

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
PŘÍRODOVĚDECKÁ FAKULTA



**Přírodovědecká
fakulta**
Faculty
of Science

Diplomová práce

**Ekologie fyto-bentosu tůní vznikajících v průběhu jarní záplavy v úseku
horní Lužnice**

Vypracoval: Ing. Lukáš Veselý

Vedoucí práce: doc. Ing. Josef Elster CSc.

České Budějovice 2013

Veselý L., 2012: Ekologie fyto Bentosu tůní vznikajících v průběhu jarní záplavy v úseku horní Lužnice [Ecology of phytobenthos in pools arising during the spring flood in the upper part of the river Lužnice. MSc. Thesis, in Czech] – 35 pp, Faculty of Science, the University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic

Anotace: A system of pools arises in the upper part of the Lužnice river during the spring flood. This study describes inter-annual development of phytobenthos in the floodplain system of the Lužnice River, including temporary/permanent pools during spring flood.

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

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

V Českých Budějovicích dne: 13.12.2013

.....

Lukáš Veselý

Poděkování

V první řadě bych chtěl poděkovat svému školiteli za jeho cenné rady a připomínky, bez nichž by tato práce nemohla vzniknout a jeho ženě za jazykovou kontrolu. Dále bych rád poděkoval Kateřině Machové, Tereze Francírkové a Monice Kyrbergerové za poskytnutí dat z jejich měřených sezón. Také bych chtěl poděkovat Petru Šmilauerovi a Arnaudovi Sentisovi za cenné rady při statistickém vyhodnocení dat. Mé poděkování patří i Povodí Vltavy s.p. a ČHMÚ za poskytnutí dat do mých analýz a Grantové agentuře ČR za poskytnuté finance na výzkum říční nivy (GAČR 526/00/1442). Můj dík také patří kolegům z Centra polární ekologie, kteří mi dali cenné rady v oblasti ekologie sinic, řas a chemie vody. V neposlední řadě bych také rád poděkoval své přítelkyni a rodině za jejich podporu při tvorbě této práce.

Obsah

1. Úvod	1
2. Cíle práce	3
3. Literární přehled	3
3.1 Říční niva	3
3.2 Co je to perifyton	4
3.2.1 Perifyton říční nivy	5
3.3 Úloha perifytonu jako prvního jarního producenta v zaplavované nivě	7
3.4 Sukcese sinic a řas v průběhu zimní a jarní povodně	8
3.5 Faktory ovlivňující perifyton vznikající při jarní záplavě	10
3.5.1 Teplota vody	10
3.5.2 Délka záplavy	10
3.5.3 Živiny	11
3.5.4 Herbivorie	11
4. Materiál a metodika	13
4.1 Popis studované oblasti	13
4.2 Postup při vzorkování dočasných a trvalých tůní říční nivy řeky Lužnice	13
4.2.1 Stanovení chlorofylu <i>a</i>	14
4.2.2 Stanovení obsahu bezpopelné sušiny ve vzorku	15
4.2.3 Chemické analýzy	15
4.2.4 Determinace sinic a řas a stanovení počtu buněk na cm²	16
4.2.5 Druhová diverzita	17
4.2.6 Meteorologická data, průtoky vody v jednotlivých letech a teplotní režim sledovaných lokalit	17
4.2.7 Statistické hodnocení	17
4.2.7.1 Příslušnost druhů k jednotlivým lokalitám a Environmentálním faktorům prostředí	18
4.2.6.2 Druhová diverzita	18
4.2.7.3 Chlorofyl <i>a</i> bezpopelná sušina	19

5. Výsledky	20
5.1 Průběhy povodní v jednotlivých letech	20
5.2 Příslušnost druhů ke sledovaným lokalitám a faktorům prostředí	21
5.3 Druhová diverzita	26
5.4 Chlorofyl <i>a</i> a bezpopelná sušina	28
6. Diskuze	30
6.1 Příslušnost druhů k jednotlivým lokalitám a faktorům prostředí	31
6.2 Druhová diverzita	32
6.3 Chlorofyl <i>a</i> a bezpopelná sušina	33
7. Závěr	35
8. Seznam použité literatury	
9. Přílohy	

1. Úvod

Řasy jsou nedílnou součástí všech ekosystémů, vodních i terestrických naší planety (Round a kol. 1984). Ve vodních ekosystémech, jak mořských, tak sladkovodních, patří sinice a řasy k významné produktivní složce prostředí a ta je navázána na celý trofický systém daného ekosystému (Round a kol. 1984; Wiencke a kol. 2011). Ve výzkumu vodních ekosystémů byla věnována větší pozornost planktonním autotrofním organismům než fytoentosu (Wetzel 2001; Vadeboncoeur a kol. 2002). Tento fakt je dán především metodicky snazším sběrem dat a následnou kvantifikací výsledků (Miller & Reed 1975). Díky tomu je poměrně málo známo o ekologii sladkovodních bentických sinic a řas. Bentické sinice a řasy sladkovodních lentických ekosystémů žijí v relativně malých trvalých nebo dočasných sladkovodních prostředích (jezera, rybníky, tůně) ve srovnání s mořským fytoentosem. Sinice a řasy žijící v těchto sladkovodních ekosystémech si během evoluce vytvořily značnou řadu adaptací a ty jim pomáhají přežít extrémní situace během přechodně nepříznivých podmínek (vymrznutí, vyschnutí, extrémní pH, nedostatek světla atd. (Edlund & Stoermer 1997; Edlund & Spaulding 2006; Hašler a kol. 2008).

Bentické sinice a řasy plní řadu ekologických funkcí, které zásadně ovlivňují celkový stav daného ekosystému (Pouličková a kol. 2008). Do těchto funkcí můžeme zahrnout především biostabilizaci sedimentu, regulaci pohybu minerálních živin mezi dnem a vodním prostředím a produkci organické hmoty (Sas 1989; Wetzel 2001; Jarvie a kol.; Vadeboncoeur a kol. 2002; Spears a kol. 2006). Fytoentos hraje důležitou roli v koloběhu minerálních živin, především v přenosu mezi sedimentem či dnem a volnou vodou (Jarvie a kol. 2002). Bylo zjištěno, že v oligotrofních jezerech, které byly v minulosti eutrofizovány a u kterých byl přísun minerálních živin již zastaven či snížen, hrají bentické sinice a řasy důležitou roli v procesu uvolňování živin ze sedimentu (Sas 1989; Spears a kol. 2006). Bentické sinice a řasy také přispívají ke změně redoxního potenciálu a k nitrifikačně-denitrifikačním procesům sedimentu (Carlton & Wetzel 1988). Současně díky vyššímu obsahu kyslíku blízko dna (Dodds 2003) dochází k pomalejšímu uvolňování minerálních živin ze dna sladkovodních biotopů do volné vody a tím ke snížení zátěže vodního prostředí nadbytkem minerálních živin (Round a kol. 1984).

Sinice a řasy patří k základním stavebním jednotkám vodního trofického řetězce. Příjmem minerálních látek a energie slunečního záření vytváří organickou hmotu, která je spotřebovávána konzumenty, jak obratlovci, tak bezobratlými živočichy (Round a kol. 1984;

Wiencke 2011). Ačkoliv vodní ekosystémy patří k nejvíce člověkem ovlivněnému prostředí (Vitousek a kol. 1997), sinice a řasy zůstávají významnými primárními producenty (Lamberti, 1996; Pouličková a kol. 2008; Clesceri 1979; Vadeboncoeur a kol. 2002; Wetzel 2001. Vadeboncoeur a kol. Dle Vadeboncoeura a kol. (2002) se bentické sinice a řasy podílejí na primární produkci jezer asi z 45-60 %, zbytek připadá na fytoplankton. V některých lotických ekosystémech, jako jsou potoky a řeky, mohou být bentické sinice a řasy dominantními producenty (Lamberti 1996). Také v některých obdobích roku mohou být bentické sinice a řasy jedinými primárními producenty. Jako dobrý příklad může posloužit území říční nivy v brzkém jaru, kdy vyšší rostliny ještě nejsou fotosynteticky aktivní a bentické sinice a řasy jsou zde jediným primárním producentem (Elster a kol. 2002; Prach a kol. 1996).

