diptera - ostatní</b>	14	16	10
<b>Diptera - Chironomidae</b>	60	36	18
<b>ostatní bentos</b>	7	6	6

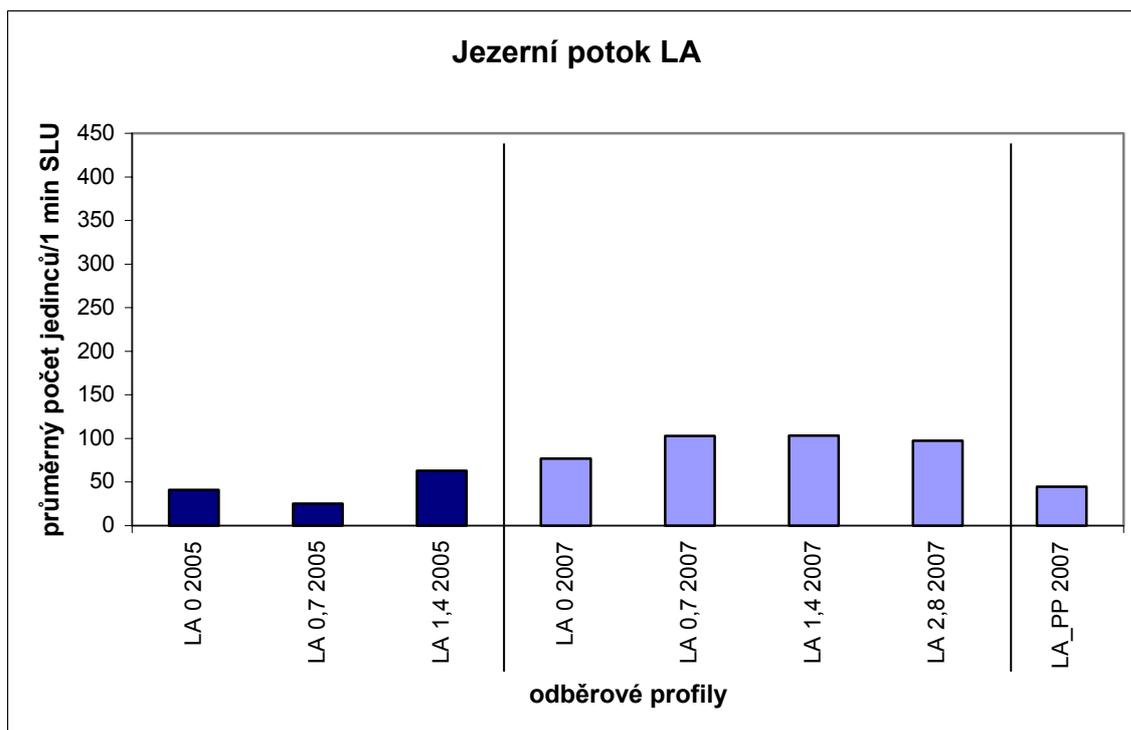
V sezóně 2005 počet taxonů kolísal mezi 14 až 33 taxony na vzorek, během sezóny 2007 mezi 20 až 69 taxony na vzorek. Za sezónu 2005 bylo na jednotlivých odběrových profilech zaznamenáno menší množství taxonů, stejně jako na pravostranném přítoku LA-PP v roce 2007 (obr. 12). Je však nutné zohlednit, že v tomto případě nebyly vzorky odebírány v průběhu celé sezóny. V sezóně 2005 je patrná mírně vzrůstající početnost taxonů v podélném gradientu. Na všech úsecích krom LA-0 počtem taxonů převažovali chrostíci, na profilu LA-0 to byli pakomáři. V sezóně 2007 byl nejnižší počet taxonů zaznamenán na profilu LA-0, na zbývajících profilech je taxonomická bohatost relativně vyrovnaná.

V sezóně 2005 i 2007 v podélném gradientu vzrůstal počet taxonů jepic (od profilu LA-1,4 se začaly objevovat jepice *Ecdyonurus venosus*, *Epeorus assimilis* a *Rhithrogena hercynia* a *R. cf. irridina*; *Epeorus assimilis* se však vyskytoval i v pravostranném přítoku). Dále vzrůstá počet taxonů chrostíků, v roce 2007 pak i ostatních dvoukřídých (obr. 12). V sezóně 2005 byl největší počet taxonů pakomárů zaznamenána na profilu LA-0. V sezóně 2007 nebyl u pakomárů zaznamenán žádný trend, počet taxonů byl v podélném gradientu víceméně vyrovnaný. Profil LA-PP se svou taxonomickou bohatostí nejvíce blíží profilu LA-0,7.



**Obr. 12:** Taxonomická struktura společenstev makrozoobentosu – vývoj v podélném gradientu Jezerního potoka LA. Srovnání sezóny 2005 (květen, červenec) a 2007 (květen, červenec, říjen), LA – PP jen říjen 2007.

Změny průměrného počtu jedinců makrozoobentosu v podstatě kopírovaly změny v počtech taxonů (obr. 13). Nejmenší průměrný počet jedinců byla zaznamenána na profilu LA-0,7 v roce 2005. V roce 2007 byla na Jezerním potoku nejnižší počet jedinců zaznamenána na profilu LA-0 a na pravostranném přítoku. Na zbývajících profilech byl průměrný počet jedinců v roce 2007 relativně vyrovnaný.



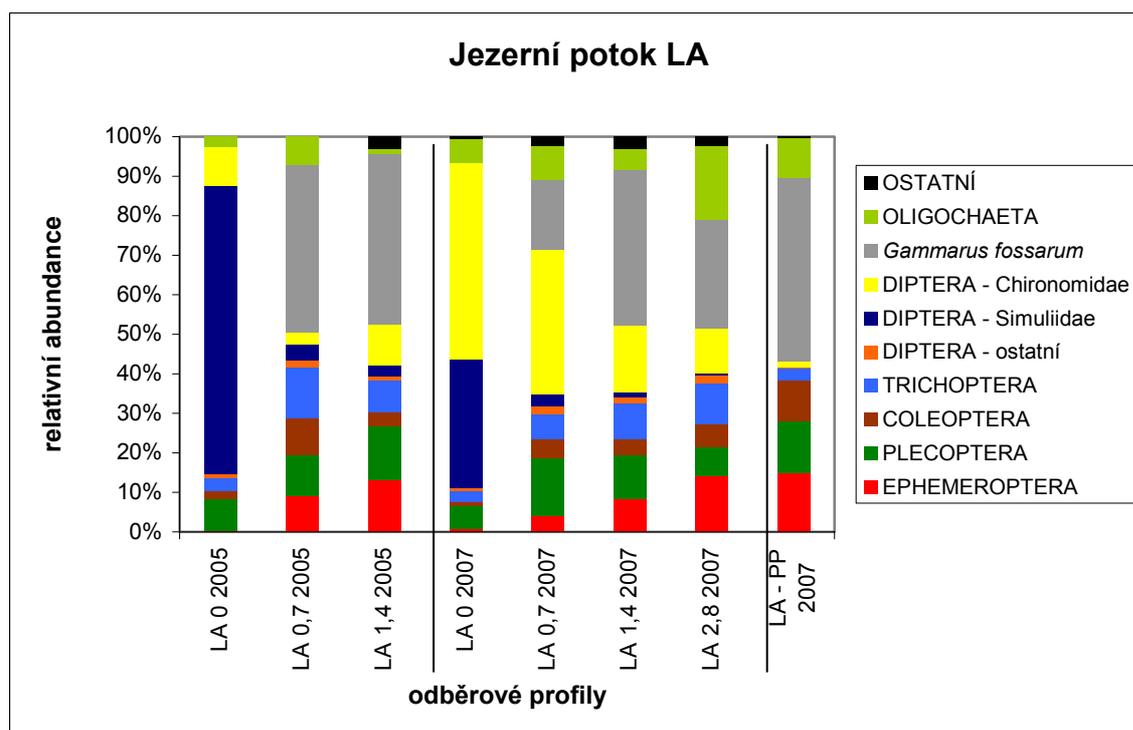
**Obr. 13:** Vývoj průměrného počtu jedinců v podélném gradientu Jezerního potoka LA, vztaženo na jednu minutu srovnatelného lovného úsilí metodou „kicking“. Srovnání sezóny 2005 a 2007. Byly použity průměrné počty jedinců příslušných odběrových profilů - 2005 (květen, červenec) a 2007 (květen, červenec, říjen), u LA – PP (říjen 2007) jsou použity absolutní počty. SLU – srovnatelné lovné úsilí.

Struktura společenstva makrozoobentosu se nejvýrazněji od ostatních profilů odlišovala profily LA-0, kde byl zaznamenán značný podíl muchniček (obr. 14). Muchničky na tomto profilu představovaly 73 % v roce 2005 a 33 % v roce 2007. Na dalších profilech bylo zastoupení muchniček minimální. Na profilu LA-0 rovněž v podstatě chyběly jepice, jejichž relativní abundance měla v podélném gradientu v sezóně 2005 i 2007 rostoucí tendenci. Mezi druhy jepic s vůbec nejvyšší abundancí na profilech LA-0,7 – LA-2,8 jednoznačně patří *Baetis alpinus*, *Baetis vernus* a *Ecdyonurus cf. austriacus*. Významná byla ještě abundance druhu *Ameletus inopinatus* na profilu LA-0,7 (2005) a *Rhithrogena cf. irridina* na profilu LA-2,8.

V roce 2007 na profilu LA-0 bylo významné zastoupení larev pakomárů (obr. 14), tvořily zde 50 % abundance. Obdobná situace se vyskytla v témže roku ještě na lokalitě LA-0,7, kde pakomáři představovali 37 % relativní abundance. V roce 2007 pak v podélném gradientu pokračoval trend snižování jejich relativní abundance. V roce 2005 žádný trend pozorován nebyl. Mezi taxony s největší abundancí patřily *Micropsectra* sp., *Eukiefferiella* sp., *Tvetenia* sk. *bavarica* a *Heterotrissocladius marcidus*, na profilu LA-0 a LA-0,7 k nim ještě přibýly *Stempellinella brevis*, *Tanytarsus* sp., *Thienemanniella partita* a *Conchapelopia* sp.

Dalším taxonem, který dominoval ve většině odběrových profilů kromě LA-0 a LA-0,7 (2007) je blešivec *Gammarus fossarum*, jehož relativní abundance na jednotlivých profilech kolísala mezi 18 % a 44 %, největší abundance však byla zaznamenána na pravostranném přítoku (47 %). Početně významnou skupinou byli máloštětinatci, a to především na profilu LA-2,8 (19 %). Na dalších profilech jejich abundance nepřesáhla 10 %. U žádného z obou taxonů nebyl pozorován žádný trend v podélném gradientu (obr. 14).

Relativní abundance pošvatek se pohybovala mezi 6 (LA-0 2007) a 15 % (LA-0,7 2007). Mezi nejpočetnější taxony patří *Leuctra digitata*, která však byla zaznamenána pouze na profilu pod jezerem (LA-0), *Nemoura cinerea*, která se nevýznamně vyskytovala v celém gradientu, ale pod jezerem byla její abundance vysoká. Mezi taxony hojně na ostatních profilech (kromě LA-0, kde jejich výskyt nebyl zaznamenán) byly *Leuctra autumnalis*, *Leuctra braueri*, *Leuctra inermis/rauscheri* a *Protonemura auberti*.



**Obr. 14:** Relativní abundance jednotlivých skupin makrozoobentosu – vývoj v podélném gradientu Jezerního potoka LA. Srovnání sezóny 2005 a 2007. Byly použity průměry abundancí příslušných odběrových profilů - 2005 (květen, červenec) a 2007 (květen, červenec, říjen), u LA-PP (říjen 2007) jsou použity absolutní počty.

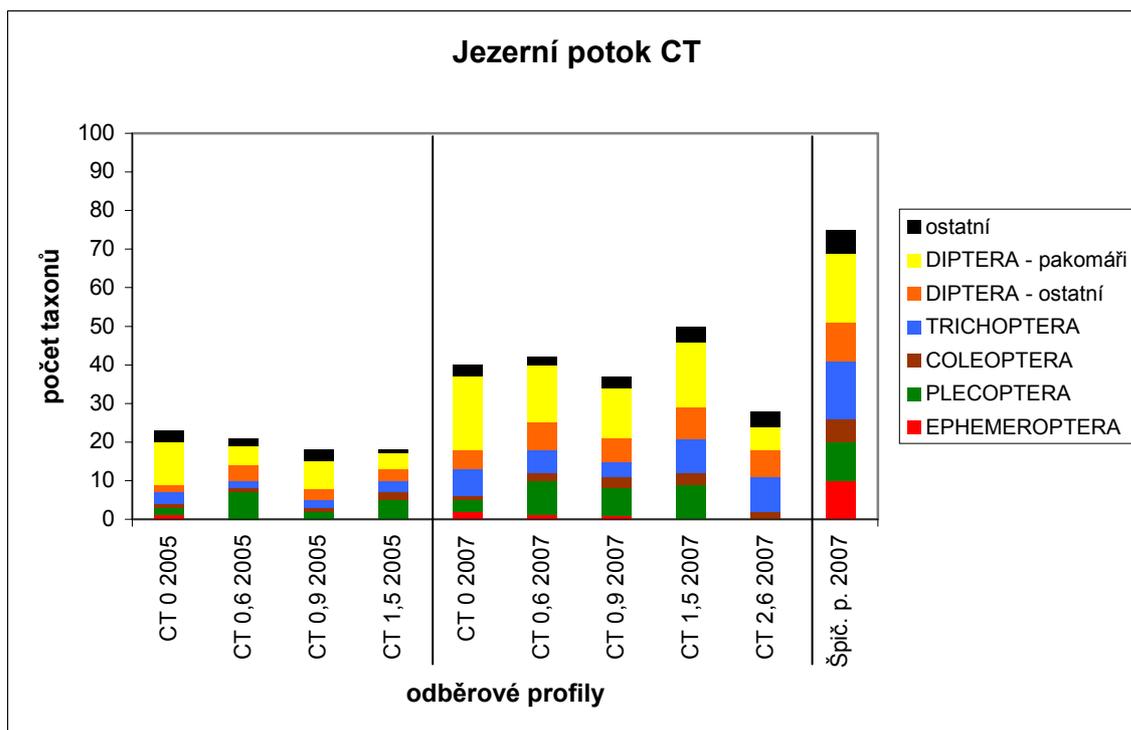
Ani u chrostíků nebyl pozorován žádný početnostní trend v podélném gradientu (obr. 14). Jen u profilu LA-0 a LA-PP jich bylo zaznamenáno méně než na jiných profilech. Relativní abundance žádného taxonu nebyla příliš výrazná. Tento řád byl charakterizován spíše velkou druhovou početností a malými abundancemi. Nejvyšších abundancí dosahovaly

*Rhyacophila* s. str. (LA-0 a LA-0,7 2005) a *Philopotamus ludificatus* (LA-1,4 2007). K těm hojnějším dále patří např. *Drusus annulatus*, *Drusus discolor*, *Ecclisopteryx madida*, *Chaetopteryx villosa*, *Odontocerum albicorne*.

Brouci (Coleoptera) dosahovali vyšší abundance pouze na profilech LA-0,7 2005 a LA-PP (obr. 14). Nejpočetnějším taxonem byl *Deronectes platynotus*, jehož výskyt byl zaznamenán pouze na profilu LA-0 a všudypřítomný *Limnius perrisi*. Početnost ostatních taxonů nebyla příliš vysoká. Abundance ostatních dvoukřídlých byla zanedbatelná. Nejpočetnějším taxonem byla *Eloeophila* sp. a *Dicranota* sp. Mezi ostatní bentos byli zařazeni měkkýši (Mollusca), ploštěnky (Tricladida), vážky (Odonata) a střechatky (Megaloptera), jejichž abundance (až na ploštěnky) byla velmi malá. Ploštěnky byly zaznamenány v roce 2005 až od profilu LA-1,4, v roce 2007 již na LA-0,7.

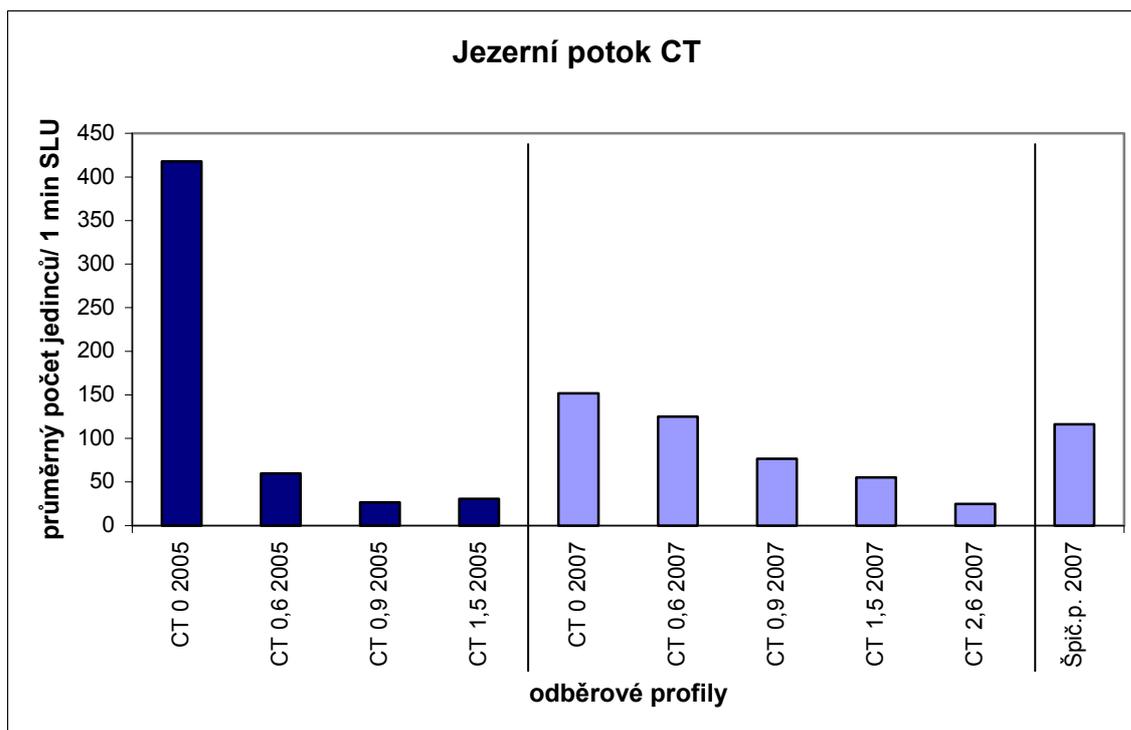
#### **4.6.2. Jezerní potok CT**

Na lokalitě Jezerní potok CT bylo v průběhu roku 2005 zaznamenáno 2677 jedinců, v průběhu roku 2007 to bylo 14829 jedinců, z toho na Špičáckém potoku 2324, celkem 17506 jedinců. Celkem zde bylo zaznamenáno 100 taxonů (viz tab. 5) V sezóně 2005 počty taxonů kolísaly mezi 18 až 23 taxony na vzorek, během sezóny 2007 mezi 20 až 32 taxony na vzorek. Za sezónu 2005 bylo na jednotlivých odběrových profilech zaznamenáno menší množství taxonů, stejně jako na profilu CT-2,6 v roce 2007 (obr. 15). Je však nutné zohlednit, že v tomto případě nebyly vzorky odebírány v průběhu celé sezóny. Na profilu Špičácký potok počet taxonů na vzorek kolísal mezi 47 a 54 taxony na vzorek. V sezóně 2005 ani v sezóně 2007 nebyl pozorován žádný trend v taxonomické bohatosti v podélném gradientu, počty taxonů na jednotlivých profilech byly víceméně vyrovnané, nepatrný vzestup byl zaznamenán na profilu CT-1,5 v roce 2007. V sezóně 2005 i 2007 měly největší abundance pošvatky a pakomáři. Od Jezerního potoka CT se taxonomickou strukturou lišilo bentické společenstvo Špičáckého potoka a to především počty taxonů jepic, které se v Jezerním potoku téměř nevyskytovaly, a počtem taxonů chrostíků.