Ekosystém říční nivy patří mezi speciální typ nestabilního prostředí-, kde terestrické prostředí je střídáno vodním prostředím v průběhu záplav (Elster a kol. 2002). V jarních a letních měsících dochází k vysychání vodních ploch, což vyvolává stresovou zátěž na autotrofní organismy, které se zde vyskytují (Prach a kol. 1996). Také mezidruhová konkurence a žrací tlak je zde značný (Barquin & Death 2011; Hillebrand 2009), proto některé druhy sinic a řas přesunuly svůj rozvoj do chladnějšího období roku (Wiencke 2011). Tento rozvoj je vázán na jarní povodně, které vznikají v důsledku tání sněhu ve vyšších polohách (Elster a kol. 2002). V průběhu povodně dochází k naplnění periodických tůní (Elster, 1999; Elster a kol 2002). Voda, která tyto tůně plní, je bohatá jak na organické, tak na anorganické živiny. S přibývajícím teplotou vody díky zvýšenému slunečnímu záření se bentické sinice a řasy v těchto tůních rychle rozvíjejí (Štěrbová 2002; Machová a kol. 2008).

V závislosti na délce trvání a na charakteru záplavy může mít rozvoj nárostového společenstva sinic a řas různý průběh a různé trvání. V případě, že se voda tůní rychle prohřeje, nárostové společenstvo je nejčastěji zcela sežráno herbivory (Zemanová 2002). Pokud je voda přístupná v tůních jen po chladné období a následně vyschne, můžeme na stařině cévnatých rostlin nivy nalézt značnou biomasu uschlých sinic a řas ("zelené koberce") (Elster 2012, nepublikovaná data). Fenomén rozvoje jarních společenstev sinic a řas v tůních vznikajících v průběhu záplavy není zcela prostudován a je zde mnoho otázek, které čekají na odpověď. Například není znám žádný dlouhodobý výzkum zaměřený na sledování společenstev sinic a řas vznikajících v periodických tůních. Existuje několik studií, které se týkají ekofyziologických vlastností sinic a řas v extrémních podmínkách Tyto práce byly zaměřeny na jeden či několik konkrétních druhů, které se v daném biotopu vyskytovaly

(Elster 1999; Elster a kol 2002; Machová a kol. 2008; Stevenson a kol 1996; Štěrbová 2002; Barquin & Death 2011). Avšak neexistuje ekologická studie, která by pracovala s dlouhodobějšími daty a mohla by vyvodit odpovídající závěry o ekologii fyto-bentosu v dočasných tůních při jarních záplavách. Proto se moje diplomová práce zabývá především ekologií fyto-bentosu v dočasných tůních v jarních měsících z hlediska delší časové řady. Práce je součástí dlouhodobého monitoringu průběhu jarních záplav v oblasti horního toku Lužnice. Objasňuje ekologickou úlohu nárostových společenstev sinic a řas v bilanci toku látek a energie nivou horního toku řeky Lužnice. Získaná data přispějí k objasnění vztahu mezi charakterem a intenzitou záplavy a sezónním rozvojem nárostového společenstva sinic a řas.

2. Cíle práce

- 1/ Provést meziroční srovnání druhové diverzity sinic a řas vzhledem k intenzitě povodní a časové délce zatopení jednotlivých tůní.
- 2/ Porovnat meziroční druhovou diverzitu nárostových sinic a řas v jednotlivých tůních z hlediska fyzikálně chemických parametrů záplavové vody.
- 3/ Porovnat meziroční produktivitu nárostových sinic a řas z hlediska fyzikálně chemických parametrů záplavové vody.

3. Literární rešerše

3.1 Říční niva

Říční niva vznikla postupnou sedimentací částic, které jsou unášeny vodou (Junk a kol. 1989) Je příkladem vysoce specializovaného ekosystému, který je spíše jakousi přechodovou zónou mezi terestrickým a vodním prostředím, takzvaným ekotonem (Middleton, 2002; Prach a kol 1996), ačkoliv Jones & Mulholland, (2000) ji spíše považují za vodní ekosystém, který má charakter jak tekoucího, tak i stojatého ekosystému. Naopak Junk a kol. (1989) ji definoval jako oblast, která je periodicky zaplavována řekou, srážkami či podzemní vodou. Dle Pracha a kol. (1996) může být říční niva srovnávána s funkcí přílivové

zóny vzhledem k její mozaikovitosti, kdy poskytuje mnoho mikro- a meso-prostředí, kde je propojení mezi jednotlivými částmi nivy značné (Jones & Mulholland, 2000).

Říční niva je dynamická, velmi heterogenní oblast s vysokou biodiverzitou organismů (Gregory a kol. 1991; Junk a kol. 1989; Prach a kol. 1996; Rodrigues & Bicudo 2001). Tento fakt je způsoben zejména jejím postavením v krajině, jelikož slouží jako migrační koridor pro říční druhy a zároveň poskytuje úkryt při nečekaných disturbancích, jakými například mohou být povodně či vysychání (Gregory a kol. 1991; Junk a kol. 1989). Naneštěstí i říční nivy jsou v přímém ohrožení činností člověka, který je postupně vysušuje a přetváří na zemědělskou či jinak jemu prospěšnou krajinu (Junk a kol. 1989; Tockner a kol. 1998).

Říční niva se v průběhu roku mění. V sušším období je niva oddělena od vlastního toku řeky, naopak v době vyšších srážek či tání sněhu je niva zaplavena vodou z řeky. (Weilhoefer a kol. 2008). Právě povodně jsou zodpovědné za vysokou biodiverzitu a primární produkci v říční nivě (Junk a kol. 1989). Povodně neodmyslitelně patří k neregulované meandrovité říční nivě. V úseku horního toku řek dochází ke zvýšení průtoku vody díky tání sněhu ve vyšších polohách (Junk a kol. 1989, Bayley 1995). Pro lidská sídla jsou povodně většinou škodlivé (viz povodně v roce 2002), ale pro říční nivu představují důležitý přísun jak anorganického, tak i organického materiálu, který podporuje primární a následně i sekundární produkci (Bayley 1995; Junk a kol. 1989; Prach a kol. 1996; Tockner a kol. 2000). Tento fakt je také odpovědný za rychlý obrát uhlíku v tomto ekosystému (Junk a kol. 1989; Prach a kol. 1996). Existuje mnoho hydrologických a geomorfologických podmínek přispívajících ke vzniku povodní. Povodně mohou mít různý charakter, některé se nedají dlouhodobě předpovědět, jiné se předpovědět dají s větší či menší pravděpodobností (Junk a kol. 1989).

3.2 Co je to perifyton

Pro nárostová společenstva je možné používat jak název perifyton, tak i fytoENTOS. Oba dva výrazy se běžně používají. Perifyton tvoří všechny rostlinné organismy žijící přisedle na ponořených předmětech. Perifyton je typicky složen z jednobuněčných a vláknitých řas a sinic, ale také z prvoků, mechů a vířníků. Z trofického hlediska můžeme říct, že je složen z primárních producentů, herbivorů a rozkladačů. Význam perifytonu ve vodním prostředí je značný především jako primární producent organické hmoty a kyslíku ve vodním prostředí, či

jako organizmy podílející se v procesech primární sukcese. Za dobrý příklad mohou posloužit deglaciovaná území, kde perifyton vytváří významnou produkci biomasy v tomto jinak chudém prostředí. Perifyton také může zlepšovat kvalitu vodního prostředí zejména při dočišťování odpadních vod (Round a kol. 1984; Stevenson a kol. 1996; Wiecke a kol. 2011).

Nárostová společenstva sinic a řas se nacházejí především v eufotické zóně, jelikož světlo je pro fototrofní organismy klíčový parametr. Avšak některé druhy díky mixotrofii, heterotrofii či chromatické adaptaci mohou sestupovat do větších hloubek. Jako příklad fototrofních nárostových organismů žijících ve větších hloubkách mohou sloužit některé druhy sinic, jejichž přizpůsobení spočívá v chromatické adaptaci, tzn. přizpůsobení složení fotosyntetických pigmentů daným světelným podmínkám (Stevenson a kol. 1996).