**Obr. 15:** Taxonomická struktura společenstev makrozoobentosu – vývoj v podélném gradientu Jezerního potoka CT. Srovnání sezóny 2005 (květen) a 2007 (květen, červenec, listopad); CT-2,6 jen listopad 2007, Špičácký potok jen červenec a listopad 2007.

Oproti relativně vyrovnanému počtu taxonů v podélném gradientu měla celková abundance makrozoobentosu (obr. 16) klesající tendenci v obou sezónách (v sezóně 2005 tento trend narušil jen pokles na profilu CT-0,9). Abundance na Špičáckém potoku byla obdobná jako na profilech LA-0,7 až LA-2,8 v roce 2007 (viz obr. 13).



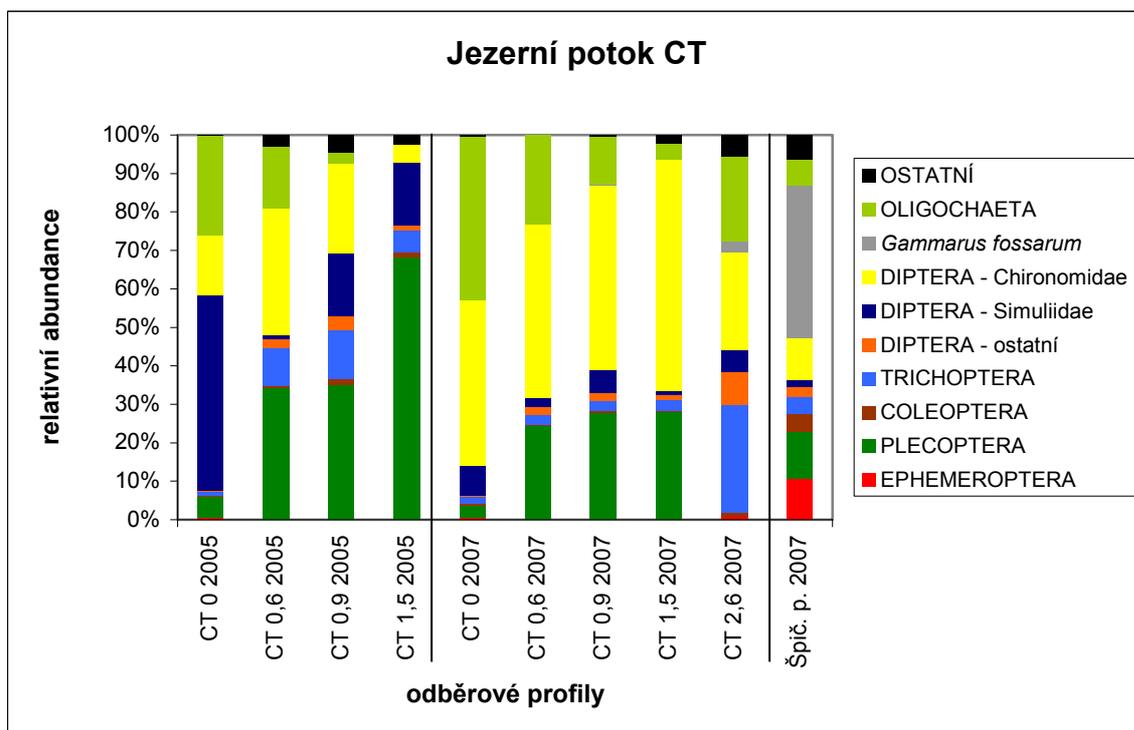
**Obr. 16:** Vývoj průměrného počtu jedinců v podélném gradientu Jezerního potoka CT, vztaženo na jednu minutu srovnatelného lovného úsilí metodou „kicking“. Srovnání sezóny 2005 a 2007. Byly použity průměry abundancí příslušných odběrových profilů - 2007 (květen, červenec, listopad), Špičácký potok (červenec, listopad). U odběrů z roku 2005 a profilu CT-2,6 jsou použity absolutní počty jedinců. SLU – srovnatelné lovné úsilí.

Struktura společenstva makrozoobentosu v podélném gradientu vykazovala poměrně velké změny (obr. 17). Nejpočetnější byli pakomáři. Na profilech CT-0 až CT-1,5 z roku 2007 vykazovalo jejich relativní zastoupení v podélném gradientu mírný vzrůst ze 43 % až na 60 %. Profil CT-2,6 se se svými 26 % relativní abundance z tohoto trendu vymyká. V sezóně 2005 byl největší podíl pakomárů zaznamenán na profilu CT-0,6 (33 %) a od tohoto profilu dále po proudu byl zaznamenáván klesající trend abundance. Mezi nejpočetnější taxony, které se vyskytovaly pouze na profilu CT-0 patřili *Glyptotendipes* sp., *Tanytarsus* sp. (ten zaznamenán vzácně ještě na 2 profilech) a *Psectrocladius* sk. *psilopterus*. Dalšími hojnými taxony byly *Polypedilum albicorne*, *Micropsectra* sk. *trivialis*, *Corynoneura* cf. *lobata*, *Heterotrissocladius marcidus*, *Tvetenia* sk. *bavarica*, *Macropelopi* sp., cf. *Zavreliomyia* sp.. Taxony cf. *Telopelopia* sp. a *Brillia modesta* se v podélném profilu vyskytovaly až od profilu CT-0,9 a *Stempellinella brevis* byla zaznamenána pouze na profilu CT-1,5.

Druhou velmi početnou skupinou byly pošvatky (obr. 17). Jejich abundance byla největší na profilech CT-0,6 až CT-1,5 (vzorek CT-2,6 je bohužel zkrácený ztrátou vzorku pošvatek). Relativní početnost je na těchto profilech v podélném gradientu relativně

vyrovnaná (24 – 28% v roce 2007, 34 - 35 % v roce 2005), výjimkou je profil CT-1,5 2005 (68%). Na profilech CT-0 byla abundance nejnížší, na Špičáckém potoku obdobná jako na lokalitě Jezerní potok LA. Nejpočetnějšími taxony byly *Leuctra nigra*, *Leuctra pusilla*, *Amphinemura standfussi*, *Amphinemura sulcicollis*, *Nemoura cinerea*, *Nemurella pictetii*, *Protonemura auberti*, přičemž na profilu CT-0 byl zaznamenán výskyt pouze taxonů *Leuctra nigra* a *Nemoura cinerea*. Na profilu Špičácký potok byla nejpočetnější *Leuctra autumnalis*, která na lokalitě Jezerní potok CT nebyla vůbec zaznamenána.

Dalšími nejpočetnějšími zástupci byly muchničky a máloštětinatci (obr. 17). Obě tyto skupiny měly největší relativní abundanci na profilu CT-0, muchničky v roce 2005 (51%, v roce 2007 jen 8%) a máloštětinatci v roce 2007 (43 %, v roce 2005 26 %). Na dalších profilech byla abundance vždy nižší. U máloštětinatců měla abundance v podélném gradientu klesající charakter, který narušoval jen profil CT-2,6. Špičácký potok se podobal profilům na lokalitě Jezerní potok LA. Muchničky už na dalších profilech nedosahovaly významnější relativní abundance, s výjimkou profilu CT-0,9 a 1,5 v roce 2005.



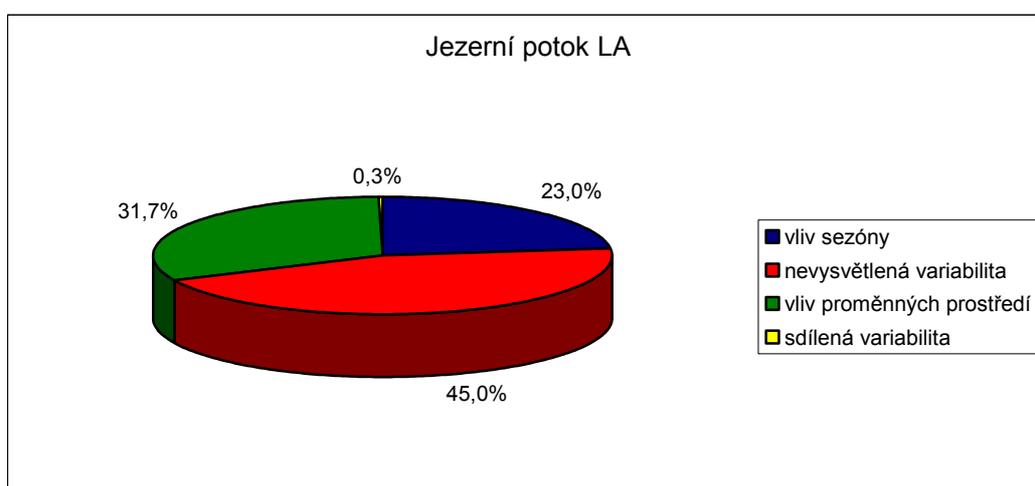
**Obr. 17:** Relativní abundance jednotlivých skupin makrozoobentosu – vývoj v podélném gradientu Jezerního potoka LA. Srovnání sezóny 2005 a 2007. Byly použity průměry abundancí příslušných odběrových profilů - 2007 (květen, červenec, listopad), Špičácký potok (červenec, listopad). U odběrů z roku 2005 a profilu CT-2,6 jsou použity absolutní počty jedinců.

Chrostíci měli výraznější abundanci pouze na profilu CT-2,6, což ale bude do značné míry způsobeno chybějícími pošvatkami (ztracený vzorek). Při srovnání sezón byla větší početnost chrostíků zaznamenána v roce 2005, s největší abundancí na profilu CT-0,9 (obr. 17). Na profilech CT-0 až CT-1,5 byl nejpočetnější druh *Plectrocnemia conspersa*, na profilu CT-2,6 se k němu přidaly druhy *Glossosoma conformis*, *Philopotamus ludificatus* a *Silo pallipes*.

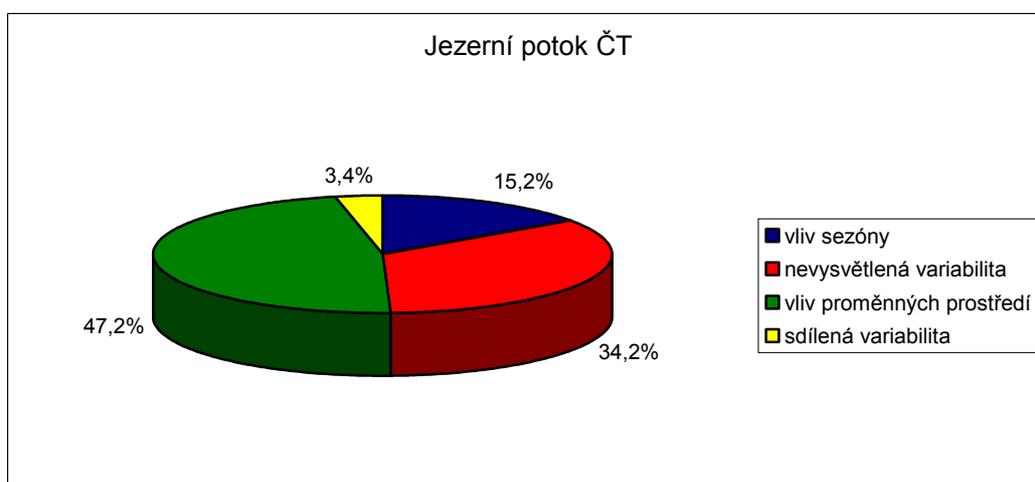
Pouze na profilu CT-2,6 a Špičácký potok byl zaznamenán *Gammarus fossarum* (obr. 17), významněji byl však početnostně zastoupen jen na profilu Špičácký potok (40%). Podobné zastoupení bylo pozorováno na Jezerním potoku LA. Rovněž jepice byly významněji zastoupeny pouze na profilu Špičácký potok s převahou taxonů *Rhithrogena cf. irridina* a *Baetis alpinus*. V Jezerním potoku se jepice, až na acidotolerantní druh *Leptophlebia vespertina* na profilu CT-0, nevyskytovaly. Abundance ostatních dvoukřídlých (Diptera) a brouků (Coleoptera) byla zanedbatelná. Jen na profilu Špičácký potok byla početnost brouků významnější s převahou druhu *Limnius perrisi*. Do ostatního bentosu byli zahrnuti měkkýši, ploštěnky, vážky a střechatky, jejichž abundance (až na střechatky na profilu CT-0,6 2005 a ploštěnky) byla velmi malá. Ploštěnky byly zaznamenány až od profilu CT-0,9.

#### 4.7. Vliv proměnných prostředí a sezónnosti na společenstvo makrozoobentosu

Vliv proměnných prostředí a sezónnosti byl testován pomocí rozkladu variance (obr. 18 a 19). Vliv chemismu a charakteristik toku a dna se překrývají zcela, s vlivem nadmořské výšky/vzdálenosti od jezera z 50 % a 63 % u jezerního potoka LA a CT. U jezerního potoka je vliv proměnných prostředí na druhovou variabilitu o 15,5 % menší než u lokality Jezerní potok CT. Naopak vliv sezóny se ukázal být větší na lokalitě Jezerní potok LA. Na lokalitě Jezerní potok LA rovněž zůstalo o 10,8 % více nevysvětlené druhové variability než na lokalitě Jezerní potok CT.



**Obr. 18:** Vliv proměnných prostředí a sezónnosti na složení společenstev makrozoobentosu na lokalitě Jezerní potok LA. Testováno pomocí rozkladu variance.



**Obr. 19:** Vliv proměnných prostředí a sezónnosti na složení společenstev makrozoobentosu na lokalitě Jezerní potok CT. Testováno pomocí rozkladu variance.

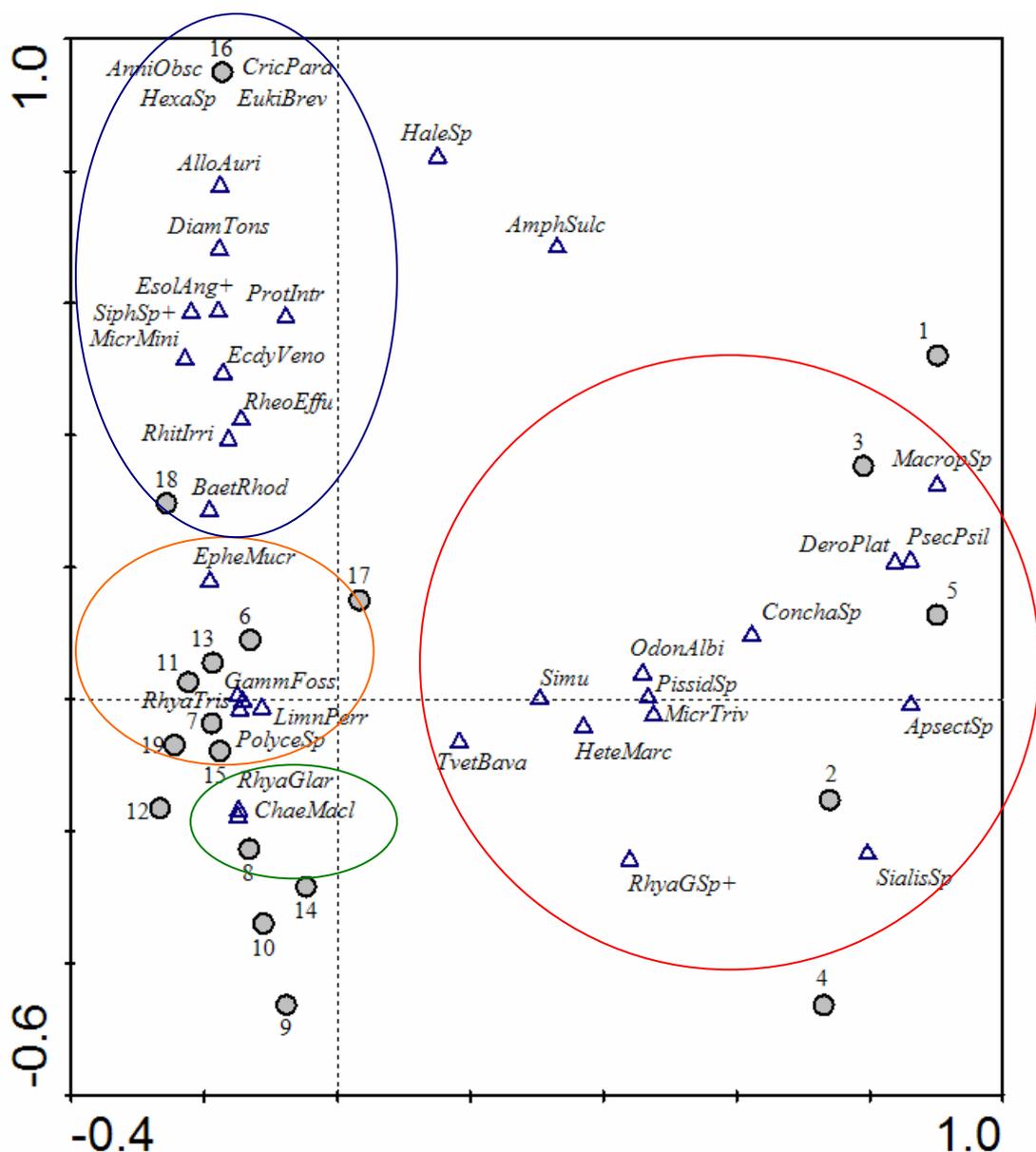
## 4.8. Hodnocení vzájemného výskytu taxonů makrozoobentosu

### 4.8. 1. Jezerní potok LA

Pro hodnocení vzájemného vztahu jednotlivých druhů byla použita CA. První osa vysvětluje 67,7 % variability, druhá osa vysvětluje 29,9 %. Podél první osy došlo k rozdělení druhů na dvě skupiny (obr. 20). První velkou skupinu (kladná část první osy) tvořily druhy nacházející se především ve vzorcích 1-5, tj. LA-0, přičemž taxony *Sialis* sp. (Megaloptera), *Deronectes platynotus* (Coleoptera) a pakomáři *Psectrocladius* sk. *psilopterus*, *Apsectrotanytus* sp., *Macropelopia* sp. se vyskytovaly pouze na tomto profilu. *Pisidium* sp. se krom profilu LA-0 vyskytoval pouze na profilu LA-0,7. Další taxony z této skupiny (*Odontocerum albicorne*, *Micropsectra trivialis* group, *Conchapelopia* sp., *Heterotrissocladius marcidus*, Simuliidae, *Tvetenia* sk. *bavarica*, Rhyacophilidae juv.) byly v různé míře zastoupeny i na ostatních profilech, na profilu LA-0 však byly nejhojnější. Druhou skupinu (záporná část první osy) tvořily taxony *Ephemerella mucronata*, *Gammarus fossarum*, *Limnius perrisi* Ad., *Polycelis* sp., *Rhyacophila tristis*. Taxony z druhé skupiny se až na *Gammarus fossarum* a *Limnius perrisi* Ad. nevyskytovaly na profilu LA-0. *Gammarus fossarum* byl na profilu LA-0 zaznamenán poprvé v červenci 2007 v počtu tří jedinců.

Podél druhé osy, kde byly zobrazeny taxony charakteristické pro profily LA-0,7 až LA-2,8 včetně LA-PP, došlo rovněž k rozdělení na dvě skupiny (obr. 20). Do první z nich (kladná část osy) patřily vzorky 16 – 18, tj. LA-2,8 spolu s taxony, jejichž výskyt byl zaznamenán pouze na tomto profilu (*Annitella obscurata*, *Cricotopus/Paratrichocladius*, *Eukiefferiella brevicar*, *Hexatoma* sp., *Micrasema minimum*, *Protonemura intricata*, *Siphonoperla* sp. juv.) a s taxony zaznamenanými pouze na profilu LA-2,8 a LA-1,4 (*Allogamus auricollis*, *Baetis rhodani*, *Diamesa tonsa* group, *Ecdyonurus venosus*, *Esolus angustatus* Lv., *Rheocricotopus effusus*, *Rhithrogena cf. irridina*). Do druhé skupiny (záporná část druhé osy) patřily taxony vyskytující se na profilech LA-0,7 až LA-2,8 (*Rhyacophila glareosa*, *Chaetopterygopsis maclachlani*).

Taxony *Amphinemura sulcicollis* a *Halesus* sp. byly zaznamenány pouze na profilech LA-0 a LA-2,8.

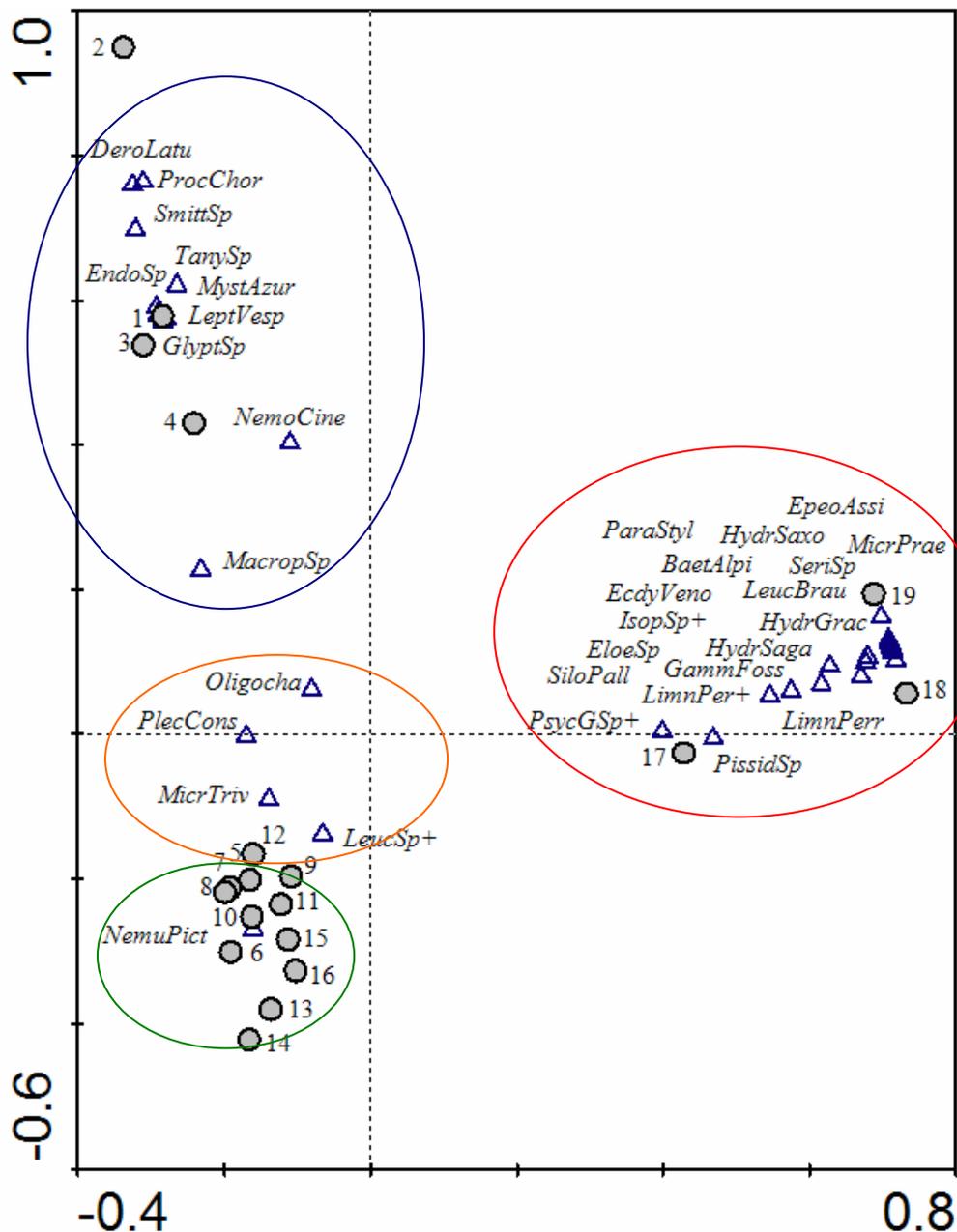


**Obr. 20:** Ordinační diagram CA pro druhová data na lokalitě jezerní potok LA s pasivním promítnutím jednotlivých profilů. Je zobrazena první a druhá osa. Zobrazené druhy odpovídají modelu z více než 40 %. Zkratky taxonů: *Allogamus auricollis* (**AlloAuri**), *Amphinemura sulcicollis* (**AmphSulc**), *Annitella obscurata* (**AnniObsc**), *Apsectrotanytus* sp. (**ApsectSp**), *Baetis rhodani* (**BaetRhod**), *Cricotopus/ Paratrichocladius* (**CricPara**), *Conchapelopia* sp. (**ConchaSp**), *Deronectes platynotus* Ad. (**DeroPlat**), *Diamesa tonsa* group (**DiamTons**), *Ephemerella mucronata* (**EpheMucr**), *Ecdyonurus venosus* (**EcdyVeno**), *Esolus angustatus* Lv. (**EsolAng+**), *Eukiefferiella brevicar* (**EukiBrev**), *Gammarus fossarum* (**GammFoss**), *Halesus* sp. (**HaleSp**), *Heterotrissocladius marcidus* (**HeteMarc**), *Hexatoma* sp. (**HexaSp**), *Chaetopterygopsis maclachlani* (**ChaeMacl**), *Limnius perrisi* Ad. (**LimnPerr**), *Macropelopia* sp. (**MacropSp**), *Micrasema minimum* (**MicrMini**), *Micropsectra trivialis* group (**MicrTriv**), *Odontocerum albicorne* (**OdonAlbi**), *Pisidium* sp. (**PissidSp**), *Polycelis* sp. (**PolyceSp**), *Protonemura intricata* (**ProtIntr**), *Psectrocladius psilopterus* group (**PsecPsil**), *Rheocricotopus effusus* (**RheoEffu**), *Rhithrogena cf. irridina* (**RhitIrri**), *Rhyacophila glareosa* (**RhyaGlar**), *Rhyacophila tristis* (**RhyaTris**), Rhyacophilidae juv. (**RhyaGSp+**), *Sialis* sp. (**SialisSp**), Simuliidae (**Simu**), *Siphonoperla* sp. juv. (**SiphSp+**), *Tvetenia* sk. *bavarica* (**TvetBava**). Zkratky odběrových profilů: LA-0 (**1** – 11.5.2005, **2** – 15.7.2005, **3** – 10.5.2007, **4** – 12.7.2007, **5** – 11.10.2007), LA-0.7 (**6** – 11.5.2005, **7** – 15.7.2005, **8** – 10.5.2007, **9** – 12.7.2007, **10** – 11.10.2007), LA-1.4 (**11** – 11.5.2005, **12** – 15.7.2005, **13** – 10.5.2007, **14** – 12.7.2007, **15** – 11.10.2007), LA-2.8 (**16** – 10.5.2007, **17** – 12.7.2007, **18** – 11.10.2007), LA-PP (**19** – 11.10.2007).

#### 4.8.2. Jezerní potok ČT

Pro hodnocení vzájemného vztahu jednotlivých druhů byla použita CA. První osa vysvětluje 21,5 % variability, druhá osa vysvětluje 14,3 %. Podél první osy došlo k rozdělení druhů na dvě skupiny (obr. 21). Do první skupiny (kladná část první osy) patřily druhy typické především pro profily 17 až 19, tj. CT-2,6 a Špičácký potok, přičemž taxony *Baetis alpinus*, *Epeorus assimilis*, *Ecdyonurus venosus*, *Leuctra braueri*, *Hydraena saga* Ad., *Sericostoma* sp., *Micropsectra praecox* group, *Parametriocnemus cf. stylatus* a *Isoperla* sp. juv. se vyskytovaly pouze na profilu Špičácký potok a taxony *Hydraena gracilis* Ad., *Hydropsyche saxonica*, *Silo pallipes* a *Eloeophila* sp. byly krom Špičáckého potoka zaznamenány rovněž na profilu CT-2,6. Zbývající taxony této skupiny (tj. *Gammarus fossarum*, *Limnius perrisi*, Psychodidae g.sp. juv. a *Pissidium* sp.) byly velmi vzácně zaznamenány i na profilech CT-0,9 či CT-1,5 (např. *G. fossarum* byl v červenci 2007 v počtu šesti jedinců zaznamenán na profilu CT-0,9, na profilu CT-2,6 byl při odběru zaznamenán v počtu 7 jedinců). Do druhé skupiny (záporná část první osy) patří taxony vyskytující se na všech profilech (*Plectrocnemia conspersa*, *Leuctra* sp. juv., *Micropsectra trivialis* group, Oligochaeta).

Podél druhé osy došlo k rozdělení rovněž na dvě skupiny, kdy do první (kladná část druhé osy) přísluší profily 1 až 4, tj. CT-0 a taxony vyskytující se pouze na tomto profilu (*Deronectes latus* Ad., *Mystacides azurea*, *Endochironomus albicorne*, *Glyptotendipes* sp., *Smittia* sp., *Procladius* sp. (cf. choreus), *Leptophlebia vespertina*) společně s taxony, jejichž výskyt byl na ostatních profilech vzácný a nebo výrazněji méně početný než na profilu CT-0 (*Nemoura cinerea*, *Tanytarsus* sp., *Macropelopia* sp.). V záporné části druhé osy se nacházela pouze *Nemurella pictetii*, která byla zaznamenána jen na profilech CT-0,6, CT-0,9 a CT-1,5.



**Obr. 21:** Ordinační diagram CA pro druhová data na lokalitě jezerní potok CT s pasivním promítnutím jednotlivých profilů. Je zobrazena první a druhá osa. Zobrané druhy odpovídají modelu z více než 50 %. Zkratky taxonů: *Baetis alpinus* (**BaetAlpi**), *Deronectes latus* Ad. (**DeroLatu**), *Ecdyonurus venosus* (**EcdyVeno**), *Eloeoephila* sp. (**EloeSp**), *Endochironomus albicorne* (**EndoSp**), *Epeorus assimilis* (**EpeoAssi**), *Gammarus fossarum* (**GammFoss**), *Glyptotendipes* sp. (**GlyptSp**), *Hydraena gracilis* Ad. (**HydrGrac**), *Hydraena saga* Ad. (**HydrSaga**), *Hydropsyche saxonica* (**HydrSaxo**), *Isoperla* sp. juv. (**IsopSp+**), *Leptophlebia vespertina* (**LeptVesp**), *Leuctra braueri* (**LeucBraui**), *Leuctra* sp. juv. (**LeucSp+**), *Limnius perrisi* Ad. (**LimnPerr**), *Limnius perrisi* Lv. (**LimnPer+**), *Macropelopia* sp. (**MacropSp**), *Micropsectra praecox* group (**MicrPrae**), *Micropsectra trivialis* group (**MicrTriv**), *Mystacides azurea* (**MystAzur**), *Nemoura cinerea* (**NemoCine**), *Nemurella pictetii* (**NemuPict**), *Oligochaeta* (**Oligocha**), *Parametrioctenemus cf. stylatus* (**ParaStyl**), *Pisidium* sp. (**PissidSp**), *Plectrocnemia conspersa* (**PlecCons**), *Procladius* sp. (cf. choreus) (**ProcChor**), Psychodidae g.sp. juv. (**PsycGSp+**), *Sericostoma* sp. (**SeriSp**), *Silo pallipes* (**SiloPall**), *Smittia* sp. (**SmittSp**), *Tanytarsus* sp. (**TanySp**). Zkratky odběrových profilů: CT-0 (1 – 11.5.2005, 2 – 10.5.2007, 3 – 11.7.2007, 4 – 8.11.2007), CT-0,6 (5 – 11.5.2005, 6 – 10.5.2007, 7 – 11.7.2007, 8 – 8.11.2007), CT-0,9 (9 – 11.5.2005, 10 – 10.5.2007, 11 – 11.7.2007, 12 – 8.11.2007), CT-1,5 (13 – 11.5.2005, 14 – 10.5.2007, 15 – 11.7.2007, 16 – 8.11.2007), CT-2,6 (17 – 8.11.2007), Špičácký potok (18 – 11.7.2007, 19 – 8.11.2007).

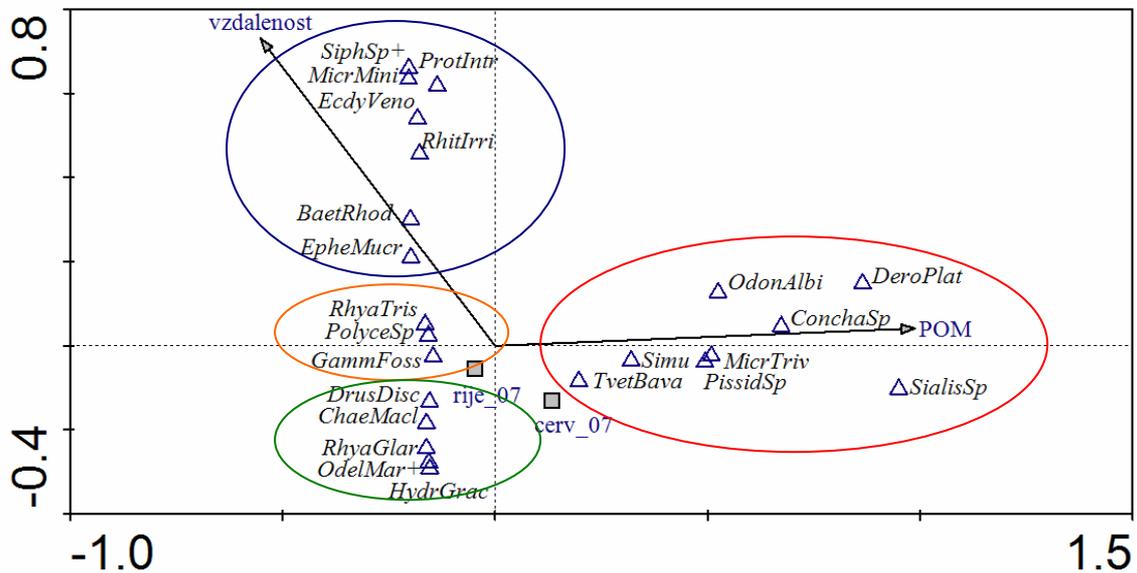
## 4.9. Hodnocení vztahu abiotických gradientů prostředí na složení společenstva makrozoobentosu

### 4.9.1. Jezerní potok LA

Pro hodnocení vlivu proměnných prostředí na druhová data byla použita CCA. Pomocí Monte Carlo permutačního testu byl z 19 proměnných prostředí vytvořen model metodou postupného výběru, na hladině významnosti  $P = 0,05$  (499 permutací). Model vybral čtyři statisticky významné proměnné - podíl POM ( $F = 3,187$ ;  $p = 0,002$ ), vzdálenost od jezera ( $F = 1,725$ ;  $p = 0,002$ ), červenec 2007 ( $F = 1,704$ ;  $p = 0,002$ ) a říjen 2007 ( $F = 1,712$ ,  $p = 0,002$ ). První osa vysvětlovala 16,1 % variability druhových dat, druhá osa 8,4 %. S první osou byl nejsilněji kladně korelovaný podíl POM a s ním taxony *Deronectes platynotus* a *Sialis* sp. vyskytující se pouze na profilu LA-0 a taxony *Conchapelopia* sp., *Odontocerum albicorne*, *Micropsectra trivialis* group, *Pissidium* sp., Simuliidae a *Tvetenia sk.bavarica* vyskytující se i na ostatních profilech, na profilu LA-0 však byly často nejhojnější (obr. 22). V záporné části první osy, tedy negativně korelované s POM, se nacházely taxony *Gammarus fossarum*, *Rhyacophila tristis* a *Polycelis* sp., taxony vyskytující se na všech profilech kromě LA-0, případně na LA-0 velmi vzácně.

S druhou osou byla nejsilněji korelovaná vzdálenost od výtoku z jezera (kladná část druhé osy) a s ní taxony *Siphonoperla* sp. juv., *Protonemura intricata* a *Micrasema minimum* vyskytující se pouze na profilu LA-2,8. Taxony *Ecdyonurus venosus*, *Rhithrogena* cf. *irridina* a *Baetis rhodani* byly zaznamenány jak na profilu LA-2,8 tak LA-1,4. Další taxony byly se vzdáleností od jezera buď slabě nebo záporně korelované (záporná část druhé osy). *Drusus discolor*, *Chaetopterygopsis maclachlani* a *Odeles marginata* Lv. byly zaznamenány na všech profilech krom LA-0. Taxony *Rhyacophila glareosa* a *Hydraena gracilis* Ad. nebyly zaznamenány na LA-0 a LA-2,8, na všech zbývajících profilech ano.

Sezóna (tj. červenec a říjen 2007) byla nejsilněji korelována s třetí kanonickou osou (není zobrazeno).