Z hlediska primární produkce se perifyton oproti planktonním autotrofním organismům vyznačuje celoroční metabolickou aktivitou. Při porovnání sezónního průběhu primární produkce planktonních a nárostových společenstev zjistíme, že nárostová společenstva sinic a řas jsou metabolicky aktivní v průběhu celého roku, zatímco planktonní společenstva procházejí výkyvy v průběhu celého roku a pouze v krátkém období maximálního rozvoje předčí produkci nárostového společenstva. Je zde i rozdíl v limitaci těchto společenstev faktory prostředí. Zatímco nárostové společenstvo je limitováno především zářením a teplotou, planktonní společenstvo často strádá nedostatkem minerálních živin. Také je rozdíl mezi životními strategiemi obou skupin, přičemž v nárostových společenstvech se na rozdíl od planktonních vyskytují především vytrvalé (dlouhověké) typy (Round a kol. 1984; Stevenson a kol. 1996).

3.2.1 Perifyton říční nivy

Jelikož řeka tvoří centrální osovou část říční nivy, mělo by se i společenstvo sinic a řas, které osidluje lentické či semi-lentické prostředí zaplavované říční nivy, podobat společenstvu řeky (Rodrigues & Bicudo 2001; Algarte a kol. 2009). Podobnost společenstva perifytonu tůň a řeky vychází z předpokladu, že řasové inokulum je přenášeno v průběhu povodní z řeky do tůň. Po opadnutí vody na konci povodně se začne vyvíjet specifické společenstvo sinic a řas charakteristické pro tůň a původní inokulum z řeky se ztratí (Rodrigues & Bicudo 2001; Elster a kol. 2002). Autoři Algarte a kol. (2009) poukazují na fakt, že při delším oddělení řeky od říční nivy diverzita nárostových sinic a řas značně klesá.

Rodrigues & Bicudo (2001) také zjistili, že největší druhová diverzita je v lentických a semi-lentických biotopech. Tato skutečnost je pravděpodobně dána přítomností terestrické vegetace, která svým rozkladem uvolňuje do prostředí dusík a fosfor, což pravděpodobně podporuje růst perifytonu a metafytonu. Metafyton je společenstvo sinic a řas žijící na povrchu ponořených cévnatých rostlin (Stevenson a kol. 1996).

Perifyton a metafyton záplavových území jsou tvořeny především primárními producenty - v říční nivě se vyskytují zástupci všech důležitých skupin sinic a řas, dle Stevenson a kol. (1996) jsou nejvíce zastoupeny tyto tři skupiny: rozsivky (Bacillariophyceae), zelené řasy (Chlorophyceae) a sinice (Cyanobacteria), které mohou následně sloužit jako potrava herbivorům (Biggs and Thomsen, 1995). Biomasa a druhové složení, především diverzita nárostových sinic a řas, je řízena převážně vodním režimem daného toku, ale také souborem prostorových a časových interakcí mezi biotou a prostředím. Ačkoliv rozeznat vlivy jednotlivých faktorů na společenstvo nárostových sinic a řas je velice složité (Hoagland a kol. 1982). Tyto výsledky podporují i studie Fonseca & Rodrigues (2005), Algarte a kol. (2006) a Algarte a kol. (2009), které přišly s hypotézou, že perifyton říční nivy řeky Paraná je především ovlivněn silou každoročních povodní než jakýmkoliv jiným faktorem. Dle autorů Biggs & Thomsen (1995), Rodrigues & Bicudo (2001) Weilhoefer a kol. (2008) je disturbance ve smyslu povodní klíčovým faktorem podporujícím diverzitu a biomasu nárostových sinic a řas v říční nivě.

Říční niva je vysoce heterogenní prostředí (Rodrigues & Bicudo 2001; Prach a kol. 1996; Stevenson a kol. 1996). Skládá se z hlavního koryta, slepých říčních ramen, trvalých a dočasných tůní (Stevenson a kol. 1996). Tento typ prostředí poskytuje dobré podmínky pro rozvoj perifytických a metafytických společenstev (Round a kol. 1984; Poulíčková a kol. 2008). Tato společenstva jsou silně provázána se svým okolím a ovlivňují mnoho procesů, které v nich probíhají (Round a kol. 1984). Jedná se především o základní fyzikální, chemické a biologické procesy, které se odehrávají v říční nivě, např. rychlost dekompozice, koloběh prvků, pH či dostupnost minerálních živin (Carlton & Wetzel 1988; Sas 1989; Wetzel 2001; Jarvie a kol. 2002; Vadeboncoeur a kol. 2002; Dodds 2003; Spears a kol. 2006)

Informace dostupné o perifytonu říčních niv pocházejí především z polárních a tropických oblastí, studií z temperátních oblastí je prozatím poskrovnu.

3.3 Úloha fyto bentosu jako prvního jarního producenta v zaplavované nivě

V období jarních povodní hraje perifyton důležitou roli v říční nivě, jelikož sinice a řasy tvoří významnou biomasu v období vegetačního klidu cévnatých rostlin a stávají se tak prvním jarním producentem říční nivy (Elster a kol. 2002). Perifyton říční nivy se v období jarních povodní významnou měrou podílí na koloběhu živin říční nivou, asimiluje uhlík při fotosyntéze a spotřebovává živiny, především dusík a fosfor, přinesené povodní (Elster a kol. 2002; Machová a kol. 2008). Nejenom živiny přinesené povodní jsou důležité, také tající sníh dodává do systému důležité komponenty jako například dusík, který je atmosférického původu (Machová a kol. 2008). Ačkoliv perifyton není v tropických oblastech jediným producentem, v období záplav, kdy jsou rostliny (zejména travní společenstva v říční nivě) zaplaveny a přispívají k celkové primární produkci jen okrajově, se stávají nárostové sinice a řasy významným zdrojem potravy pro herbivory (Agostinho & Zalewski, 1996; Fonseca & Rodrigues 2005; Algarte a kol. 2009).

V temperátních oblastech jsou nivy řek z jara pokryty uschlou vegetací (stařinou), zejména různými typy trav (Prach a kol. 1996; Štěrbová 2002). Při jarních povodních dojde k jejich zaplavení (Elster a kol. 2002; Prach a kol. 1996; Štěrbová 2002). Se stoupající teplotou, která je jedním z nejvýznamnějších faktorů ovlivňujícím rozvoj společenstva v říční nivě (Elster a kol. 2002; Prach a kol. 1996; Štěrbová 2002; Machová a kol. 2008), dochází k dekompozici stařiny a k uvolňování živin a minerálů do prostředí (Machová a kol. 2008). Tento proces významně podporuje rozvoj perifytického společenstva, kdy dojde k významnému nárůstu biomasy, která v období nízkých teplot není spotřebována herbivory. Zde se nabízí zajímavé srovnání s perifytonem polárních oblastí, kde perifyton také do značné míry reaguje na zvýšení teploty, ačkoliv toto zvýšení nedosahuje takových hodnot jako v temperátních oblastech (Stevenson a kol. 1996). V polárních oblastech v období, kdy taje sníh a led, dochází ke zvýšení biologické aktivity a růstu perifytonu, avšak většina minerálních látek zde není uvolňována dekompozicí, nýbrž je anorganického původu z tajících ledovců (Wiencke a kol. 2011). Oproti tomu druhová diverzita i biomasa perifytonu tropických oblastí je pozitivně korelována s výskytem vyšších rostlin v době zatopení (Rodrigues and Bicudo, 2004; Algarte a kol. 2009). Tyto rostliny, zejména travní společenstva, poskytují vhodný substrát k růstu i zásobárnu živin uvolňovaných jejich rozkladem (Agostinho & Zalewski, 1996; Fonseca & Rodrigues 2005; Pfeiffer a kol. 2013).

Jarní povodně spadají do období března a dubna (Prach a kol. 1996), kdy teplota hraje významnou roli při rozvoji perifytického společenstva (Prach a kol. 1996; Stevenson a kol. 1996; Elster a kol. 2002; Štěrbová, 2002; Machová a kol. 2008; Wiencke a kol. 2011). Dle Štěrbové (2002) neodpovídá počáteční teplota ideálnímu růstovému optimu, které preferují psychrotrofní a psychrofilní sinice a řasy převážně ze skupiny Xantophyceae, ačkoliv i v těchto stresujících podmínkách mohou růst. Se stoupající teplotou dochází k postupné výměně psychrotrofních a psychrofilních druhů jiným typem společenstva sinic a řas. Se začátkem vegetační sezóny cévnatých rostlin dochází v říční nivě ke konkurenci o světlo a živiny mezi cévnatými rostlinami a perifytonem (Elster a kol. 2002). Žrací tlak bezobratlých živočichů také narůstá, protože limitace nízkou teplotou pominula a počet taxonomických skupin a druhů úměrně stoupá s teplotou prostředí (Feminella & Hawkins 1995). Růstové a ztrátové procesy perifytonu jsou v rovnováze (Biggs & Smith 2002). Perifyton se buď stane potravou herbivorů (Feminella & Hawkins 1995; Pfeiffer a kol. 2013), nebo se jeho růst zpomalí díky konkurenci s cévnatými rostlinami a dojde k jeho vizuálnímu vymizení z tůň říční nivy (Elster a kol. 2002).

Pokud bychom srovnali tyto tři rozdílné ekosystémy (polární, tropický a temperátní) z hlediska přínosu perifytonu jako primárního producenta pro daný ekosystém, bylo by možné považovat perifyton polárních oblastí za velice významnou složku ekosystému, která do značné míry přispívá k následné sukcesi prostředí a také dost často bývá jediným či nejvýznamnějším primárním producentem daného prostředí (Wiencke a kol. 2011). Perifyton říční nivy má spíše funkci startéru celého ekosystému, který napomáhá zejména rychlému rozvoji bezobratlých herbivorů (Round a kol. 1984; Stevenson a kol. 1996; Weilhoefer a kol. 2008). Nyní se může zdát, že perifyton říčních niv tropických oblastí je zcela bezvýznamný, ale není tomu tak. Ačkoliv i při povodních a po nich se dělí o celkovou primární produkci s vyššími rostlinami, je velice důležitou potravní složkou pro bezobratlé herbivory (Biggs & Thomsen, 1995; Fonseca & Rodrigues 2005; Algarte a kol. 2009).

3.4 Sukcese sinic a řas v průběhu zimní a jarní povodně

V období brzkého jara jsou permanentní tůně ještě pokryty ledem a půda vysychavých tůň je zmrzlá (Prach a kol. 1996). Příchod povodní do tohoto ekosystému znamená začátek sezóny pro perifytická společenstva. V mírných oblastech je říční niva charakteristická

omezeným počtem druhů (Elster a kol. 2002) na rozdíl od říční nivy tropických oblastí (Rodrigues & Bicudo 2001; Algarte a kol. 2009). Perifyton říční nivy a jeho sukcese jsou řízeny mnoha faktory, např. délka trvání záplavy, teplota vody, obsah živin, žrací tlak atd. (Elster, 1999; Weilhoefer a kol. 2008). Nejvýznamnějším faktorem je teplota a její průběh během sezóny (Elster, 1999; Elster a kol. 2002). Někteří autoři se domnívají, že délka povodně nemá vliv na společenstvo sinic a řas, naopak předpokládají, že podstatnější je, zda povodeň vůbec přijde (Pfeiffer a kol. 2013).

Dle Rodriguese & Bicuda (2001) by mělo být druhové složení sinic a řas v tůních říční nivy stejné jako v řece a k rozrůznění společenstev by mělo dojít až po opadnutí vody, kdy se změní environmentální podmínky v tůních říční nivy z lotického na lentické prostředí. Po překrytí nivy záplavovou vodou dochází k rozvoji perifytonu a jeho sukcesi (Elster, 1999; Elster a kol. 2002; Machová a kol. 2008; Prach a kol. 1996; Rodrigues & Bicudo 2001; Štěrbová 2002 Agostinho & Zalewski, 1996; Fonseca & Rodrigues 2005; Weilhoefer a kol. 2008; Algarte a kol. 2009; Pfeiffer a kol. 2013). Říční druhy, které se při povodni dostanou do nivy, se v průběhu klesání vody soustředí v tůních (Elster a kol. 2002; Rodrigues & Bicudo 2001; Pithart a kol. 2007; Algarte a kol. 2009). V počátku jarní povodně dominují psychrotrofní a psychrofilní druhy a iniciální stádia řas převážně ze skupin Chrysophyceae, Synurophyceae, Xantophyceae a Bacillariophyceae (Elster a kol. 2002). Štěrbová (2002) ve své studii uvádí, že v dočasných tůních byly přítomny také sinice. Se vzrůstající teplotou dochází k sukcesi společenstva (Elster a kol. 2002; Prach a kol. 1996; Štěrbová 2002; Machová a kol. 2008) a psychrotrofní a psychrofilní druhy již nejsou nejvýznamnější složkou perifytonu (Elster a kol. 2002). Obecně po opadnutí vody celková diverzita sinic a řas v tůních říční nivy klesá (Algarte a kol. 2009; Pfeiffer a kol. 2013) a v temperátních oblastech dochází k převládnutí vláknitých zelených řas ze skupiny Chlorophyceae (Machová a kol. 2008).

Zde uvádím modelový příklad vývoje společenstva perifytonu v záplavovém území říční nivy dle Elster (2012, nepublikovaná data) (Příloha 4). Říční společenstvo je tvořeno převážně rozsivkami, které jsou při povodni naplavené do tůní. Po opadnutí vody dochází k postupnému převládnutí vláknitých psychrotrofních a psychrofilních řas ze skupiny Xantophyceae, pokud záplava trvá delší dobu, sukcese společenstva pokračuje. Ze společenstva se postupně vytrácejí psychrotrofní a psychrofilní druhy a dochází k převládnutí vláknitých zelených řas, např. *Stigeoclonium* sp. Se zvyšující se teplotou dochází k rychlejšímu růstu perifytonu, ale také dochází k většímu rozvoji bezobratlých živočichů. Ti začnou narostlou biomasu požírat, přičemž může dojít k výrazné redukci až vymizení

perifytonu. Pokud je záplava krátká, tůň vyschnou dřív, než dojde k rozvoji bezobratlých živočichů. Tím pádem není biomasa sinic a řas spotřebována a vytvoří se koberec uschlých řas na vegetaci, kterou je niva pokrytá. Tento příklad nastane za ideálních podmínek, ale pokud průběh povodní je jiný, například přijde více povodňových vln, průběh sukcese se zcela změní (Weilhoefer a kol. 2008; Elster 2012, nepublikovaná data; Pfeiffer a kol. 2013).

3.5 Faktory ovlivňující perifyton vznikající při jarní záplavě

Tato kapitola neslouží k podrobnému rozboru všech faktorů ovlivňujících rozvoj perifytonu v říční nivě, ale je spíše shrnutím nejdůležitějších ekologických parametrů, které mohou mít vliv na rozvoj fytobentosu v období jarních záplav.

3.5.1 Teplota vody

Jako jeden z nejvýznamnějších faktorů, který zde byl již mnohokrát zmíněn, je teplota. Teplota je významný ekologický faktor, který ovlivňuje rozvoj biomasy perifytonu při jarních záplavách (Elster a kol. 2002). Teplota ovlivňuje i následnou sukcesi společenstva tůň říční nivy (Elster, 1999; Elster a kol 2002; Machová a kol. 2008; Štěrbová 2002) a rozvoj herbivorů (Barquin & Death 2011), kdy se stoupající teplotou stoupá jak druhová bohatost, tak i biomasa perifytonu (Elster, 1999; Elster a kol 2002; Machová a kol. 2008; Stevenson a kol 1996; Štěrbová 2002) a herbivorů (Barquin & Death 2011).