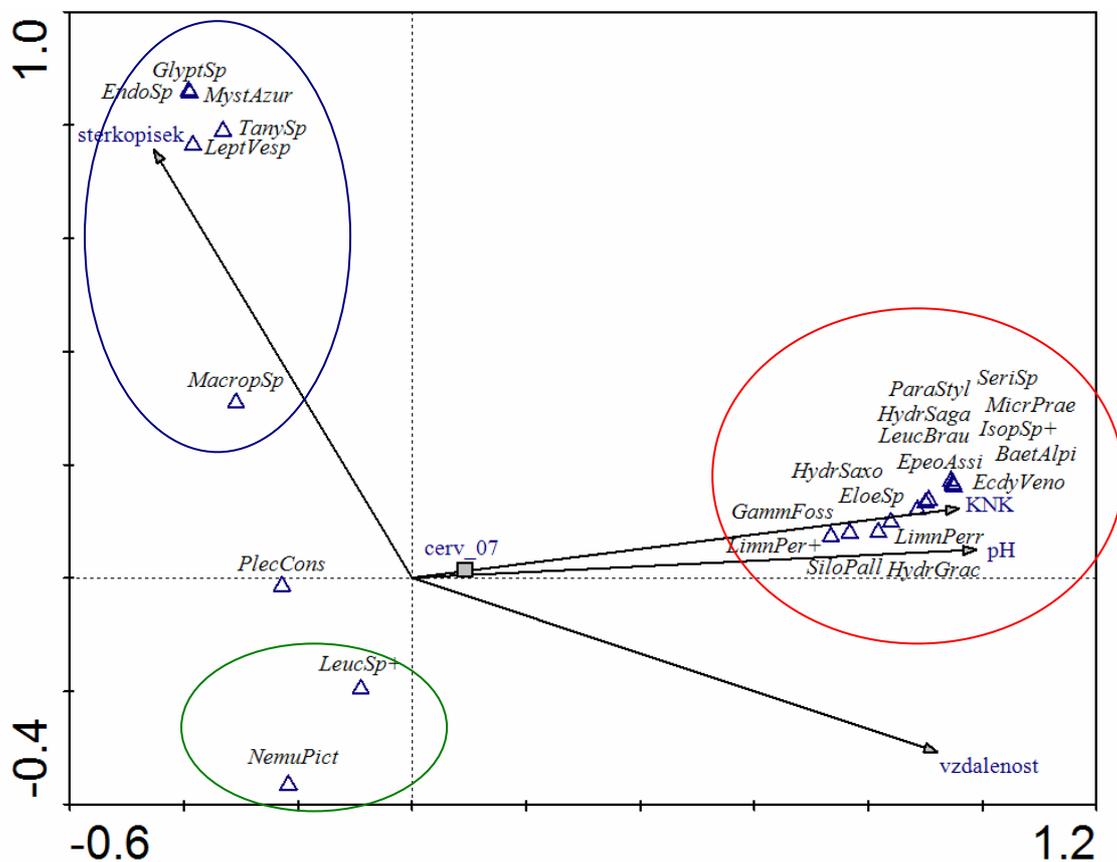


**Obr. 22:** Ordinační diagram CCA pro vyjádření vlivu proměnných prostředí na variabilitu společenstva makrozoobentosu na lokalitě Jezerní potok LA s použitím metody postupného výběru (forward selection) pro vytvoření nejlepšího modelu. Zobrazené druhy odpovídají modelu z více než 40 %. Zkratky taxonů: *Baetis rhodani* (**BaetRhod**), *Conchapelopia* sp. (**ConchaSp**), *Deronectes platynotus* Ad. (**DeroPlat**), *Drusus discolor* (**DrusDisc**), *Ephemerella mucronata* (**EpheMucr**), *Ecdyonurus venosus* (**EcdyVeno**), *Gammarus fossarum* (**GammFoss**), *Hydraena gracilis* Ad. (**HydrGrac**), *Chaetopterygopsis maclachlani* (**ChaeMacl**), *Micrasema minimum* (**MicrMini**), *Micropsectra trivialis* group (**MicrTriv**), *Odeles marginata* Lv. (**OdelMar+**), *Odontocerum albicorne* (**OdonAlbi**), *Pissidium* sp. (**PissidSp**), *Polycelis* sp. (**PolyceSp**), *Protonemura intricata* (**ProtIntr**), *Rhithrogena cf.irridina* (**RhitIrri**), *Rhyacophila glareosa* (**RhyaGlar**), *Rhyacophila tristis* (**RhyaTris**), *Sialis* sp. (**SialisSp**), Simuliidae (**Simu**), *Siphonoperla* sp. juv. (**SiphSp+**), *Tvetenia sk.bavarica* (**TvetBava**). POM (partikulovaný organický materiál).

#### 4.9.2. Jezerní potok ČT

Pro hodnocení vlivu proměnných prostředí na druhová data byla použita CCA. Pomocí Monte Carlo permutačního testu byl z 19 proměnných prostředí vytvořen model metodou postupného výběru, na hladině významnosti  $P = 0,05$  (499 permutací). Model vybral pět statisticky významných proměnných: pH ( $F = 4,555$ ,  $p = 0,002$ ), vzdálenost od jezera ( $F = 3,067$ ,  $p = 0,002$ ), KNK ( $F = 2,154$ ,  $p = 0,004$ ), zastoupení štěrkopísčitého substrátu ( $F = 1,760$ ,  $p = 0,006$ ) a červenec 2007 ( $F = 1,826$ ,  $p = 0,002$ ). První osa vysvětlovala 21,4 % variability druhových dat, druhá osa 13,7 %. S první osou bylo nejsilněji kladně korelované pH, KNK a nejméně vzdálenost od jezera (kladná část první osy, obr. 23). S těmito proměnnými (pH, KNK) byly nejsilněji korelované taxony vyskytující se pouze na profilu Špičácký potok (*Sericostoma* sp., *Parametriocnemus cf.stylatus*, *Micropsectra praecox* group, *Leuctra braueri*, *Baetis alpinus*, *Epeorus assimilis*, *Ecdyonurus venosus*, *Hydraena saga* a

*Isoperla* sp.) a taxony vyskytující se především na profilech CT-2,6 a Špičácký potok, výjimečně i na profilu CT-1,5 (*Eloeophila* sp., *Gammarus fossarum*, *Limnius perrisi*, *Silo pallipes*, *Hydraena gracilis*, *Hydropsyche saxonica*). *Plectrocnemia conspersa* je těmito proměnnými negativně korelovaná (záporná část první osy). S druhou osou bylo nejsilněji korelované zastoupení šterkopísku. S tímto substrátem nejlépe korelovaly taxony *Glyptotendipes* sp., *Endochironomus albicorne*, *Mystacides azurea*, *Tanytarsus* sp., *Leptophlebia vespertina* a *Macropelopia* sp., – taxony vyskytující se pouze na profilu CT-0 nebo jsou na něm nejvíce zastoupeny. Taxony *Leuctra* sp. juv. a *Nemurella pictetii* se vyskytují na více profilech a k oběma směrům proměnných prostředí jsou negativně korelované. Třetí kanonická osa vysvětluje sezonalitu – viz červenec 2007 (není zobrazeno).



**Obr. 23:** Ordinační diagram CCA pro vyjádření vlivu proměnných prostředí na variabilitu společenstva makrozoobentosu na lokalitě Jezerní potok CT s použitím metody postupného výběru (forward selection). Zobrazené druhy odpovídají modelu z více než 60 %. Zkratky taxonů: *Baetis alpinus* (**BaetAlpi**), *Ecdyonurus venosus* (**EcdyVeno**), *Eloeophila* sp. (**EloeSp**), *Endochironomus albicorne* (**EndoSp**), *Epeorus assimilis* (**EpeoAssi**), *Gammarus fossarum* (**GammFoss**), *Glyptotendipes* sp. (**GlyptSp**), *Hydraena gracilis* Ad. (**HydrGrac**), *Hydraena saga* Ad. (**HydrSaga**), *Hydropsyche saxonica* (**HydrSaxo**), *Isoperla* sp. juv. (**IsopSp+**), *Leptophlebia vespertina* (**LeptVesp**), *Leuctra braueri* (**LeucBrau**), *Leuctra* sp. juv. (**LeucSp+**), *Limnius perrisi* Ad. (**LimnPerr**), *Limnius perrisi* Lv. (**LimnPer+**), *Macropelopia* sp. (**MacropSp**), *Micropsectra praecox* group (**MicrPrae**), *Mystacides azurea* (**MystAzur**), *Nemurella pictetii* (**NemuPict**), *Parametrioctenemus cf. stylatus* (**ParaStyl**), *Plectrocnemia conspersa* (**PlecCons**), *Sericostoma* sp. (**SeriSp**), *Silo pallipes* (**SiloPall**), *Tanytarsus* sp. (**TanySp**).

## 5. Diskuze

### 5.1. Chemismus

Jezerní potoky LA a CT se na základě chemismu ukázaly jako odlišné, což odpovídá výsledkům práce Seno (2009) a Vrba et al. (2000) a kategorizaci Čertova jezera mezi silně acidifikovaná a jezera Laka mezi slabě okyselená, resp. zotavující se jezera. Kategorizace byla provedena na základě pH přítoků jezer, přičemž v roce 2007 se hodnoty pH přítoku Čertova jezera pohybovaly v rozmezí 4,2 – 4,4 pH (tedy pod hranicí  $\text{pH} = 4,5$ , jež je kritériem silné acidifikace) a u přítoku Laky v rozmezí pH od 4,9 do 5,1. Hodnoty pH odtoků z jezer jsou nepatrně vyšší (odtok z Čertova jezera má u výtoku průměrné pH 4,62, odtok z Laky 5,19; tab. 4), ale stále odpovídají téže kategorizaci.

V podélném gradientu obou potoků bylo patrné zotavování chemismu z acidifikace - zvyšování pH a snižování koncentrací  $\text{Al}_i$ . Obdobný trend růstu pH v podélném gradientu sledovali např. i Miller a Andelman (1987) v USA. Při zvyšování pH může  $\text{Al}_i$  vytvářet komplexy s huminovými látkami nebo se vysrážet jako hydroxid hlinitý (Miller a Andelman, 1987). Zotavování bylo výraznější v Jezerním potoku CT (tab. 4), kde byl růst pH výraznější ve sledovaném úseku než na Jezerním potoku LA.

Nápadným jevem je vyšší koncentrace DOC a  $\text{Al}_i$  na profilu LA-2,8 ve srovnání s předcházejícím profilem LA-1,4. Možnost chyby byla vyloučena při opakovaném obdobném výsledku v průběhu tří sezón (2005, 2007 a 2008; příloha č. 4). Nejpravděpodobnějším vysvětlením jsou tři malé pravostranné přítoky mezi oběma odběrovými profily, jejichž chemismus nebyl sledován (obr. 2).

Stejně tak vyšší vodivost, vyšší koncentrace DOC a nižší pH a KNK (ve srovnání s oběma sousedními profily) naměřená na profilu CT-0,6 se pravděpodobně dá připsat charakteru toku a podmínkám před tímto profilem. Potok nejprve protéká morénou, pod ní se rozlévá do několika menších ramen oddělených ostrůvky rašeliníku a celá oblast je značně podmáčená. Je známo, že rašeliník se chová jako účinný iontoměnič, vyměňuje  $\text{H}^+$  za ostatní kationty z vody a okyseluje ji (Lampert a Sommer, 1997). Další možnou příčinou změny chemismu na tomto profilu by mohl být levostranný (v této studii nesledovaný) přítok napojující se k Jezernímu potoku těsně pod morénou.

Přítoky obecně mohou mít na změny chemismu toků v podélném gradientu značný vliv. Neutrální pravostranný přítok Jezerního potoka LA způsobil skokovou změnu pH mezi profily LA-0 a LA-0,7 (tab. 4, obr. 2), což umožnilo výraznou změnu struktury společenstva (obr. 12, LA-0,7 2007). Pravostranné přítoky Jezerního potoka CT (obr. 3), které se napojují

mezi profily CT-1,5 a CT-2,6 (obr. 3), pravděpodobně způsobily změnu pH z 5,1 na 6,2 (tab. 4). Jejich skutečný vliv však bude ještě nutno ověřit dodatečným měřením.

Sestupná tendence hodnot vodivosti u Jezerního potoka CT lze vysvětlit tím, že při hodně nízkých hodnotách pH se na vodivosti výrazně podílejí zejména ionty  $H^+$  s řádově vyšší pohyblivostí než ostatní kationty (Kopáček et al., 2000). Při rostoucím pH v podélném gradientu dochází ke snižování koncentrace  $H^+$  iontů. Jen na profilu CT-0,6 (pod morénou) a na posledním sledovaném profilu (CT-2,6) byl zaznamenán mírný vzestup vodivosti. Na profilu CT-2,6 mohou být příčinou zvýšené vodivosti sídla na Bumbálce. Na druhou stranu rozsah hodnot vodivosti v celém sledovaném úseku je tak malý (17,8 – 23,8  $\mu S/cm$ ), že nemá patrně význam z hlediska vlivu na sledovaná společenstva.

Vzorky vody nebyly odebírány při každém odběru makrozoobentosu (viz tab. 3). Na některých profilech, kde byl vzorek bentosu i vody odebrán pouze jednou za sezónu musíme brát zřetel na skutečnost, že chemismus se v průběhu roku může měnit. Srovnání chemismu profilů (tab. 4) by se proto nemuselo zdát příliš věrohodné. Na druhou stranu pro účely této diplomové práce jsou získaná stanovení dostačující pro získání představ o chemismu sledovaných profilů a rozdílů mezi nimi. Navíc v roce 1998 Kopáček (nepubl. data) celoročně sledoval chemismus profilů CT-0 a CT-1,5 a získaná data ukázala, že sezónní změny chemismu (zejména pH) nebyly příliš významné a měly malou amplitudu. K obdobnému závěru došli i Tipping et al. (2002) v Anglii. Malá amplituda sezónních změn pH je však typická jen pro silně acidifikované vody. Pro vody mírně acidifikované (hodnoty pH kolem 5,5) je sezónní amplituda pH mnohem vyšší (Tipping et al. 2002). Výkyv je způsoben nízkými hodnotami pH během počáteční fáze jarního tání a někdy rovněž na podzim při větších srážkových úhrnech v důsledku vyplavování zejména dusičnanů (jaro) a aniontů organických kyselin (podzim) (Lepori et al., 2003). Tyto jevy jsem nemusela díky nízké frekvenci chemických analýz Jezerních potoků zaznamenat. Sezónní acidifikace však může mít zásadní vliv na společenstva makrozoobentosu a úspěšnost jejich biologického zotavení (zejména na Jezerním potoce LA). Pro budoucí sledování vývoje zoobentosu by bylo dobré nainstalovat v jednotlivých odběrových profilech sondy pro celoroční registraci hodnot pH, které by umožnily detailnější popis sezónního kolísání kvality vody.

## **5.2. Srovnání společenstev makrozoobentosu mezi lokalitami Jezerní potok LA a Jezerní potok CT**

Na lokalitě Jezerní potok CT bylo ve srovnání s Jezerním potokem LA zaznamenáno o 67 taxonů méně. Tento výsledek není překvapivý, neboť pokles počtu taxonů a druhové diverzity je v acidifikovaných vodách běžným jevem (Dangles a Guérol, 2000; Horecký et al., 2006; Kullberg, 1992; Orendt, 1998; Růžičková, 1998; Szczesny, 1990; Ventura a Harper, 1996). Stejně tak i absence zástupců jepic a blešivců na lokalitě Jezerní potok CT odpovídá výsledkům několika studií (např. Dangles a Guérol, 2000; Guérol et al., 1993; Szczesny, 1990; Ventura a Harper, 1996). Právě tyto skupiny organismů patří mezi nejvíce acido-senzitivní. Odpověď chrostíků, dvoukřídlých a pošvatek již nebyla tak jednoznačná díky přítomnosti acido-tolerantních druhů a došlo pouze ke snížení taxonomické bohatosti na kyseljším Jezerním potoku CT, jak pozorovali i Dangles a Guérol (2000) a Guérol et al. (1993) v acidifikovaných potocích (Francie). Vyšší abundanci pošvatek, jak bylo pozorováno v odtoku z Čertova jezera, v potoku s nízkým pH (pH 4,8) zaznamenali i Horecký et al. (2002), Růžičková (1998) a Ventura a Harper (1998). Guérol et al. (1993) rozdělili hlavní taxonomické skupiny do tří kategorií podle citlivosti k nízkému pH: i) velmi citlivé – měkkýši (Mollusca), koryši (Crustaceans), jepice; ii) středně citlivé – dvoukřídlí, brouci a chrostíci; iii) málo citlivé nebo acidotolerantní – pošvatky a máloštětinatci. Výsledky mé diplomové práce tomuto rozdělení odpovídají.

Na srovnávacích referenčních přítocích (LA-PP a Špičácký potok) bylo celkově zaznamenáno méně taxonů. V tomto případě však nemůžeme vyvozovat žádné závěry, neboť v obou případech na referenčních lokalitách nebyl vzorek bentosu odebrán v květnu, na přítoku LA dokonce ani v červenci. Květnové společenstvo přítom na obou lokalitách výrazně přispívalo k celkové taxonomické bohatosti.

## **5.3. Srovnání společenstev makrozoobentosu v podélném gradientu**

Srovnáme-li průměrné počty jedinců na 1 minutu SLU v podélném gradientu v roce 2007, jsou na Jezerním potoku LA počty relativně vyrovnané, nepatrně nižší průměrný počet jedinců byl zaznamenán na profilu LA-0, kde je pH oproti ostatním profilům nejnižší. To by odpovídalo výsledkům Guérola et al. (1993), kteří na acidifikovaných tocích též zaznamenali nižší počty jedinců/abundanci. Naopak na odtoku z Čertova jezera byl zaznamenán klesající trend průměrného počtu jedinců (na 1 minutu SLU) v podélném profilu toku. Nejvíce jedinců bylo zaznamenáno pod výtokem z jezera a se zlepšujícími se podmínkami v podélném profilu průměrný počet jedinců klesal. To odpovídá obecnému pravidlu, totiž že v narušených

habitátech se vyskytují tolerantní druhy, které ve zhoršených podmínkách nemají konkurenci a vyskytují se často v masovém množství (Herrmann et al., 1993). Na profilu CT-0 to byly především muchničky, *Nemoura cinerea*, *Plectrocnemia conspersa*, *Heterotrissocladius marcidus* a máloštětinatci. V podélném gradientu se zvyšovalo pH a snižovala se koncentrace iontového hliníku, ale jen mírně přibývaly nové taxony. Dalším možným vysvětlením masového výskytu jedinců pod výtokem z Čertova jezera je množství sestonu vyplavovaného z jezera, kterým se filtrátoři (např. muchničky) živí. Zároveň na profilu CT-0 je charakter toku spíše laminární, dochází zde k sedimentaci vyplaveného POM (partikulovaný organický materiál) a k utváření nánosu detritu – útočiště pro máloštětinatce, pakomáry a další organismy živící se POM.

V podélném gradientu Jezerního potoka LA byl trend zvyšování počtu taxonů zřetelný v sezóně 2005. V sezóně 2007 byl nejnižší počet taxonů zaznamenán na profilu pod výtokem z jezera (LA-0) a na ostatních profilech byl počet taxonů vyšší a celkem vyrovnaný. Zdá se tedy, že oproti roku 2005 došlo ke zlepšení. Vyrůstající počet taxonů v roce 2005 v podélném gradientu vypovídá o postupných změnách chemismu, kdy se měnily limitující podmínky pro různé taxony. V roce 2007 stav společenstva vypovídá o tom, že kritické poměry byly pouze na profilu LA-0. Guérol et al. (1993) zjistili, že kritickou hodnotou pH pro středně a velmi citlivé taxony je pH 5,8 – 6,2. Na profilu LA-0 přitom průměrné pH bylo 5,19. Na všech zbývajících profilech Jezerního potoka LA pak bylo průměrné pH vyšší než 6,42 (viz pozitivní vliv pravostranného přítoku, tab 4). V celém podélném gradientu Jezerního potoka CT byl počet taxonů relativně vyrovnaný a to jak v roce 2005 tak v roce 2007. Srovnáme-li profily Jezerního potoka CT 2007 s profily Jezerního potoka LA 2007, zjistíme, že na profilech CT bylo zaznamenáno o polovinu méně taxonů než na profilech LA. Výjimkou je profil LA-0, kde byl počet taxonů srovnatelný s profily CT. Podíváme-li se na průměrné hodnoty pH v podélném gradientu Jezerního potoka CT, zjistíme, že až 2,6 km od výtoku z jezera se hodnota pH dostává nad limitní hodnotu 5,8 (pravděpodobně díky pozitivnímu vlivu pravostranných přítoků před profilem CT-2,6, tyto potoky nebyly sledovány), proto v celém úseku přežívají pouze málo citlivé nebo acidotolerantní taxony (srov. Guérol et al., 1993).

Když se zaměříme na jednotlivé skupiny organismů, jako nejcitlivější se jevily jepice (stejně jako v mnoha jiných studiích, např. Dangles a Guérol, 2000; Guérol et al., 1993; Szczesny, 1990; Ventura a Harper, 1996), kromě druhů *Leptophlebia vespertina* a *Leptophlebia marginata*, které preferují stojaté vody (Soldán et al., 1998) a s největší pravděpodobností byly vyplaveny z jezer (Ungermanová, 2009). Tyto taxony jsou zároveň

známé svou tolerancí k nízkému pH (Vrba et al., 2003). Na ostatních profilech Jezerního potoka CT pak byly velmi vzácně (v počtu do tří jedinců) zaznamenány taxony *Ecdyonurus* sp. juv., *Ecdyonurus picteti*, *Rhithrogena* cf. *irridina* a *Baetis* sp. juv. Tyto ojedinělé záznamy pocházejí z celého podélného gradientu, ale vždy z podzimního odběru roku 2007 a vždy se jednalo o juvenilní instary. Je možné že dospělci těchto druhů létají proti proudu jezerního potoka CT klást vajíčka, tak jak to pozorovali např. Guérol et al. (1995) ve Francii, dojde zde k úspěšnému vylíhnutí larvy (neboť na konci léta a začátku podzimu jsou díky nízkým srážkovým úhrnům lepší podmínky (viz příloha č. 4; Szczesny, 1990). Larvy však nejsou schopné vývoj dokončit díky snížení pH a zvýšené koncentraci Al během jarního tání (viz příloha č. 4). Přítomnost právě těchto taxonů může vypovídat o jejich mírné toleranci k nízkému pH a dost možná to budou první taxony podílející se na biologickém zotavení tohoto potoka. Zároveň byly tyto taxony (kromě *Rhithrogena* cf. *irridina*) pravidelně zaznamenávány na všech profilech jezerního potoka LA, vyjma profilu LA-0, stejně jako druhy *Baetis vernus*, *B. rhodani*, *B. alpinus*, *Rhithrogena loyolea*, *Ecdyonurus picteti* a *Ecdyonurus* cf. *austriacus*. *B. vernus* a *B. rhodani* jsou uváděny jako běžné druhy s širokou ekologickou valencí (Soldán et al., 1998). Společně s *B. alpinus* tyto druhy Guérol et al. (1995) zaznamenával v acidifikovaných potocích, avšak pouze během letního nízkého průtoku. Vzhledem k výskytu těchto tří druhů ve Špičáckém potoku je dost dobře možné, že i tyto druhy budou mezi prvními kolonizovat odtok z Čertova jezera. Jako vůbec nejvíce acidosenzitivní se zdají být taxony *Epeorus assimilis*, *Rhithrogena hercynia*, *Rhithrogena* sk. *hybrida* a *Ecdyonurus venosus*, které byly nalézány až 1,4 km od výtoku z jezera Laka. Výskyt druhu *Rhithrogena hercynia* dále od jezera však může souviset i s tím, že preferuje větší potoky (Soldán et al., 1998).

Další velmi citlivou skupinou organismů jsou měkkýši. Přesto byl na lokalitách studovaných v rámci této diplomové práce zaznamenán taxon *Pisidium* sp., a to na lokalitě Jezerní potok LA pod jezerem a na dalších profilech až do vzdálenosti 1,4 km od jezera a na lokalitě Jezerní potok CT byl zaznamenán až od vzdálenosti 1,5 km od jezera dále. Vzhledem k nízkému pH (5,44 na LA-0 a 5,10 na CT-1,5) lze předpokládat, že se jedná o druh *Pisidium casertanum*, který je považován za nejvíce acidotolerantního měkkýše – Horsák a Hájek (2003) uvádějí, že tento druh má limitní hodnotu pH v rozmezí 4,8 až 5,5. Rucki (2007) našel *P. casertanum* v Brdech (rovněž acidifikací postižená oblast) v potoku Litávka, kde nejnižší zaznamenané pH bylo 5,08 během jarních odběrů, průměrné 5,6.

Poslední velmi citlivou skupinou jsou korýši (např. Guérol et al., 1993). *Gammarus fossarum*, který byl zaznamenán v průběhu mé diplomové práce a vyskytoval se pouze

v odtoku Laky a přítocích Jezerních potoků, má optimální pH mezi 6 až 7. Při hodnotách pH pod 6 z prostředí většinou mizí (Økland a Økland, 1986). To vysvětluje jeho absenci na profilu LA-0 a v odtoku z Čertova jezera. Přesto byl v červenci 2007 *G. fossarum* v počtu 3 jedinců zaznamenán i na profilu LA-0 a velmi vzácně byl v témže roce v červenci zaznamenán i na profilu CT-0,9. Tyto záznamy by mohly být důkazem biologického zotavování, i když citlivé taxony jsou schopné v horních částech toku Jezerního potoka CT přežít pouze během příznivějších podmínek za nižších (letních) průtoků.

Chrostíci zaznamenaní na obou sledovaných lokalitách patří k běžným druhům horských a podhorských potoků a říček, krom taxonů *Phryganea* sp., *Limnephilus rhombicus* a *Mystacides azurea*, které jsou typickými obyvateli stojatých vod (Chvojka, 2008) spolu s taxonem *Molanna nigra* pravděpodobně byly vyplaveny z jezer (*Limnephilus rhombicus* z Laky, zbývající tři z Čertova jezera). *Phryganea* sp. však v Čertově jezeře nebyla nalezena (Ungermanová, 2009). *Molanna nigra* patří ke kriticky ohroženým druhům České republiky (Chvojka a Komzák, 2008). Zároveň se zjevně jedná o acidotolerantní druhy. Dalšími zaznamenanými acidotolerantními taxony byli *Plectrocnemia conspersa* (výrazně početnější na odtoku z Čertova jezera než na odtoku z Laky), několik zástupců čeledi Limnephilidae (např. *Chaetopterygopsis maclachlani*, *Chaetopteryx villosa*, *Pseudopsilopteryx zimmeri*) a *Rhyacophila* s.str., jejichž acidotoleranci uvádějí i jiní autoři (Guérol et al., 1995; Rucki 2007, Szczeny, 1990). Druh *Drusus annulatus*, který Horecký et al. (2002) a Guérol et al. (1995) uvádí jako acidotolerantní druh, se na odtoku z Čertova jezera v podstatě nevyskytoval (ojedinělý výskyt pouze na profilu CT-1,5). Masters et al. (2007) uvádí druh *Drusus annulatus* jako acidosenzitivní. Stejně tak ho v kyselých vodách nezaznamenal ani Horecký (2003) a Rucki (2007). Na druhou stranu, tento druh se příliš hojně nevyskytoval ani v neutrálním Špičáckém potoce, zatímco v Jezerním potoce LA byl poměrně hojný (s výjimkou profilu LA-0). Taxony *Glossosoma conformis*, *Hydropsyche saxonica*, *Philopotamus ludificatus*, *Rhyacophila tristis*, *Sericostoma* sp. a *Silo pallipes* z průzkumu vycházejí jako acidosenzitivní. Taxony *Philopotamus ludificatus*, *Rhyacophila tristis* považovali za acidosenzitivní i Guérol et al. (1995). *Odontocerum albicorne* by se díky nálezu na profilu LA-0 dal považovat za acidotolerantní (jak potvrzují i Guérol et al. 1995). Ventura a Harper (1996) však tento druh považovali spíše za acidosenzitivní.

Brouci patří podobně jako chrostíci mezi středně citlivou skupinu (Guérol et al. 1993). Na lokalitách sledovaných v rámci diplomové práce se jako nejvíce acidotolerantní taxony zdají být *Deronectes latus*, *Deronectes platynotus*, *Agabus guttatus*, *Elmis laterallei* – taxony vyskytující se na prvních dvou profilech Jezerního potoka CT a *Enochrus ochropterus*, taxon

běžně obývající zejména kyselé, bohatě zarostlé stojaté vody a rašeliniště (Boukal et al., 2007), zaznamenaný pouze na profilu LA-0. Druh *Agabus guttatus* označil jako acidotolerantní i Orendt (1998). Guérolde et al. (1995) uvádí obecně brouky čeledi Elmidae (*Elmis*, *Esolus*, *Limnius*) jako schopné přežívat hodnoty pH pod 6, dochází však k redukcí početnosti. Redukce zástupců čeledi Elmidae byla i v rámci mé diplomové práce pozorovaná v celém profilu odtoku z Čertova jezera a na profilu LA-0. Ventura a Harper (1996) zaznamenávali v kyselých vodách druh *Elmis aenea*, mnou byl poprvé zaznamenaný až na profilu LA-0,7. *Deronectes latus*, vyskytující se na území České republiky pouze vzácně (Boukal et al., 2007) a v červeném seznamu je veden jako zranitelný druh, byl zaznamenan pouze pod výtokem z Čertova jezera. *Deronectes platynotus* byl zaznamenan pouze na profilech Jezerního potoka CT a na profilu LA-0, tedy do hodnot 6 pH. Zdá se tedy, že rod *Deronectes* je spíše acidofilní taxon. Druh *Hydraena gracilis*, který Guérolde et al. (1995) sbíral pouze na referenčních lokalitách, byl v rámci mé diplomové práce zaznamenáván pouze na Jezerním potoku LA od profilu LA-0 a Špičáckém potoku, což potvrzuje acidosenzitivitu taxonu, stejně jako ostatních zaznamenaných zástupců rodu *Hydraena*. Taxon *Oreodytes* sp., který Guérolde et al. (1995) uvádí jako acidotolerantní, se zde jevil, stejně jako rod *Hydraena*, spíše acidosenzitivní.

Dvoukřídlí jsou spolu s pošvatkami nejhojnějšími zástupci v acidifikovaných tocích (Horecký et al., 2002). Stejně tomu bylo i na Jezerním potoku CT a na profilu LA-0. Z dvoukřídlých pak největší podíl tvoří pakomáři. I když jsou pakomáři často zanedbáváni a v mnoha studiích bentosu nejsou určováni (díky náročnosti determinace), jsou velmi dobrými indikátory acidity (Orendt, 1999). K jejich využití coby indikačních druhů je však podmínkou určení do druhové úrovně, což je ovšem mnohdy dosti problematické. Taxony *Chironomus* sp., *Dicrotendipes* sp., *Endochironomus albicorne*, *Glyptotendipes* sp., *Phaenopsectra* sp., *Psectrocladius* sk. *psilopterus*, *Psectrocladius* sk. *sordidelus*, *Apsectrotanypus* sp., *Ablabesmyia* sp. a *Procladius* cf. *choreus* byly pravděpodobně vyplavovány z jezer (viz jejich přítomnost pouze na profilech pod odtokem z jezer; příloha č. 3). Může se jednat o taxony acidotolerantní, ale nemusí. Tyto druhy žijí v jemném sedimentu, kde však mohou panovat jiné podmínky, např. vyšší pH (Vranovský et al., 1994). Organismy žijící hluboko v sedimentu jsou před kyselými podmínkami chráněni neutralizační kapacitou sedimentu (Collins et al., 1981; Raddum, 1980).

Taxony *Polypedilum albicorne*, *Heterotrissocladius marcidus*, *Tvetenia* sk. *bavarica* a *Macropelopia* sp. se dle výskytu na odběrových profilech (viz příloha č. 3) jeví jako acidotolerantní. *Polypedilum albicorne* uvádí jako acidotolerantní druh i Orendt (1999) a H.

*marcidus* Horecký et al. (2002) i Orendt (1999). *H. marcidus* byl na odtoku z Čertova jezera zastoupen mnohem početněji než na odtoku z Laky. Wathne a Patrick (1994) uvádějí *H. marcidus* jako druh běžně početnější v kyselých vodách. *Corynoneura* cf. *lobata* uvádí Orendt (1999) jako acidotolerantní, Horecký et al. (2006) označil taxon *Corynoneura* spp. jako typický pro acidifikované toky. V rámci mé práce byl taxon zaznamenán na obou odtocích, tedy nezávisle na pH, stejně jako *Brillia modesta*, kterou Orendt (1999) rovněž označuje jako acidotolerantní. Horecký et al. (2002) zaznamenal výskyt taxonu *Micropsectra* spp. nezávisle na kyselosti, totéž jsem zaznamenala i u skupiny *Micropsectra trivialis*, jež se vyskytovala na lokalitě Jezerní potok CT i LA, na lokalitě CT byla početnější. Naopak *Micropsectra* sk. *praecox* se svým výskytem pouze na profilu Špičácký potok a na odtoku z jezera Laka jevila jako acidosenzitivní. Dalšími acidosenzitivními taxony se zdají být *Eukiefferiella devonica*, *Eukiefferiella* cf. *minor* a *Nilotanypus dubius*.

Z faunistického hlediska je zajímavý záznam taxonů *Nilotanypus dubius*, *Telopelopia* sp., *Potthastia longimana*, cf. *Cricotopus* sp., *Eukiefferiella coerulescens/fuldensis*, *Eukiefferiella* cf. *minor*, *Eukiefferiella pseudomontana*, *Eukiefferiella similis*, *Limnophyes* sp., *Paratrichocladus rufiventris*, *Rheocricotopus effusus*, *Rheocricotopus fuscipes*, *Thienemanniella clavicornis* group, *Tvetenia bavarica* group, *Tvetenia discoloripes* group, *Phaenopsectra* sp., *Polypedilum laetum*, *Polypedilum pedestre*, *Micropsectra trivialis* group, *Micropsectra praecox* group, jejichž výskyt byl v rámci České republiky potvrzen na Moravě, nikoli však v Čechách (Bitušík a Brabec, 2009). Taxony *Corynoneura* cf. *lobata*, *Eukiefferiella devonica*, *Krenosmittia* sp., *Paratrichocladus skirwithensis*, *Thienemania* sp. byly dle tohoto seznamu v České republice zaznamenány poprvé, na Slovensku je jejich výskyt znám. Několik taxonů však v tomto seznamu druhů vůbec nebylo uvedeno (*Corynoneura* cf. *coronata*, *Cricotopus* cf. *patens*, *Parachaetocladus* sp., *Paralimnophyes* sp., *Symposiocladius lignicola*, *Thienemanniella partita*, *Endochironomus albicorne*, *Polypedilum* cf. *convictum*). Zvláště pakomáry poslední skupiny bude ještě nutné poslat odborníkům na přeurčení. Taxon *Symposiocladius lignicola*, který v seznamu chybí, však uvádí již Horecký (2002) v Brdech.

Velmi hojnými larvami dvoukřídlého hmyzu byly muchničky, a to především na profilu pod odtoky z jezer. Jejich zvýšený výskyt právě na těchto profilech lze připsat jejich potravní strategii a příhodným podmínkám na těchto profilech. Muchničky jsou filtrátoři a pod výtoky z jezer mají dostatek potravy ve formě sestonu vyplavovaného z jezera. Jejich přítomnost pod výtoky z jezer vypovídá o jejich acidotoleranci, jak popsal i Guérol et al. (1993) a Horecký et al. (2002).

Z dalších dvoukřídlých mezi acidotolerantní taxony patří např. *Clinocera/Wiedemannia* sp., *Ceratopogoninae* gen. sp. a *Dicranota* sp.. Acidotoleranci taxonu *Wiedemannia* spp. potvrzuje i Horecký et al. (2006), acidotoleranci čeledi Limoniidae (např. *Dicranota*) pak Guérol et al. (1993) a Horecký et al. (2002).

Nejpočetnějšími čeleděmi pošvatek zaznamenanými v acidifikovaných tocích jsou Nemouridae a Leuctridae (Horecký et al., 2002, Rucki 2007). Ke stejnému výsledku jsem došla i v rámci své diplomové práce. Taxony *Diura bicaudata*, *Nemurella pictetii*, *Leuctra nigra* jsou v literatuře (Horecký et al., 2002; Soldán et al., 1998) uváděny jako acidotolerantní, což mé nálezy potvrzují. Tyto druhy zároveň nebyly na lokalitě Jezerní potok LA zaznamenány vůbec, nebo pouze v malých počtech (*Diura bicaudata*). Na druhou stranu druh *Leuctra hippopus*, kterou Horecký et al. (2002) zaznamenával již od hodnot pH 4,8 a považoval za acidotolerantní, byla zaznamenána pouze na Špičáckém potoku. *L. hippopus* za acidotolerantní považovali i Scheibová a Helešic (1999). Dalším taxonem zaznamenaným hojně pouze na profilu pod výtokem z Čertova jezera je *Nemoura cinerea* - v literatuře uváděný jako relativně acidotolerantní (Soldán et al., 1998). Výskyt tohoto druhu pouze na tomto profilu pravděpodobně souvisí s jeho preferencí habitatu s hrubým organickým materiálem na místech s mírnou nebo pomalou rychlostí proudu (Soldán et al., 1998). Další druhy jako *Leuctra pusilla*, *Amphinemura standfussi*, *Amphinemura sulcicollis*, *Protonemura auberti* byly poměrně hojně zastoupeny na odtoku z Čertova jezera, na odtoku z Laky byly výjimečně. Lze proto předpokládat jejich acidotoleranci. Horecký et al. (2002) zaznamenal v kyselých potocích druh *Amphinemura borealis*. Je tedy dost možné, že obecně je rod *Amphinemura* acidotolerantní.

*Leuctra autumnalis*, *Leuctra braueri*, *Isoperla* sp. a *Siphonoperla* sp. byly zaznamenány pouze na Špičáckém potoku a odtoku z jezera Laka (krom profilu LA-0), při průměrných hodnotách pH vyšších než 6,45 a jedná se tedy o acidosenzitivní taxony.

Výskyt druhu *Leuctra* cf. *pseudocingulata*, uváděný jako vzácný druh pro Českou republiku (Soldán et al., 1998), je zajímavý spíše z faunistického hlediska. Vzhledem k jeho výskytu v celém profilu Jezerního potoka CT se dá předpokládat acidotolerance druhu. Horecký et al. (2002) a Soldán et al. (1998) uvádějí *L. pseudocingulata* jako ohrožený druh ČR.

Máloštětinatci snášejí pH menší než 5. V acidifikaci postižených vodách často tvoří dominantní složku bentického společenstva (Guérol et al., 1995). Největší relativní abundance byla zaznamenána pod výtokem z Čertova jezera. Jejich nižší relativní abundance na dalších profilech může být v důsledku absence či menšího zastoupení jemného sedimentu.