3.5.2 Délka záplavy

Délka záplavy je dalším důležitým faktorem ovlivňujícím rozvoj perifytonu říční nivy (Engle & Melack 1993; Weilhoefer a kol. 2008; Elster 2012, nepublikovaná data; Pfeiffer a kol. 2013). Délka záplavy především ovlivňuje to, kdy se z říční nivy opět stane lentický ekosystém a kolik materiálu je povodní do říční nivy přineseno (Prach a kol. 1996). Při povodni v říční nivě dochází ke značnému proudění, které spíše vyhovuje řasám ze skupiny Bacillariophyceae než zástupcům ze skupiny Xantophyceae (Stevenson a kol. 1996). Pokud je záplava delší, sezóna nárostových společenstev v tůňích říční nivy může být kratší, neboť může následovat rychlejší ohřátí vody v tůňích i rychlejší ohřátí půdy v záplavových územích,

čímž dojde k rozvoji herbivorů a cévnatých rostlin, které omezují další rozvoj perifytonu. Pokud je záplava krátká, může dojít k vyschnutí tůní ještě před rozvojem herbivorů a před začátkem vegetační sezóny (Elster 2012, nepublikovaná data; Pfeiffer a kol. 2013). Po vyschnutí tůní (pokud byla voda v tůních dostatečně dlouhou dobu) je možné najít zelený koberec uschlých řas na vegetaci říční nivy. Vzhledem k délce záplavy je nutné říci, že společenstvo sinic a řas dočasných tůní vznikajících v průběhu povodně má specifické druhové složení při každém zaplavení, i když určité podobnosti existují (Elster 2012, nepublikovaná data). Naopak Engle & Melack (1993) tvrdí, že v případě krátkodobého zaplavení říční nivy nemusí mít povodně žádný efekt na rozvoj společenstva sinic a řas v říční nivě.

3.5.3 Živiny

Živiny jsou důležitou složkou ekosystému, ačkoliv v říční nivě nedochází k jejich nedostatku, neboť většina těchto ekosystémů patří mezi vysoce produktivní (Baley, 1995; Prach a kol. 1996; Vannote a kol. 1980; Agostinho a kol. 2000). Jarní povodeň přinese do říční nivy mnoho organického a anorganického materiálu, který je později přeměněn autotrofními organismy na primární produkci (Prach a kol. 1996; Weilhoefer a kol. 2008). Po opadnutí vody a prohřátí tůní dochází k dekompozici stařiny a uvolňování fosforu, dusíku a dalších minerálů do prostředí. Tento proces způsobí výrazný rozvoj jak biomasy, tak i druhové diverzity perifytického společenstva (Machová a kol. 2008; Rodrigues & Bicudo, 2001)

3.5.4 Herbivorie

Herbivorie je obecně definována jako konzumace autotrofních organismů heterotrofy (Feminella & Hawkins 1995). Tento fakt platí ve všech ekosystémech. Zdá se, že u vodních ekosystémů hrají herbivoři daleko větší roli, než se dříve předpokládalo, jelikož regulují své potravní zdroje daleko více než v jiných typech ekosystémů (Feminella & Hawkins 1995; Fuller a kol. 1998). Na druhé straně Hillebrand (2009) tvrdí, že predatní tlak herbivorů je konstantní ve všech ekosystémech. Dle Feminella & Hawkinse (1995) je herbivorie na nárostových společenstvech kontrolována pomocí dostupnosti zdrojů pro růst nárostových

společenstev („bottom up effect“). Tento efekt má silnou vazbu na „top down effect“, což znamená, že pokud naroste biomasa sinic a řas, zároveň dojde k namnožení herbivorů, kteří narostlou biomasu sinic a řas významně sníží, čehož se využívá i pro zlepšení kvality vody (Rutherford a kol. 2000). Autoři Feminella & Hawkins (1995) také zjistili, že herbivoři ovlivňují trofickou úroveň více než predátoři. V jarním období, kdy je teplota vody nízká, je žrací tlak omezen, v tomto ročním období se objevují pouze druhy, které se adaptovaly na nízkou teplotu (Barquin & Death 2011). S postupným zvyšováním teploty stoupá intenzita žracího tlaku a také diverzita herbivorů (Barquin & Death 2011; Hillebrand 2009). Žrací tlak herbivorů obvykle značně redukuje biomasu a ovlivňuje druhové složení perifýtonu (Feminella & Hawkins 1995; Fuller a kol. 1998; Hillebrand 2009; Barquin & Death 2011; Rutherford a kol. 2000; Wellnitz & Poff 2006), dokonce může dojít i k ovlivnění fyziologických pochodů v buňkách, přičemž se druhová diverzita sinic a řas může jak zvýšit, tak i snížit. Prozatím nebyl tento mechanismus zcela uspokojivě popsán (Feminella & Hawkins 1995). Naopak je známo, že herbivoři obvykle redukují biomasu perifýtonu průměrně o 59 % (Azim and Asaeda, 2005) a v extrémních případech až o 99 % (Hillebrand, 2009)

4. Materiál a metodika

4.1 Popis studované oblasti

Řeka Lužnice pramení v rakouské části Novohradských hor na úpatí hory Aichelberg (1054 m n.m.) v nadmořské výšce 970 m n.m. Lužnice je pravostranným přítokem Vltavy, délka jejího toku je 208 km. Povodí řeky Lužnice se rozkládá na ploše 4226 km² a zahrnuje v sobě příhraniční oblasti rakouských Novohradských hor, téměř polovinu Jihočeského kraje a také část kraje Vysočina. Spád jednotlivých toků v povodí je velice rozdílný, avšak spád samotné řeky Lužnice je malý, což se projevuje v rychlosti proudění a meandrování této řeky krajinou. Voda v Lužnici je velice čistá a průhlednost je relativně velká, dno této řeky je tvořeno jemnozrnným sedimentem, převážně pískem.

V horním úseku řeky Lužnice (CHKO Třeboňsko) mezi obcemi Dvory nad Lužnicí a Halámky vznikají v období jarních záplav dočasné tůň (Příloha 3). Studie byla prováděna v jarních měsících roků 2000, 2001, 2012. Pro tuto studii byly vybrány čtyři tůň pod obcí Halámky (T2, T3, T4, T5) (v různé vzdálenosti od řeky. Tůň T3 je nejbližší k řece, nevysychá a je obklopena stromovou vegetací olší a vrb. Na dně této tůň se nachází množství detritu, přičemž průhlednost vody je velice malá. Tůň T2 je menší a relativně hlubší vysychává tůň, jejíž dno je běžně pokryto uschlou vegetací. Tůň T4 a T5 jsou si relativně podobné, obě jsou mělké než tůň T2 a jejich dno je také pokryto uschlou vegetací. Jediný rozdíl je ten, že tůň T5 leží nejdále od řeky.

4.2 Postup při vzorkování dočasných a permanentních tůň říční nivy řeky Lužnice

V jarních měsících roku 2000, 2001, 2012 byly do vybraných tůň instalovány umělé nosiče, ze kterých byly následně získávány nárostové sinice a řasy. Ve všech vzorkovaných sezónách proběhla instalace nosičů v měsíci únoru. První odběr v každé sezóně proběhl na konci března, přičemž nosiče byly několikrát vyměněny. Přehled počtu nosičů v jednotlivých letech je uveden v příloze 2. Jako vhodné nosiče byly vybrány podložní sklička (76x26mm) a sítěky proti komárům s křemíkovým jádrem (100x100mm). Tyto dva nosiče zajišťovaly dostatečnou heterogenitu prostředí pro nárostové sinice a řasy, neboť podložní sklička představovala hladký kamen a sítěky představovaly porézní materiál. Upevnění sítěk na dně

tůní zajišťovaly dva dráty ohnuté do tvaru “U“. V řece byly sítě upevněny na železné konstrukci, která byla přivázaná ke břehu. Konstrukce byla na hladině udržována pomocí čtyř malých plováků, tento systém zabraňoval odplavení sítěk velkým proudem. Podložní sklíčka v tůních byla upevněna na plováku, který jezdil po kovové tyčce (Příloha 5). Tento systém pružně reagoval na snížení hladiny, což znamenalo, že pokud nedošlo k úplnému vyschnutí tůně, sklíčka byla vždy pod vodou. Podložní sklíčka v řece byla upevněna na železné konstrukci stejně jako sítě. Naneštěstí nebylo možno využít oba dva typy nosičů ve všech analýzách z důvodu nedostatku opakování jak v některých odběrech, tak i letech. Z tohoto důvodu byly sítě vyřazeny ze všech analýz, kromě analýzy vztahující se k bezpopelné sušině. V roce 2000 a 2001 nebylo provedeno stanovení bezpopelné sušiny ze sklíček, ale pouze ze sítěk, proto byla v této analýze použita data o množství bezpopelné sušiny ve vzorcích pouze ze sítěk. V každé sezóně a při každém odběru a instalaci byly také odebrány vzorky vody pro následnou fyzikálně-chemickou analýzu (viz. Kapitola 4.2.3), přičemž na místě byly měřeny základní chemické parametry vody, jako jsou vodivost, pH a teplota.