Shannon-Weaverův index (obr 10 a 11) neprokázal v podélném gradientu potoků žádnou závislost na pH. Ke stejnému výsledku dospěli i Horecký et al. (2002) při sledování různě acidifikovaných potoků v Brdech.

#### **5.4. Srovnání společenstev makrozoobentosu mezi sezónami 2005 a 2007**

Při srovnání makrozoobentosu na jednotlivých lokalitách byl za sezónu 2007 zaznamenán větší počet taxonů na všech odběrových profilech oproti sezóně 2005 (obr. 12 a 15). Na Jezerním potoku LA byl tento rozdíl velmi výrazný, v roce 2007 byl počet taxonů oproti roku 2005 přibližně dvojnásobný (výjimku tvořil profil LA-0). Na Jezerním potoku CT se počet taxonů také zvýšil, avšak ne tak výrazně. Tato skutečnost se zdánlivě nedá přisuzovat žádnému zlepšení, neboť v sezóně 2005 nebyly odebrány tři vzorky za sezónu, tak jak tomu bylo v sezóně 2007. Ve srovnání počtu taxonů v roce 2005 chybějí podzimní, v případě Jezerního potoka CT dokonce i letní taxony. Proto jsem zkusila srovnat pouze květnové vzorky (příloha č. 2). Ukázalo se, že i přesto byly rozdíly v početech taxonů zaznamenaných v roce 2007 a 2005 stejné jako při srovnání celé sezóny (obr. 12 a 15). Velmi výrazná změna mezi sezónou 2005 a 2007 byla rovněž na odtoku z Laky. Zdá se tedy, že acidifikací méně postižené oblasti se biologického zotavení dočkají mnohem dříve, přitom rozhodujícím faktorem bude pH o hodnotě vyšší než 5,8, které je limitující pro středně a velmi citlivé taxony (Guérol et al., 1993). Při dosažení této kritické hodnoty pH by zotavení mohlo být poměrně rychlé. Ovšem záleží na stupni degradace ekosystému v průběhu acidifikace a na schopnosti bentických organismů znovu osidlovat postižené toky. Touto otázkou se již zabývali Masters et al. (2007). Jisté objasnění této otázky by v budoucnu mohlo přinést sledování výletu imág v podélném transektu sledovaných potoků, ať již pravidelným prosmýkáváním, nebo instalací pastí.

Dalším faktem, který mohl ovlivnit rozdílné množství zaznamenaných taxonů v sezóně 2005 a 2007, mohlo být nesrovnatelné lovné úsilí. V roce 2005 vzorky v terénu odebíral Luboš Pechar. Odběr prováděl pouze po dobu pěti minut, v roce 2007 jsem odebírala po dobu deseti minut. Již v základním kurzu ekologie se vyučuje, že při delším lovném úsilí je větší šance naleznout více druhů. Avšak mohly by být rozdíly tak výrazné, jak ukazuje graf v příloze č. 2?

Poslední otázkou stojící za zmínku je, s jakou pečlivostí Luboš Pechar vzorky přebíral. V sezóně 2005 bylo v naprosté většině případů zaznamenáno méně jedinců na minutu srovnatelného lovného úsilí. Jedinou výjimkou byl enormní počet jedinců na profilu CT-0

v roce 2005 (obr. 16). Na základě této skutečnosti snad můžeme předpokládat, že Luboš vzorky přebíral pečlivě a rozdíly mezi oběma roky jsou objektivní. Vysoký počet jedinců na profilu CT-0 v roce 2005 způsobily muchničky, jež jsou dominantní na jaře (totéž zaznamenali i Krno et al. (1998)). Navíc v grafu na obr. 16 jsou pro odběry 2005 použity absolutní počty (pouze květen), kdežto pro odběry 2007 průměry za celou sezónu. Na ostatních profilech bylo zaznamenáno méně jedinců. Většina jarních dominantních taxonů už v tu dobu mohla mít vylétaná imága.

Počty taxonů ani počty jedinců na profilech LA-PP, CT-2,6 a Špičácký potok nemůžeme s ostatními profily plně srovnávat, neboť nedošlo ke stejnému počtu odběrů za sezónu 2007. Při provedení všech odběrů ze sezóny by s největší pravděpodobností byl počet zaznamenaných taxonů vyšší a průměrný počet jedinců (na 1 minutu SLU) by byl také rozdílný. Přesto na profilu LA-PP by byl počet zaznamenaných taxonů nižší, neb se ve srovnání s Jezerním potokem LA jedná o malý potůček, tuto domněnku podporuje skutečnost, že na podzim roku 2007 bylo na tomto přítoku zaznamenáno o 1/3 méně taxonů (příloha č. 2).

## **5.5. Vliv proměnných prostředí a sezónnosti na společenstvo makrozoobentosu**

Při testování procentuálního zastoupení vlivu jednotlivých proměnných prostředí na společenstvo makrozoobentosu se ukázalo, že vlivy chemismu, charakteristik toku/dna a nadmořské výšky se překrývají. Svědčí to o tom, že tyto proměnné jsou spolu korelované a nelze je od sebe oddělit. U Jezerního potoka CT proměnné prostředí vysvětlují téměř polovinu druhové variability – tedy asi o 15 % více než je tomu u Jezerního potoka LA. Společenstvo makrozoobentosu Jezerního potoka CT je mnohem více ovlivňováno chemismem než Jezerní potok LA. Díky velkému vlivu chemismu a dalších proměnných prostředí zůstává u Jezerního potoka CT méně nevysvětlené druhové variability než u Jezerního potoka LA (rozdíl 10 %). Naopak u Jezerního potoka LA se projevuje mnohem větší vliv sezónnosti oproti Jezernímu potoku CT (asi o 8 %). Celkově tento výsledek není překvapivý, viz vysoký stupeň acidifikace Čertova jezera (Nedbalová et al. 2006; Vrba et al., 2000), a tedy i jeho odtoku ve srovnání s odtokem Laky (viz tab. 4; Seno, 2009).

## 5.6. Problematika determinace

Rod *Leuctra* je poměrně náročný na determinaci. Tento problém je citelný zvláště při určování mladších larválních instarů, kdy je určování do druhu prakticky nemožné. Jedním z určovacích znaků je ochlupení abdominálních článků a prvních/bazálních článků štětů. Avšak u mladších instarů je ochlupení nedostatečně vyvinuto a články štětů dorůstají od báze, tedy bazální článek není ve skutečnosti bazální. Proto taxon *Leuctra* sp. (příloha č. 3) zahrnuje juvenilní larvální stádia všech druhů, včetně hojných *Leuctra nigra*

Pakomáři jsou jednou z nejproblematičtějších skupin sladkovodního zoobentosu. Determinace jejich larev je časově náročná a velmi obtížná, mnohdy možná jen na úroveň rodů nebo skupiny identických druhů. Přitom v rámci rodu mohou mít jednotlivé druhy různé ekologické nároky, a proto při hodnocení prostředí může docházet k nepřesnostem, jak zmiňuje i Orendt (1999). Do budoucna by proto bylo vhodné zaměřit se i na determinaci kukelních exuvií, při němž je možné dostat se na nižší úroveň determinace.

Určování larev obecně bez současného sběru imág není stoprocentní, neboť stupeň poznání larev dosud není na tak vysoké úrovni. Určování larev jepic, pošvatek a chrostíků v rámci této diplomové práce bylo konzultováno s příslušnými odborníky, případně jejich sbírkami imág ve studované oblasti (Tomáš Soldán, Jindřiška Bojková, Pavel Chvojka).

## 6. Závěry

Chemismus potoků odráží stav obou jezer (Čertovo jezero silně acidifikované, jezero Laka mírně acidifikované). V podélném profilu obou toků byl zaznamenán zlepšující se trend chemických podmínek (značně ovlivněno neutrálními přítoky). K výraznějšímu zlepšení docházelo v podélném profilu odtoku z velmi acidifikovaného Čertova jezera.

Ukázalo se, že chemismus jezer má vliv na společenstva zoobentosu v Jezerních potocích. V odtoku z Čertova jezera chybějí jepice, blešivci a byla nižší druhová bohatost chrostíků a brouků.

V podélném profilu odtoku z Laky přibývá acidosenzitivních taxonů (jepice, chrostíci).

V podélném profilu odtoku z Čertova jezera nepřibývá acidosenzitivních taxonů; pH je tak nízké a koncentrace hliníku tak vysoké v celém profilu, že zde přežívají pouze tolerantní taxony.

V rámci diplomové práce byly získány první údaje o současném složení společenstev makrozoobentosu dvou sledovaných Jezerních potoků (odtoky z Čertova jezera a z Laky). Z faunistického hlediska je zajímavý záznam pakomárů *Corynoneura* cf. *coronata*, *Cricotopus* cf. *patens*, *Parachaetocladius* sp., *Paralimnophyes* sp., *Symposiocladius lignicola*, *Thienemaniella partita*, *Endochironomus albicorne*, *Polypedilum* cf. *convictum*, brouka *Deronectes latus*, chrostíka *Molanna nigra* a pošvatky *Leuctra* cf. *pseudocingulata*.

Biologické zotavování toků bude závislé na dalším chemickém zotavování jezer a jejich povodí.

## 7. Seznam použité literatury:

- Bauernfeind E. a Humpesch U. H. (2001): Die Eintagsfliegen Zentraleuropas (Insecta: Ephemeroptera): Bestimmung und Ökologie. AV-Druck, Wien. 239 s.
- Bittl T., Vrba J., Nedoma J. a Kopáček J. (2001): Impact of ionic aluminium on extracellular phosphatases in acidified lakes. *Environmental Microbiology* 3(9): 578 – 587.
- Bitušík P. (2000): Príručka na určovanie lariev pakomárov (Diptera: Chironomidae) Slovenska; Část I. Buchonomyinae, Diamesinae, Prodiamesinae a Orthoclaadiinae. Technická univerzita vo Zvolene. 133 s.
- Bitušík P. a Brabec K. (2009): Checklist of Diptera of the Czech Republic and Slovakia - Chironomidae Newman, 1834 [online].  
WWW: <http://zoology.fns.uniba.sk/diptera2009/Chironomidae.htm> (20.12. 2009)
- Bitušík P. a Koppová K. (1997): Makrozoobenthos of the glacial lakes in the Low Tatras (West Carpathians): Aquatic insects. *Biologia* 52(2): 227 – 232.
- Boukal D. S., Boukal M., Fikáček M., Hájek J., Klečka J., Skalický S., Šťastný J. a Trávníček D. (2007): Katalog vodních brouků České republiky Catalogue of water beetles of the Czech Republic (Coleoptera: Sphaeriusidae, Gyrinidae, Haliplidae, Noteridae, Hygrobiidae, Dytiscidae, Helophoridae, Georissidae, Hydrochidae, Spercheidae, Hydrophilidae, Hydraenidae, Scirtidae, Elmidae, Dryopidae, Limnichidae, Heteroceridae, Psephenidae). *Klapalekiana*, 43: 1-289.
- Brett M. T. (1989): Zooplankton communities and acidification processes (a review). *Water Air Soil Poll.* 44, 387 – 414. In: Lampert W. a Sommer U. (1997): *Limnology: the ecology of lakes and streams*. Oxford University Press, New York. 382 s, 321 – 324.
- Collins N. C., Zimmerman A. P. a Knoechel R. (1981): Comparisons of benthic infauna and epifauna biomasses in acidified and nonacidified Ontario lakes. In: Bitušík P. a Koppová K. (1997): *Makrozoobenthos of the glacial lakes in the Low Tatras (West Carpathians): Aquatic insects*. *Biologia* 52(2): 227 – 232.
- Dangles O. J. a Guérol F. A. (2000): Structural and functional responses of benthic macroinvertebrates to acid precipitation in two forested headwater streams (Vosges Mountains, northeastern France). *Hydrobiologia* 418: 25 – 31.
- Driscoll C. T. (1984): A procedure for the fractionation of aqueous aluminium in dilute waters. *International Journal of Environmental Analytische Chemie* 16: 93 – 104. In: Stuchlík E., Horecký J., Kopáček J. a Vrba J. (2004): Vyhodnocení a vývoj hydrobiologických parametrů na vybraných lokalitách povrchových vod, včetně lokalit sledovaných v rámci ICP pro povrchové vody (závěrečná zpráva). 30 s.
- Eriksson M. O. G., Henrikson L., Nilsson B. I., Nyman G., Oscarson H. G., Stenson A. E. a Larsson K. (1980): Predator-prey relations important for the biotic changes in acidified lakes. *Ambio* 9, 248 – 249. In: Lampert W. a Sommer U. (1997): *Limnology: the ecology of lakes and streams*. Oxford University Press, New York. 382 p, 321 – 324.

- Evans C.D., Cullen J. M., Alewell C., Kopáček J., Marchetto A., Moldan F., Prechtel A., Rogora M., Veselý J. a Wright R. (2001): Recovery from acidification in European surface waters. *Hydrology and Earth System Sciences* 5(3): 283 – 297.
- Fittkau E. J. a Roback S. S. (1983): 5. The larvae of Tanyptodinae (Diptera: Chironimidae) of the Holarctic region – Keys and diagnoses. *Entomologica scandinavica Supplement* 19: 33 – 110.
- Fölster J., Andrén C., Bishop K., Buffam I., Cory N., Goedkoop W., Holmgren K., Johnson R., Laudon H. a Wilander A. (2007): A novel environmental quality criterion for Acidification in Swedish Lakes – An Application of Studies on the Relationship Between Biota and Water Chemistry. *Water, Air and Soil Pollution* 7: 331 – 338.
- Fott J., Pražáková M., Stuchlík E. a Stuchlíková Z. (1994): Acidification of lakes in Šumava (Bohemia) and in the High Tatra Mountains (Slovakia). *Hydrobiologia* 274: 37 – 47.
- Frost S. (1971): Evaluation of kicking technique for sampling stream bottom fauna. *Canadian Journal of Zoology* 49: 167 – 173.
- Guérol F., Vein D., Jacquemin G. a Moreteau J.-C. (1993): Impact de l'acidification des ruisseaux vosgeins sur la biodiversité de la macrofaune benthique. *C. R. Acad. Sci. Paris, Science de la vie* 316: 1388 – 1392.
- Guérol F., Vein D., Jacquemin G. a Pihan J.C. (1995): The macroinvertebrate communities of streams draining a small granitic catchment exposed to acidic precipitations (Vosges Mountains, northeastern France). *Hydrobiologia* 300/301: 141 – 148.
- Halvorsen G.A., Eriksson L., Heegaard E., Raddum G.G., Skjelkvåle B.L., a Wilander A. (2005): Increasing evidence of biological recovery in acidified Scandinavian lakes and rivers. *Sborník z konference Acid Rain, Praha*.
- Hamerlík L. (2007): Taxocenózy pakomárovitých (Diptera: Chironomidae) litorálu, přítoku a odtoku troch vysokotatranských jazier. *Dizertačná práca. Technická Univerzita vo Zvolene*. 111 s.
- Hendrey G. R. a Wright R. F. (1976): Acid precipitation in Norway: Effects on aquatic fauna. *Journal of Great Lakes Research* 2: 192 – 207.
- Henrikson A., Lein L., Rosseland B. O., Traaen T. S. a Sevaldrup I. S. (1989): Lake acidification in Norway: present and predicted fish status. *Ambio* 18, 314 – 321. In: Lampert W. a Sommer U. (1997): *Limnology: the ecology of lakes and streams*. Oxford University Press, New York. 382 s, 321 – 324.
- Herrmann J., Degerman E., Gerhardt A., Johansson C., Lingdell P.-E. a Muniz I. P. (1993): Acid-stress effects on stream biology. *Ambio* 22 (5): 298 – 307.
- Horecký J. (2003): Zhodnocení vlivu kyselá atmosférické depozice na chemizmus a oživení horských potoků v ČR. *Dizertační práce. Univerzita Karlova, Praha*. 69 s.

- Horecký J., Stuchlík E., Chvojka P., Bitušík P., Liška M., Pšenáková P. a Špaček J. (2002): Effects of acid atmospheric deposition on chemistry and benthic macroinvertebrates of forest streams in the Brdy Mts (Czech Republic). *Acta Societatis Zoologicae Bohemicae* 66: 189 – 203.
- Horecký J., Stuchlík E., Chvojka P., Hardekopf D. W., Mihaljevič M. a Špaček J. (2006): Macroinvertebrate community and chemistry of the most atmospherically acidified streams in the Czech Republic. *Water, Air, and Soil Pollution* 173: 261 – 272.
- Horsák M. a Hájek M. (2003): Composition and species richness of mollusc communities in relation to vegetation and water chemistry in the Western Carpathian spring fens: the poor-rich gradient. *Journal of Molluscan Studies* 69: 349 – 357.
- Hořická Z. (2006): Dlouhodobé změny systémů nádrží – povodí v oblastech Šumavy, Jizerských hor a Tater postižených kyselou atmosferickou depozicí. *Doktorská práce, PřF UK, Praha*. 32 s.
- Hrkal Z. a Zelinka Z. (2004): Jde Šumava po stopách Krušných hor? Srovnání vlivu acidifikace. *Silva Gabreta* 10: 151 – 164.
- Hruška J., Oulehle F., Krám P. a Skořepová I. (2009): Účinky kyselého deště na lesní a vodní ekosystémy 2. Vliv depozice síry a dusíku na půdy a lesy. *Živa* 3: 141 – 144.
- Chvojka P. (2008): Chrostíci (Trichoptera) Jizerských hor a Frýdlantska. *Sborník Severočeského Muzea* 26: 49 – 77.
- Chvojka P. a Komzák P. (2008): The history and present state of Trichoptera research in the Czech Republic. *Ferrantia* 55: 11 – 21.
- Keller W., Yan N. D., Gunn J. M. a Heneberry J. (2007): Recovery of Acidified Lakes: Lessons From Sudbury, Ontario, Canada. *Water, Air and Soil Pollution: Focus* 7: 317 – 322.
- Kopáček, J., Hejzlar, J., Stuchlík, E., Fott, J. a Veselý, J. (1998): Reversibility of acidification of mountain lakes after reduction in nitrogen and sulphur emissions in Central Europe. *Limnology and Oceanography* 43(2): 357-361.
- Kopáček, J., Hejzlar, J., Borovec, J., Porcal, P. a Kotorová, I. (2000): Phosphorus inactivation by aluminum in the water column and sediments: Lowering of in-lake phosphorus availability in an acidified watershed-lake ecosystem. *Limnology and Oceanography* 45(1): 212–225.
- Kopáček, J., Hejzlar, J., Kaňa, J., Porcal, P. (2001a): Faktory ovlivňující chemismus šumavských jezer. *Aktuality šumavského výzkumu*, p.63 – 66.
- Kopáček J., Veselý J. a Stuchlík E. (2001b): Sulphur and nitrogen fluxes and budgets in the Bohemian Forest and Tatra Mountains during the Industrial Revolution (1850 – 2000). *Hydrology and Earth System Sciences* 5: 391 – 405.

- Kopáček J., Stuchlík E., Veselý J., Schaumburg J., Anderson I. C., Fott J., Hejzlar J. a Vrba J. (2002): Hysteresis in reversal of central European mountain lakes from atmospheric acidification. *Water, Air and Soil Pollution: Focus* 2: 91 – 114.
- Kopáček J. a Veselý J. (2005): Sulfur and nitrogen emissions in the Czech Republic and Slovakia from 1850 till 2000. *Atmospheric Environment* 39: 2179 – 2188.
- Krno I. (1998): Pošvatky (Plecoptera) Slovenska. Zborník z hydrobiologického kurzu '98, Bratislava: 34 – 62.
- Krno I., Šporka F., Bulánková E., Tirjaková E., Illová M., Štefková E., Tomajka J., Halgoš J., Bitušik P., Illéšová D. a Lukáš J. (1998): The influence of organic inputs, acidification and fluctuating discharge on a spring ecosystem. *Advances in River Bottom Ecology*: 99 – 106.
- Krno I. (2004): Nemouridae (Plecoptera) of Slovakia: autoecology and distribution, morphology of nymphs. *Entomological Problems* 34 (1-2): 125 – 138.
- Kullberg A. (1992): Benthic macroinvertebrate community structure in 20 streams of varying pH and humic content. *Environmental Pollution* 78: 103 – 106.
- Lampert W. a Sommer U. (1997): *Limnology: the ecology of lakes and streams*. Oxford University Press, New York. 382 s, 321 – 324
- Ledger M. E. a Hildrew A. G. (2005): The ecology of acidification and recovery: changes in herbivore-algal food web linkages across a stream pH gradient. *Environmental Pollution* 137: 103 – 118.
- Lepori F., Barbieri A. a Ormerod S. J. (2003): Effects of episodic acidification on macroinvertebrate assemblages in Swiss Alpine streams. *Freshwater Biology* 48: 1873 – 1885.
- MacKereth F. J. H., Heron J. a Talling J. F. (1978): *Water analysis: Some revised methods for limnologists*. FBA Scientific publication no. 36. 120 s. In: Stuchlík E., Horecký J., Kopáček J. a Vrba J. (2004): Vyhodnocení a vývoj hydrobiologických parametrů na vybraných lokalitách povrchových vod, včetně lokalit sledovaných v rámci ICP pro povrchové vody (závěrečná zpráva). 30 s.
- Masters Z., Peteresen I., Hildrew A. G. a Ormerod S. J. (2007): Insect dispersal does not limit the biological recovery of streams from acidification. *Aquatic Conserv: Marine and Freshwater Ecosystems* 17: 375 – 383.
- Mejer, V., Bernard, J. Cosby, Kopček, J. a Veselý, J. (2003): Modelling reversibility of Central European mountain lakes from acidification: Part I- The Bohemian Foreset. *Hydrology and Earth System Sciences* 7(4): 494 – 509.
- Miller J. R. a Andelman J. B. (1987): Speciation of aluminium in an acidic mountain stream. *Water Research* 21 (8): 999 – 1005

- Nedbalová L., Vrba J., Fott J., Kohout L., Kopáček J., Macek M. & Soldán T. (2006): Biological recovery of the Bohemian Forest lakes from acidification. *Biologia* 61 (20): 453 – 465.
- Økland J. a Økland K. A. (1986): The effects of acid deposition on benthic animals in lakes and streams. *Experientia* 42: 471 – 486.
- Oksanen, J., Kindt R., Legendre P., O'Hara B., Simpson G.L., Solymos P., Henry M., Stevens H. a Wagner H. (2009) vegan: Community Ecology Package. R package version 1.15 – 2.
- Orendt C. (1998): Macroinvertebrates and diatoms as indicators of acidification in forest spring brooks in a region of eastern Germany (Liepzig-Halle-Bitterfeld) highly impacted by industrial activities. *Archiv für Hydrobiologie* 143 (4): 435 – 467.
- Orendt C. (1999): Chironomids as bioindicators in acidified streams: a contribution to the acidity tolerance of Chironomid species with a classification in sensitivity classes. *International Review of Hydrobiology* 84: 439 – 449.
- Prechtel A., Alewell C., Armbruster M., Bittersohl J., Cullen J. M., Evans C. D., Helliwell R., Kopáček J., Marchetto A., Matzner E., Meesenburg H., Moldan F., Moritz K., Veselý J. a Wright R.F. (2001): Response of sulphur dynamics in European catchments to decreasing sulphate deposition. *Hydrology and Earth System Sciences* 5: 311–325.
- R\_Development\_Core\_Team. (2008): R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria.
- Raddum G. (1980): Comparison of benthic invertebrates in lakes with different acidity. 330 – 331. In: Bitušík P. a Koppová K. (1997): Makrozoobentos of the glacial lakes in the Low Tatras (West Carpathians): Aquatic insects. *Biologia* 52(2): 227 – 232.
- Rosemond A. D., Reice S. R., Elwood J. W. a Mulholland P. J. (1992): The effects of stream acidity on benthic invertebrate communities in the south-eastern United States. *Freshwater Biology* 27: 193 – 209.
- Rosseland B. O. a Staurnes M. (1994): Physiological mechanisms for toxic effects and resistance to acidic water: An ecophysiological and ecotoxicological approach. acidification of freshwater ecosystems: Implications for the future. 227 – 246.
- Rozkošný R. (ed.) (1980): Klíč vodních larev hmyzu. Academia, Praha. 524 s.
- Rucki J. (2007): Makrozoobentos dlouhodobě sledovaných toků s různým stupněm ovlivnění atmosférickou acidifikací. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, Ústav pro životní prostředí. 56 s.
- Růžičková J. (1998): Společenstvo vodního hmyzu v Šumavských tocích s různým stupněm acidifikace. *Silva Gabreta* 2: 199 – 209.
- Seno T. (2009): Makrozoobentos acidifikovaných přítoků a odtoků šumavských jezer. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, Ústav pro životní prostředí. 61 s.

- Scheibová D. a Helešic J. (1999): Hydrobiological assessment of stream acidification in the Czech-Moravian Highland, Czech Republic. *Scripta Fac.Sci.Nat. Univ. Masaryk, Brno* 25: 13 – 32.
- Soldán T., Zahrádková S., Helešic J., Dušek L. a Landa V. (1998): Distributional and Quantitative Patterns of Ephemeroptera and Plecoptera in the Czech Republic: A Possibility of Detection of Long-term Environmental Changes of Aquatic Biotopes. *Folia, Brno*. 305 s.
- StatSoft, Inc. (2007). STATISTICA (data analysis software system), version 8.0. [www.statsoft.com](http://www.statsoft.com).
- Straka M. a Sychra J. (2007): Determinační kurz makrozoobentosu: Coleoptera. Ústav botaniky a zoologie Přírodovědecké fakulty Masarykovy univerzity a Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, Brno. 96 s.
- Stuchlík E., Horecký J., Kopáček J. a Vrba J. (2004): Vyhodnocení a vývoj hydrobiologických parametrů na vybraných lokalitách povrchových vod, včetně lokalit sledovaných v rámci ICP pro povrchové vody (závěrečná zpráva). 30 s.
- Szczesny B. (1990): Benthic macroinvertebrates in acidified streams of the Swietokrzyski National Park (central Poland). *Acta hydrobiologica* 32: 155 – 169.
- Špaček J. (nepublikováno): Klíč k určování larev rodu *Sialis* v ČR (předběžná verze), 4 p.
- Ter Braak C. F. J. a Šmilauer P. (2002): CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination. Version 4.5 Microcomputer Power (Ithaca NY, USA), 500pp.
- Tipping E., Bass J. A. B., Hardie D., Haworth E. Y., Hurley M. A. a Wills G. (2002): Biological responses to the reversal of acidification in surface waters of the English Lake District. *Environmental Pollution* 116: 137 – 146.
- UN-ECE (1999): The 1999 Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone. Document ECE/ EB.AIR/67, United Nations Economic commission for Europe, New York and Geneva. In: Evans C.D., Cullen J. M., Alewell C., Kopáček J., Marchetto A., Moldan F., Prechtel A., Rogora M., Veselý J. a Wright R. (2001): Recovery from acidification in European surface waters. *Hydrology and Earth System Sciences* 5(3): 283 – 297.
- Ungermanová L. (2009): Makrozoobentos litorální zóny acidifikovaných šumavských jezer. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, Ústav pro životní prostředí. 53 s.
- Ventura M. a Harper D. (1996): The impacts of acid precipitation mediated by geology and forestry upon upland stream invertebrate communities. *Archiv für Hydrobiologie* 138 (2): 161 – 173.
- Veselý J. (1994): Investigation of the nature of the Šumava lakes: a review. *Časopis Národního muzea, Řada přírodovědná, Praha*. 163:103 –120.

- Veselý J., Majer V., Kopáček J. a Norton S. A. (2003): Increasing temperature decreases aluminum concentrations in central European lakes recovering from acidification. *Limnology and Oceanography* 48 (6): 2346 – 2354.
- Vranovský M., Krno I., Šporka F. a Tomajka J. (1994): The effect of anthropogenic acidification on the hydrofauna of the lakes of the West Tatra Mountains (Slovakia). *Hydrobiologia* 274: 163 – 170. In: Hamerlík L. (2007): Taxocenózy pakomárovitých (Diptera: Chironomidae) litorálu, prítoku a odtoku troch vysokotatranských jazier. Dizertačná práca. Technická Univerzita vo Zvolene. 111 s.
- Vrba J., Fott J. a Kopáček J. (2000): Long-term limnological research of the Bohemian Forest lakes and their recent status. *Silva Gabreta* 4: 7 –28.
- Vrba J., Kopáček J. a Fott J. (2002): Šumavská ledovcová jezera na prelomu tisíciletí. *Živa* 6: 265 – 269.
- Vrba J., Kopáček J., Fott J., Kohout L., Nedbalová L., Pražáková M., Soldán T., Schaumburg J.(2003): Long-term studies (1871–2000) on acidification and recovery of lakes in the Bohemian Forest (central Europe), *The Science of the Total Environment* 310: 73–85.
- Vrba J., Fott J., Kohout L. a Kopáček J. (2005): Recent recovery of acidified lakes in the Bohemian Forest. *Sborník z konference Acid Rain, Praha*.
- Vrba J., Kopáček J., Bittl T., Nedoma J., Štrojsová A., Nedbalová L., Kohout L. a Fott J. (2006): A key role of aluminium in phosphorus availability, food web structure, and plankton dynamics in strongly acidified lakes. *Biologia* 61 (20): 441 – 451.
- Vrba, J., Fott, J., Kopáček, J., Nedbalová, L., Čtvrtlíková, M. a Šantrůčková, H. (2009): Deset let komplexního výzkumu zotavování šumavských jezer a jejich povodí z acidifikace. *Sborník příspěvků 15.konference České limnologické společnosti a Slovenskej limnologickej spoločnosti, Třeboň*.
- Wathne B. a Patrick S. T. (1994): AL:PE 1 report for the period April 1991 – April 1993 (preliminary). Univ. College. London. 318 s. In: Bitušík P. a Koppová K. (1997): Makrozoobenthos of the glacial lakes in the Low Tatras (West Carpathians): Aquatic insects. *Biologia* 52(2): 227 – 232.
- Waringer J. a Graf W. (1997): *Atlas der Österreichischen Köcherfliegenlarven unter Einschluß der angrenzenden Gebiete*. Facultas-Univ.-Verl., Wien. 288 s.
- Winterbourn M. J. a McDiffett W. F. (1996): Benthic faunas of streams of low pH but contrasting water chemistry in New Zealand. *Hydrobiologia* 341: 101 – 111.

## **Přílohy:**

**Příloha č. 1:** Fotografie sledovaných lokalit.

**Příloha č. 2:** Prostorová a časová variabilita společenstva makrozoobentosu na odběrových úsecích Jezerní potok LA a Jezerní potok CT.

**Příloha č. 3:** Průměrné abundance výskytu taxonů v odběrových úsecích Jezerní potok LA a Jezerní potok CT.

**Příloha č. 4:** Roční průběh hodnot pH, KNK, koncentrace  $Al_i$  a DOC (2005 – 2009); převzato z dat J. Kopáčka.

**Příloha č. 1:**  
Fotografie sledovaných lokalit



Čertovo jezero



Jezerní potok CT,  
odběrový profil CT-0,9



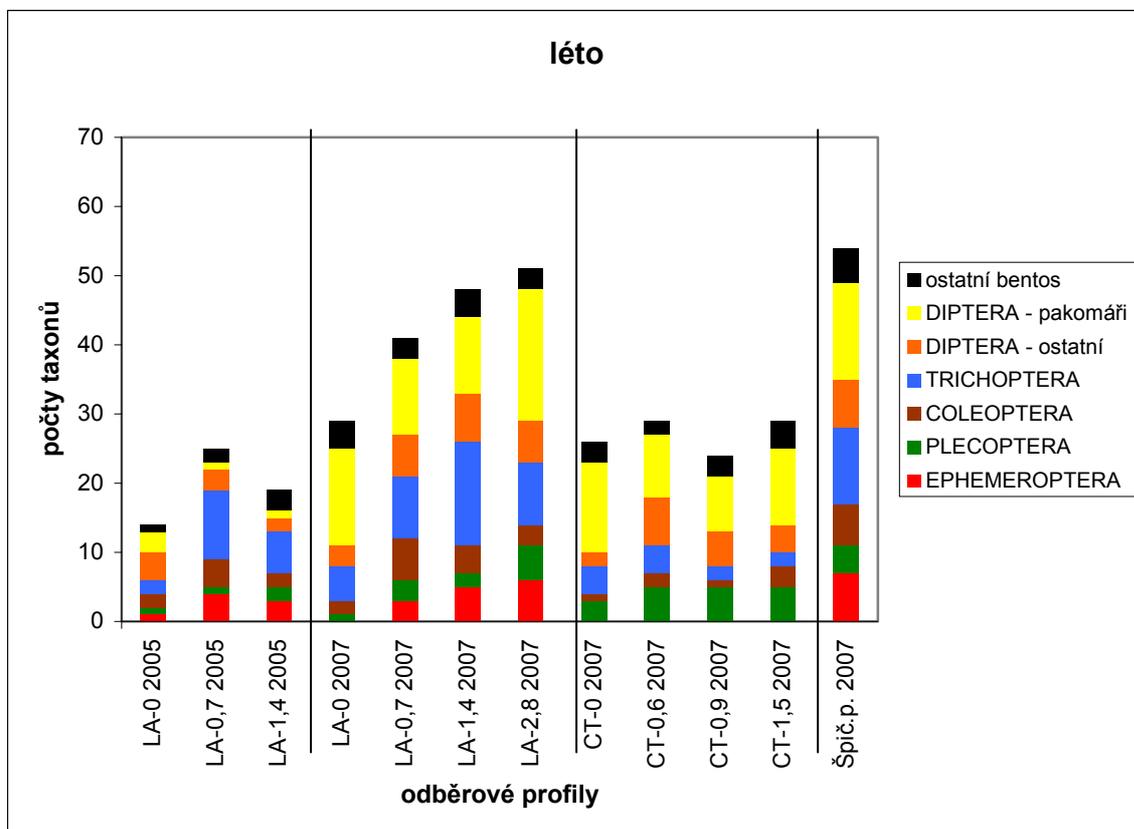
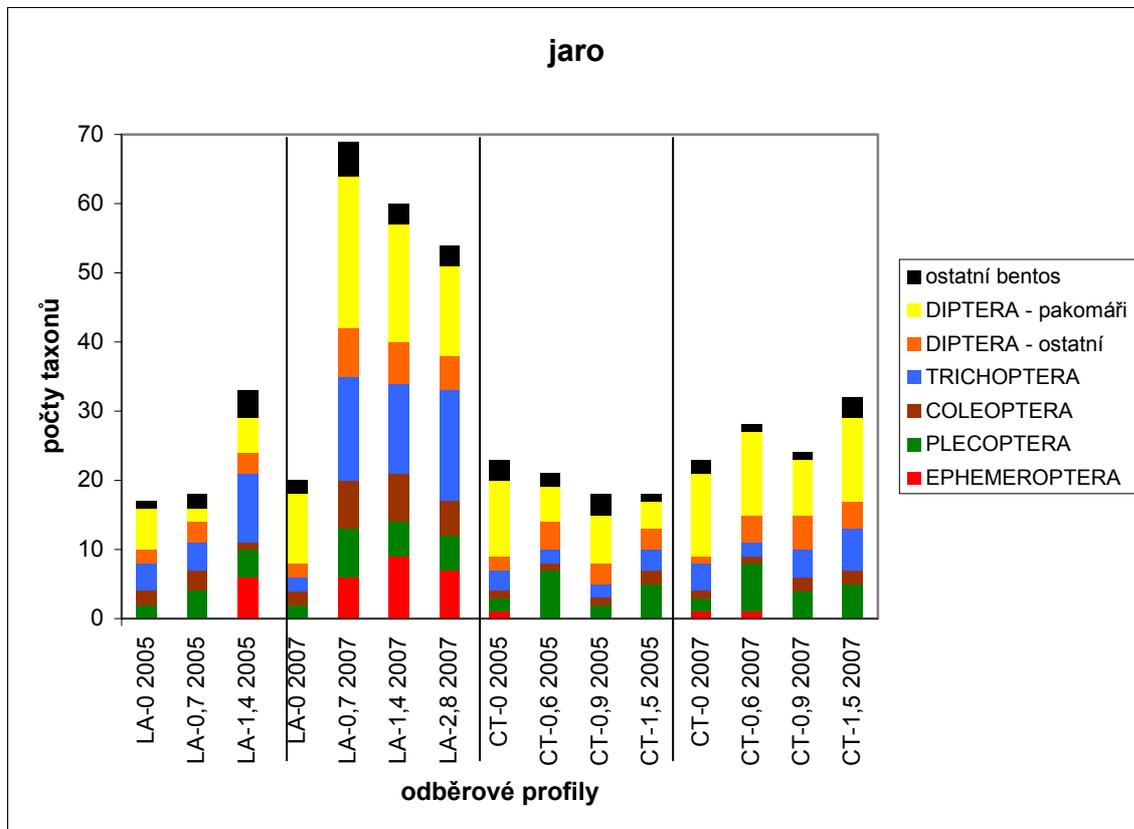
Jezero Laka



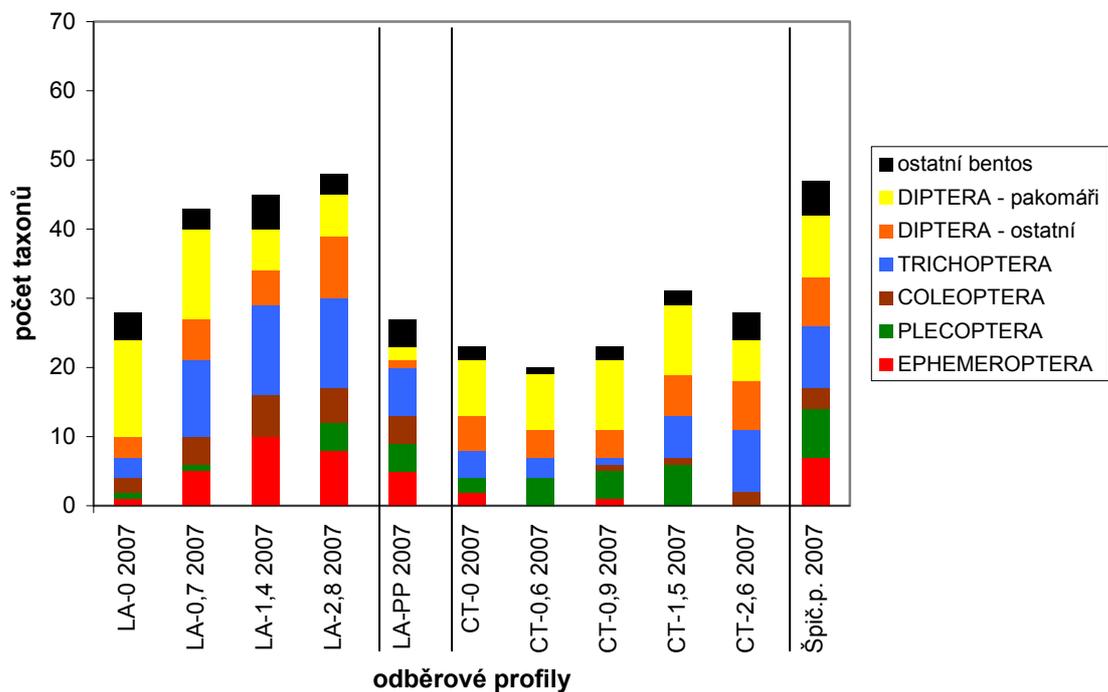
Jezerní potok LA,  
odběrový profil LA-0,6