4.2.1 Stanovení chlorofylu *a* (chl *a*) podle Pechara (1987)

Pro stanovení chlorofylu *a* byly vždy použity tři vzorky z každé lokality, z každého odběru a z každé sezóny. K očištění nosičů byly použity zubní kartáčky, které byly mezi jednotlivými vzorky důkladně očištěny. Po očištění nosičů byl u vzorků změřen přesný objem kvůli pozdějšímu výpočtu, následně byly vzorky přefiltrovány přes Whatman GF/C filtrační papír, na kterém po filtraci zůstaly sinice a řasy. Poté byl filtrační papír vložen do zkumavky, do které bylo přidáno 7,2 ml extrakčního činidla (metanol + etanol 90% v poměru 1:5), které umožnilo extrakci chlorofylu z buněk. Filtrační papír byl rozdrcen kovovou tyčkou. Zkumavka byla uzavřena, v kovovém stojanu umístěna do vodní lázně o teplotě 65 °C na dvě minuty a následně zchlazena. Poslední krok před měřením absorbance byla centrifugace při 3500 otáčkách/15 min a 5 °C. Následovalo měření absorbance na spektrofotometru při 663 nm před okyselením a po něm, z těchto hodnot bylo následně vypočítáno množství chlorofylu *a* ve vzorku a přepočítáno na cm^2/den . Jako slepý vzorek byl použit extrakční roztok. V sezónách 2000, 2001 a 2012 byl stanovován korigovaný chlorofyl. Měření bylo prováděno v laboratoři Botanického ústavu AV ČR v Třeboni.

Vzorec pro stanovení korigovaného chlorofylu:

$$C = 28,9 * (A_0 - A_A) * 7,2 / V * d$$

7,2 - Objem extraktu

A₀ - Absorbance před okyselením

A_A – Absorbance po okyselení

V - Objem vzorku (l)

d - Délka kyvety (cm)

4.2.2 Stanovení obsahu bezpopelné sušiny ve vzorku podle Steinman & Lamberti (1996)

Očištění nosičů probíhalo stejným způsobem jako u stanovení chl *a* i počet vzorků byl stejný, pokud byly vzorky dostupné. Po očištění byl vzorek centrifugován při 2000 otáčkách/5 minut, přebytečná voda byla slita. Biomasa sinic a řas usazená po centrifugaci na dně kyvety byla přesunuta do spalovacích kelímků, jejichž přesná hmotnost byla známa. Následně se vzorky sušily při 105 °C po dobu 24 hodin v sušárně. Po vysušení byly spalovací kelímky vloženy do exsikátoru k vychladnutí. Exsikátor zaručoval, že vzorky do sebe nenatáhnou vzdušnou vlhkost a tím pádem nezmění svoji hmotnost. Po vychladnutí byly vzorky zváženy s přesností na 0,001 g. Posledním krokem bylo žihání při 550 °C/4 hodiny, opětovný přesun vyžiháných kelímků do exsikátoru a následné zvážení s přesností 0,001 g. Rozdílem hodnot po sušení a po žihání byla získána bezpopelná sušina.

4.2.3 Chemické analýzy

Základní vlastnosti vody jako pH, vodivost a teplota byly měřeny na místě pomocí sondy Kombibox WTE, Weilheim, CB 570. Složitější analýzy jako zjištění NH₄-N, NO₃-N, N-NO₂, celkový dusík, PO₄-P, celkový fosfor, Cl, SO₄, byly prováděny laboratoří Botanického ústavu AV ČR v Třeboni dle metodiky Pechar (1987). Před těmito analýzami byl vzorek přefiltrován přes Whatman GF/C filtrační papír, na kterém po filtraci zůstaly veškeré

nečistoty, které se ve vodě vyskytovaly a mohly by způsobit nepřesnost v měření. Naměřené hodnoty jsou uvedeny v Příloze 1.

Fosfor (jako rozpuštěný reaktivní fosfor, DRP) a dusík (jako rozpuštěný anorganický dusík, DIN) byly analyzovány za použití průtokového analyzátoru (FIA, Tecator, Sweden; Ruzicka & Hansen 1981). DRP ($\text{PO}_4\text{-P}$) byl analyzován reakcí s molybdenanem amonným a redukován pomocí chloridu cínatého na fosfor molybdenovou modř (Proctor & Hood 1954, Application note AN 60/83 Tecator). Limit pro přítomnost DRP byl $5 \mu\text{g.l}^{-1}$. Dusičnanový dusík ($\text{NO}_3\text{-N}$) byl analyzován reakcí se sulfonamidem (Application note ASN 62-01/83) a amonný dusík ($\text{NH}_4\text{-N}$) byl analyzován pomocí plynové difuzní metody (Karlberg & Twengstrom 1983, Application note ASN 50-0187 Tecator). Detekční limit pro $\text{NH}_4\text{-N}$ byl $10 \mu\text{g.l}^{-1}$ a pro $\text{NO}_3\text{-N}$ $5 \mu\text{g.l}^{-1}$.

4.2.4 Determinace sinic a řas a stanovení počtu buněk na cm^2 dle Hillebrand a kol. (1999)

Očištění nosičů probíhalo stejně jako v případě chl *a* a bezpopelné sušiny (stanovení organického uhlíku). Byl změřen objem vzorku a následně byly vzorky centrifugovány při 2000 otáčkách/5 minut. Biomasa řas a sinic byla umístěna do uzavíratelných lahvíček a nafixována 3% formaldehydem s přídavkem modré skalice. Sinice a řasy byly determinovány za pomoci těchto určovacích klíčů: Heering (1914), Batko (1975), Komárek & Anagnostidis (1998, 2005), Komárek & Fott (1983), Lange-Bertalot (1993), Ettl (1978).

Pro počítání buněk a určení druhů - skupin druhů sinic a řas byl použit mikroskop Olympus BX60. Některé v našem pojetí skupiny mohly obsahovat pouze jeden druh, např. *Klebsormidium* sp., na druhé straně skupiny-druhy především rozsivky *Fragilaria* sp., *Navicula* sp., *Cymbella* sp. obsahovaly několik druhů těžko identifikovatelných pomocí světelného mikroskopu. Pro počítání buněk a jejich druhového/rodového zastoupení byl zvolen objem 0,2 ml a krycí sklíčko 22x22 mm. Používané zvětšení bylo 400x. Minimální počet buněk/vláken byl 200 ks z jednoho vzorku, přičemž byla spočítána minimálně jedna zorná mikroskopická řada.

4.2.5 Druhov diverzita

Shannon-Weaverův index druhov diverzity (S-W index) byl vypotn k popisu druhov skladby sinic a řas, jejich distribuce v jednotlivých sezónách a k popisu jednotlivých lokalit v rn nivě řeky Luřnice.

Vzorec pro Shannon-Weaverův index druhov diverzity (S-W index)

$$H = - \sum_{i=1}^s (P_i * \ln P_i)$$

H = Shannon-Weaver, index druhov diverzity (S-W index)

P_i = Abundance určitého druhu

S = Počet druhů

Σ = Suma všech druhů

4.2.6 Meteorologick data, průtoky vody v jednotlivých letech a teplotn reřim sledovaných lokalit

Meteorologick data, zejména data o vyce sněhu, byla získána z voln dostupných zdrojů ČHMÚ (esk hydrometeorologick ustav). Průtoky z pořadovanch období poskytl správce povodí řeky Luřnice Povodí Vltavy s.p. a ČHMÚ. Teplotn reřim sledovaných lokalit v sezóně 2012 byl získán pomocí datalogerů Minikin TH (EMS Brno, ČR), v ostatních letech byla teplota jednotlivých tn měřena při kařdm odběru.

4.2.7 Statistick hodnocení

Jako signifikantn výsledky ve všech analýzách byly brány takov, jejichř průkaznost byla P<0,05 (Lepř & řmilauer 2003). Ke statistickému hodnocení byl pouřit program R statistics (Copyright (C) 2012 The R Foundation for Statistical Computing), a program CANOCO for Windows 4.5 (Ter Braak & řmilauer 1997-2012).

4.2.6.1 Příslušnost druhů k jednotlivým lokalitám a environmentálním faktorům prostředí

Pro zjištění obecného modelu distribuce sinic a řas v jednotlivých sezónách a tůních, či environmentálních faktorů, které ovlivňují druhové složení, bylo použito CANOCO 5.0 (Ter Braak & Šmilauer, 1997-2012). Nejprve pomocí trendu zbavené korespondenční analýzy DCA byla zjištěna délka gradientu, která byla počítána z druhových dat. Délka gradientu byla 4,46. Délka gradientu DCA slouží jako klíčový prvek při rozhodování, zdali použít lineární či unimodální metodu. Jelikož byla délka gradientu 4,46, byla zvolena unimodální metoda, konkrétně kanonická korespondenční analýza CCA (Lepš & Šmilauer, 2003). Jako druhová data bylo použito druhové složení ze všech opakování, veškerých biotopů, přes všechny roky. Pro zjištění distribuce druhů ve studovaných lokalitách byly jako faktory prostředí použity jednotlivé tůně a jako kovariáty byly použity jednotlivé roky. Pro zjištění, jaké environmentální faktory ovlivňují druhové složení tůní říční nivy řeky Lužnice, byly použity chemické a fyzikální parametry vody (pH, vodivost, teplota, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$), a jako kovariáty byly opět použity jednotlivé roky. Pro výběr faktorů, které signifikantně ovlivňují druhové složení dočasných i trvalých tůní říční nivy, byl použit Monte Carlo permutační test s manuálním výběrem (počet permutací 499), přičemž permutace byly uskutečněny v rámci celého modelu (Lepš & Šmilauer, 2003). Metodou postupné selekce byly vybrány průkazné charakteristiky prostředí, které pak byly použity v ordinačním diagramu.

4.2.6.2 Druhová diverzita

Pro zjištění, zda existuje rozdíl v druhové diverzitě v rámci let a biotopů a zdali je druhová diverzita ovlivněna jinými environmentálními faktory než pouze přítomností či nepřítomností záplav, byl použit program R, konkrétně zobecněný lineární model se smíšenými efekty. Dle Šmilauera (2007) tato statistická metoda rozšiřuje klasické lineární a nelineární regresní metody stejným způsobem jako hierarchická ANOVA či ANOVA s opakovaným měřením. Na rozdíl od jiných metod, které pracují pouze s pevnými efekty (faktory, kvantitativní prediktory), výhodou této metody je, že si dokáže poradit i s tzv. faktory s náhodnými efekty, které umožňují popsat náhodnou variabilitu i na jiných úrovních než pouze pro jednotlivá pozorování. Tento fakt dovoluje analyzovat data, ve kterých nejsou jednotlivá data zcela nezávislá, což je případ i těchto údajů. Data, která byla použita pro tuto

analýzu, nemají normální rozdělení. Jako vhodná distribuce byla zvolena gamma distribuce, jelikož hodnoty použité v této analýze nebyla celá čísla (Šmilauer 2007).

Při fitování modelu byla jako závislá proměnná zvolena hodnota Shannon-Weaverova indexu druhové diverzity (S-W index) z jednotlivých let a biotopů u všech odběrů. Jako vysvětlující proměnné byl rok (jednotlivé roky odběru), biotop (tůň 2-5), přítomnost záplavy v jednotlivých letech a chemické a fyzikální parametry vody (pH, vodivost, teplota, NH₄-N, NO₃-N, PO₄-P). Pro vybrání nejvhodnějšího modelu byla použita metoda AIC, která měří relativní kvalitu daného modelu, na jejím základě byl vybrán model s nejnižší hodnotou AIC (Šmilauer 2007). Seznam výskytu jednotlivých druhů sinic a řas v jednotlivých tůních v měřených letech se nachází v příloze 6-8.

4.2.7.3 Chlorofyl *a* a bezpopelná sušina

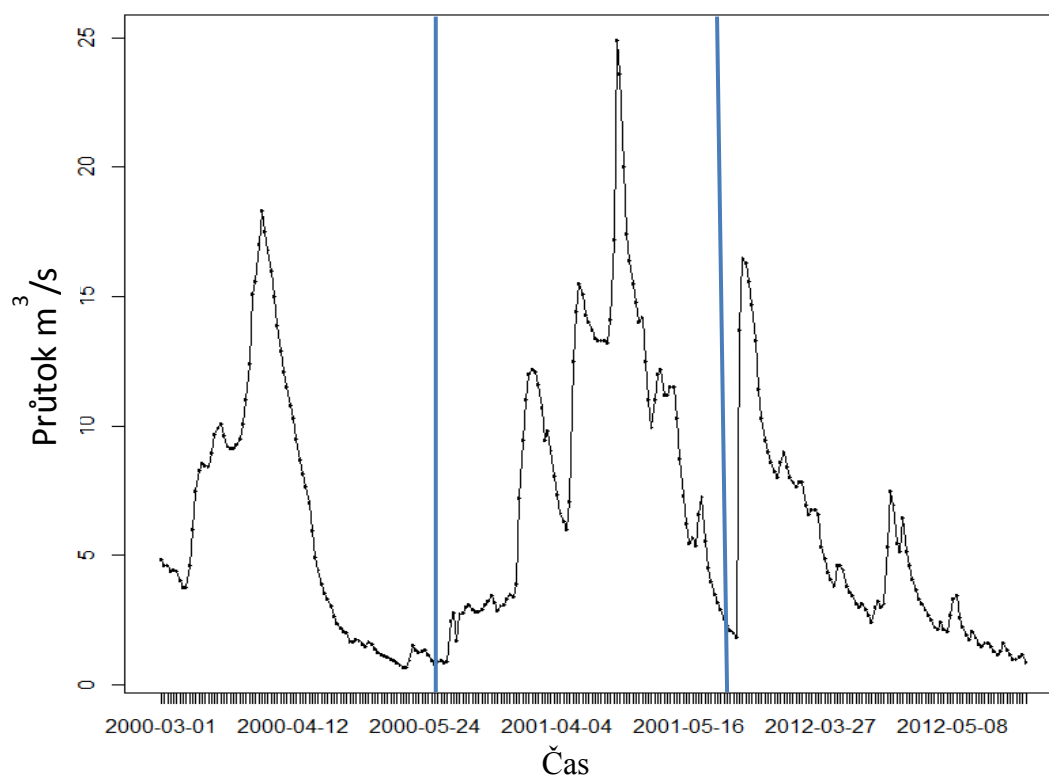
Pro zjištění, zda existuje rozdíl v množství chlorofylu *a* a bezpopelné sušiny v rámci let a biotopů a zdali je jejich množství ovlivněno jinými environmentálními faktory než pouze přítomností či nepřítomností záplav, byl použit program R, konkrétně zobecněný lineární model se smíšenými efekty.