## Příloha č. 2:

Prostorová a časová variabilita společenstva makrozoobentosu na odběrových úsecích Jezerní potok LA a Jezerní potok CT.



podzim







taxon	LA 0		LA 0,7		LA 1,4		LA 2,8	LA - PP	CT 0		CT 0,6		CT 0,9		CT 1,5		CT 2,6	Špič. p.	
	2005	2007	2005	2007	2005	2007	2007	2007	2005	2007	2005	2007	2005	2007	2005	2007	2007	2007	
<i>Elmis cf. aenea</i> Lv. (Ph. Müller, 1806)						0,7	0,3												
<i>Elmis latreillei</i> Ad. Bedel, 1878			0,5	0,3		0,7	0,3				0,3								
<i>Elmis latreillei</i> Lv. Bedel, 1878			0,5	1,7		2,3	1,3	4,0			1,0		0,3						
<i>Elmis cf. rioloides</i> Ad. (Kuwert, 1890)				0,3		0,3	0,3												
<i>Esolus angustatus</i> Ad. (Ph. Müller, 1821)						0,3													
<i>Esolus angustatus</i> Lv. (Ph. Müller, 1821)						0,7	1,3												
<i>Limnius perrisi</i> Ad. (Dufour, 1834)		1,0	3,5	12,7	9,0	18,0	23,0	17,0									1,0	1,5	
<i>Limnius perrisi</i> Lv. (Dufour, 1834)	0,5	0,7	4,0	17,7	2,0	1,7	22,7	22,0					0,7				1,0	22,5	
<i>Hydraena dentipes</i> Ad. Germar, 1842			0,5	2,0		2,7	1,3												2,5
<i>Hydraena gracilis</i> Ad. Germar, 1824				3,3		3,0		3,0									1,0	15,0	
<i>Hydraena saga</i> Ad. Orchymont, 1930																			3,5
<i>Anacaena</i> sp. Lv.																			0,5
<i>Enochrus ochropterus</i> Ad. (Marsham, 1802)	0,5																		
<i>Cercyon</i> sp. Ad.									1,0										
<i>Odeles marginata</i> Lv. (Fabricius, 1798)			0,5	8,3		1,0	0,3	1,0								1,0	0,7		1,0
<b>TRICHOPTERA</b>																			
<i>Rhyacophila dorsalis persimilis</i> McLachlan, 1879		0,7																	
<i>Rhyacophila cf. evoluta</i> McLachlan, 1879				1,7	0,5	0,3		2,0											0,5
<i>Rhyacophila glareosa</i> McLachlan, 1867			0,5	6,0	0,5	6,3		3,0											
<i>Rhyacophila praemorsa</i> McLachlan, 1879			0,5			0,7	0,3												
<i>Rhyacophila tristis</i> Pictet, 1834			0,5	2,3	1,5	5,0	4,3											3,0	0,5
<i>Rhyacophila</i> s. stricto	3,5	4,0	1,5	1,0	0,5	4,0	1,0	1,0	5,0	3,7		0,3	1,0	0,7	1,0	0,3	4,0	1,5	
Rhyacophilidae gen. sp. juv.		2,3		0,7			0,3			1,3	2,0	0,7							
<i>Glossosoma conformis</i> Neboiss, 1963					0,5	2,3	0,3											9,0	2,5
<i>Ptilocolepus granulatus</i> (Pictet, 1834)				2,3							0,3				0,7				
<i>Philopotamus ludificatus</i> McLachlan, 1878				2,7		1,7												1,0	3,0
<i>Plectrocnemia conspersa</i> (Curtis, 1834)	0,5	1,7	0,5			0,7		1,0	19,0	16,0	19,0	23,3	7,0	14,3	3,0	6,0	1,0	0,5	
<i>Hydropsyche saxonica</i> McLachlan, 1884				4,3	1,0	3,0	1,0											1,0	6,0
<i>Phryganea</i> sp. juv.										0,3									
<i>Micrasema minimum</i> McLachlan, 1876							1,3				0,3								
<i>Micrasema longulum</i> McLachlan, 1876						1,0													
<i>Lithax niger</i> (Hagen, 1859)				0,7	1,0	1,7	1,7	2,0										1,0	
<i>Silo pallipes</i> (Fabricius, 1781)						0,3	11,0											12,0	11,5

taxon	LA 0		LA 0,7		LA 1,4		LA 2,8	LA - PP	CT 0		CT 0,6		CT 0,9		CT 1,5		CT 2,6	Špič. p.	
	2005	2007	2005	2007	2005	2007	2007	2007	2005	2007	2005	2007	2005	2007	2005	2007	2007	2007	
Goeridae gen. sp. juv.		0,3					0,3										22,0	8,0	
<i>Crunoecia irrorata</i> (Curtis, 1834)																1,3			
<i>Apatania</i> sp. juv.				1,0			0,3												
<i>Anomalopterygella chauviniana</i> (Stein, 1874)						0,3													
<i>Ecclisopteryx guttulata</i> (Pictet, 1834)							1,3											0,5	
<i>Ecclisopteryx madida</i> (McLachlan, 1867)				1,3	8,0	6,3	4,3	1,0											
<i>Ecclisopteryx</i> sp. juv.							11,7												
<i>Drusus annulatus</i> (Stephens, 1837)			2,5	2,3	2,5	3,7		1,0								0,7		0,5	
<i>Drusus discolor</i> (Rambur, 1842)			1,0	11,7	2,0	11,0	3,0						0,3		0,3			1,0	
Drusinae gen. sp. juv.				4,7		8,7							0,7		0,3		6,0		
<i>Limnephilus</i> cf. <i>rhombicus</i> (Linnaeus, 1758)	0,5																		
<i>Annitella obscurata</i> (McLachlan, 1876)							0,7												
<i>Chaetopterygopsis maclachlani</i> Stein, 1874			0,5	7,3	0,5	8,3	0,3			3,0					0,3			1,5	
<i>Chaetopteryx major</i> McLachlan, 1876			0,5	0,7	2,0		1,0												
<i>Chaetopteryx villosa</i> (Fabricius, 1798)		4,0		0,3		0,7	1,7		0,3		2,0				1,0			0,5	
<i>Pseudopsilopteryx zimmeri</i> (McLachlan, 1876)			1,0			0,3	2,0				1,3		1,3						
<i>Allogamus auricollis</i> (Pictet, 1834)						0,3	5,7												
<i>Allogamus uncatus</i> (Brauer, 1857)						0,7	0,7							2,0					
<i>Halesus</i> sp.	0,5						1,3												
<i>Melampophylax nepos</i> (McLachlan, 1880)									0,3										
<i>Potamophylax</i> cf. <i>luctuosus</i> (Piller & Mitterpacher, 1783)			0,5		0,5													3,0	
<i>Potamophylax</i> sp.				0,3			0,7									1,3	1,0		
Limnephilinae gen. sp. juv.	1,5	7,0	6,0	11,7	2,5	12,3	32,3	2,0		1,3	6,0	4,3	9,0	1,7	3,0	3,0		8,0	
<i>Sericostoma</i> sp.		0,3	0,5	2,0	2,0	3,3	3,0											2,5	
<i>Odontocerum albicorne</i> (Scopoli, 1763)	0,5	2,7		0,3			1,3												
<i>Molanna nigra</i> (Zetterstedt, 1840)										0,3									
<i>Mystacides azurea</i> (Linné, 1761)									2,0	5,0									
<b>DIPTERA - ostatní</b>																			
<i>Tipula saginata</i> Bergroth, 1891																			
Tipulidae gen. sp. juv.							0,3												0,5
<i>Savtshenkia</i> cf. <i>cheethami</i> Edwards, 1924															1,0				
<i>Eloeophila</i> cf. <i>mundata</i> (Loew, 1871)																0,3			
<i>Eloeophila</i> sp.	0,5	1,3	1,0	1,7		4,3	6,3										1,0		1,5

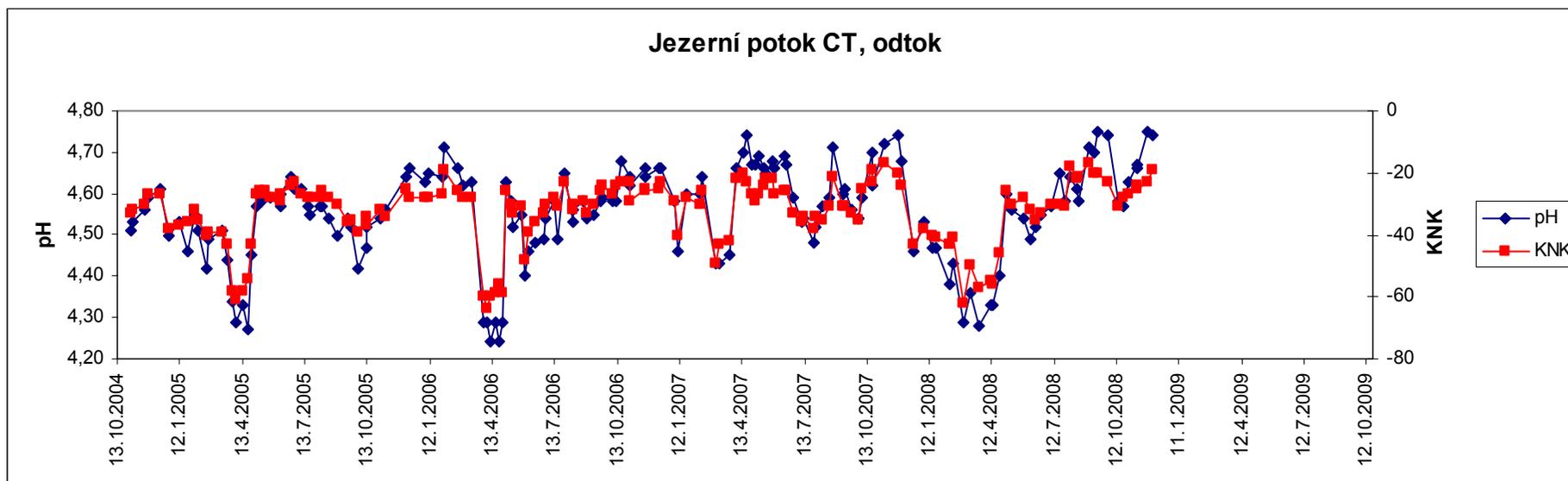
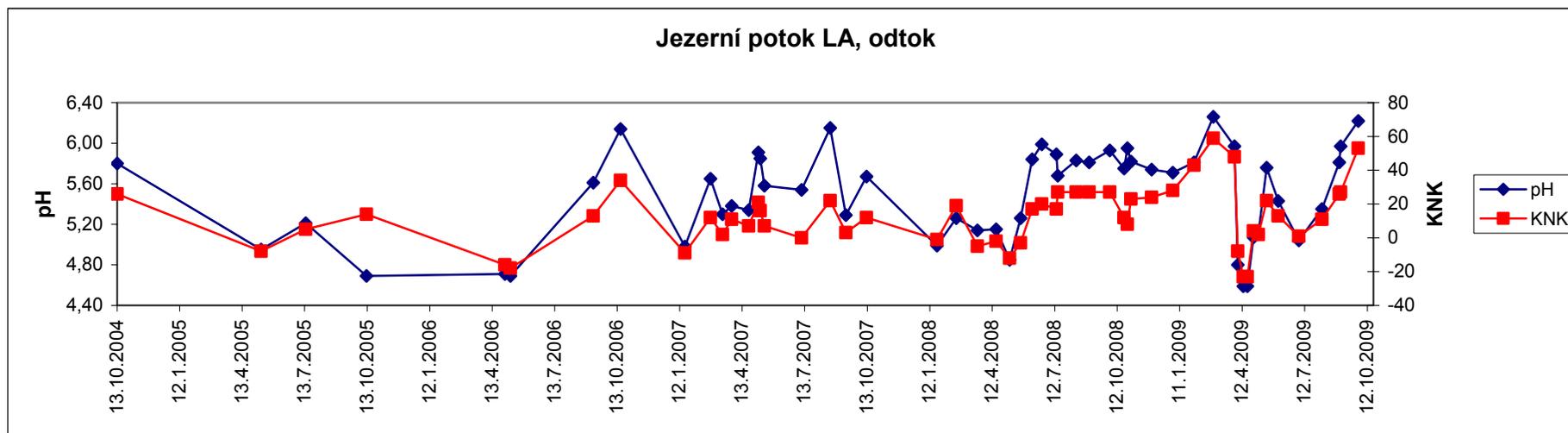
taxon	LA 0		LA 0,7		LA 1,4		LA 2,8	LA - PP	CT 0		CT 0,6		CT 0,9		CT 1,5		CT 2,6	Špič. p.	
	2005	2007	2005	2007	2005	2007	2007	2007	2005	2007	2005	2007	2005	2007	2005	2007	2007	2007	
<i>Hexatoma</i> sp.							0,3												
<i>Limnophila</i> sp.									1,0		0,3								
<i>Molophilus</i> sp.							0,7								0,7				2,0
<i>Dicranota</i> sp.	1,0	1,7	1,0	3,7	2,0	6,0	7,7	1,0		0,3	4,0	5,0	4,0	5,7	3,3	15,0			9,0
<i>Pedicia</i> sp.	0,5		0,5				0,3			0,3		0,7			0,3				
<i>Berdeniella</i> sp.				5,0			0,3										2,0		1,5
<i>Psychoda</i> cf. <i>phalaenoides</i> (Linnaeus, 1758)															0,3				
Psychodidae gen. sp. juv.				2,0		1,0	0,7				0,7		0,3				1,0		4,5
<i>Liponeura</i> sp. juv.							0,3												
Ceratopogoninae gen. sp.		0,7		1,3		1,7	2,0			1,7	1,0	17,0	1,0	1,0	2,3	1,0			1,0
<i>Chelifera</i> sp.		0,3		3,3	1,5	1,0	0,3								0,7				1,0
<i>Clinocera/Wiedemannia</i> sp.				1,7			0,3				2,0	1,0			0,7				0,5
Cecidomyiidae gen. sp. juv.										0,3									
Culicidae gen.sp. juv																1,0			
<i>Dixa</i> sp.				0,7															
Simuliidae gen. sp.	149,5	25,7	5,0	32,3	4,5	15,3	3,0		163,0	117,0	3,0	32,0	22,0	45,3	25,0	5,3	14,0		21,0
<b>DIPTERA - pakomáři</b>																			
<i>Chironomus</i> sp.	0,5									1,0	0,7		1,3						
<i>Dicrotendipes</i> sp.										5,0	1,3								
<i>Endochironomus albicorne</i>		0,3								43,0	14,3								
<i>Glyptotendipes</i> sp.										1,0	63,3								
<i>Phaenopsectra</i> sp.		0,7									6,7								
<i>Polypedilum albicorne</i> (Meigen, 1838)		1,0		3,0			1,3				6,3	1,0	3,3	1,0	15,7		45,7		1,5
<i>Polypedilum</i> cf. <i>convictum</i> (Walker, 1856)				0,7															
<i>Polypedilum laetum</i> (Meigen, 1818)																			0,3
<i>Polypedilum</i> cf. <i>pedestre</i> (Meigen, 1830)							0,3												
<i>Polypedilum</i> sk. <i>scalaenum</i>		1,3																	1,7
Chironomini gen. sp.			0,5																
<i>Micropsectra</i> sk. <i>praecox</i>		3,3	1,5	18,7	23,0	37,0	33,0												79,5
<i>Micropsectra</i> sk. <i>trivialis</i>	7,0	213,0		1,0		22,0	2,7		19,0	141,3	68,0	223,0	13,0	24,7	2,0	98,3	29,0		0,5
<i>Paratanytarsus</i> sp.		0,3																	6,5
<i>Stempellinella brevis</i> (Edwards, 1929)		9,0		21,3							2,3					62,3			
<i>Tanytarsus</i> sp.		1,7		13,3		7,3	9,0	6,0	44,0	29,7				0,3					0,5



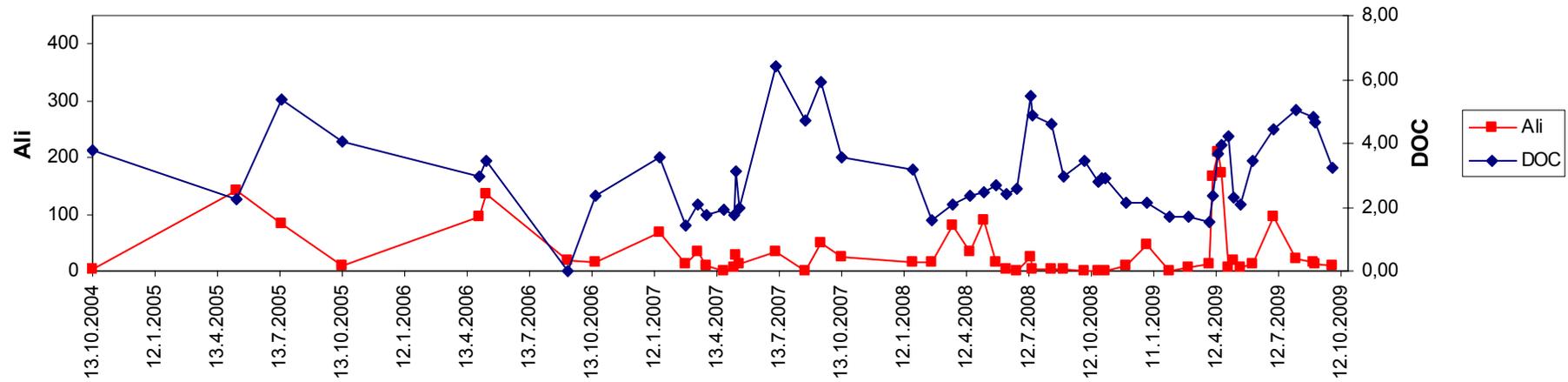


#### Příloha č. 4:

Roční průběh hodnot pH, KNK, koncentrace Al<sub>i</sub> a DOC (2005 – 2009) na odtocích z jezera Laka a Čertova (profily LA 0 a CT 0, viz tab. 1 a 2).



### Jezerní potok LA, odtok



### Jezerní potok CT, odtok