Při fitování modelu byla jako závislá proměnná zvolena hodnota chlorofylu *a*, resp. množství bezpopelné sušiny z jednotlivých let a biotopů u všech odběrů. Jako vysvětlující proměnná byl rok (jednotlivé roky odběru), biotop (tůň 2-5), přítomnost záplavy v jednotlivých letech a chemické a fyzikální parametry vody (pH, vodivost, teplota, NH₄-N, NO₃-N, PO₄-P). Pro vybrání nejvhodnějšího modelu byla použita metoda AIC, která měří relativní kvalitu daného modelu, na jejím základě byl vybrán model s nejnižší hodnotou AIC (Šmilauer 2007).

5. Výsledky

5.1 Průběhy povodní v jednotlivých letech

Příchod povodní a jejich průběh se během měřených sezón značně lišily (Obr. 1). Jak v roce 2000, tak v roce 2001 bylo jaro srážkově relativně příznivé a tůňe byly naplněny vodou po celou dobu měření (viz Tab. 1). Avšak i mezi těmito sezónami by se dal najít rozdíl, jedná se zejména o načasování jarních povodní a jejich sílu. V roce 2000 přišla povodeň na začátku dubna (údaje od ČMHÚ) a řeka byla vylita do říční nivy, čtyři dny. V roce 2001 přišla povodeň na konci dubna a byla o poznání silnější, i když vylití řeky z břehů trvalo pouze o jeden den déle než v předchozím roce. Oproti tomu jaro roku 2012 patřilo k těm sušším, kdy teplota se zvedala postupně, srážek mnoho nebylo a globální radiace byla relativně vysoká. Tyto faktory způsobily pozvolné tání sněhu ve vyšších partiích Novohradských hor a nepřítomnost jarní povodně. V Obr. 1 je také vidět, že v roce 2012 neprošla žádná povodňová vlna řekou Lužnicí na rozdíl od předchozích roků, které mají jasně viditelný pík, který značí největší množství vody, které řekou z jara protékalo.



Obr. 1 Průběh povodní v jednotlivých letech

	Instalace	1. odběr	2. odběr	3. odběr	Doba přítomnosti vody v tůních (dny)
2000 T2	6.2	23.3	7.4	20.4	<46
T3	6.2	23.3	7.4	20.4	<46
T4	6.2	23.3	7.4	20.4	<46
T5	6.2	23.3	7.4	20.4	<46
2001 T2	16.2	23.3	7.4	20.4	<46
T3	16.2	23.3	7.4	20.4	<46
T4	16.2	23.3	7.4	20.4	<46
T5	16.2	23.3	7.4	20.4	<46
2012 T2	22.2	25.3	15.4	6.5	33
T3	22.2	25.3	15.4	6.5	<50
T4	22.2	Bez odběru	Bez odběru	Bez odběru	0
T5	22.2	Bez odběru	Bez odběru	Bez odběru	0

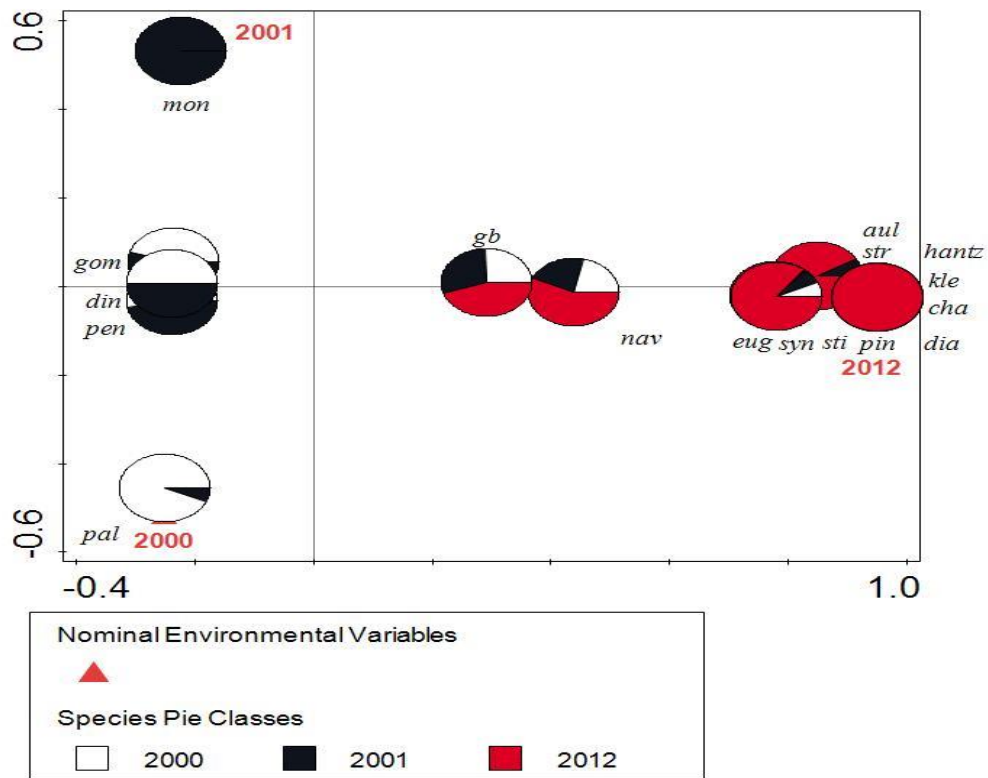
Tab. 1 Odběry v jednotlivých letech

5.2 Příslušnost druhů k jednotlivým lokalitám a environmentálním faktorům prostředí

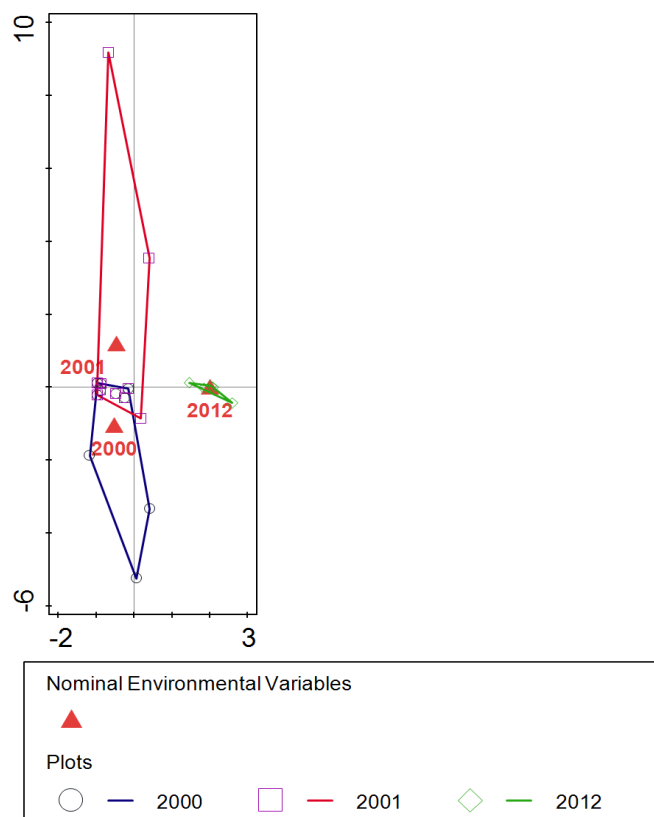
Pro zjištění obecného modelu distribuce sinic a řas v jednotlivých letech byla zvolena kanonická korespondenční analýza (CCA) (Obr. 2) (CCA; $F_{2,45}=1,3$, $P=0,05$). Z Obr. 3 jsou jasně vidět značné rozdíly mezi jednotlivými lety, jedná se zejména o rozdíly mezi rokem 2012 a předchozími dvěma sezónami. Z Obr. 2 je jasně vidět, že rody jako *Klebsormidium* sp. *Characium* sp. *Diatoma* sp. či *Hantzschia* sp. byly nalezeny pouze v roce 2012. Oproti tomu *Navicula* sp. a zelené koule (neidentifikovatelné iniciační stádia zelených řas, nebo kokální řasy) se vyskytují ve všech třech měřených sezónách. Rodem, který se nevyskytoval v roce 2012 a jeho výskyt 2001 byl velice slabý, byl *Palmodictyon* sp., který byl významným druhem roku 2000. Pouze v sezóně 2001 byl nalezen druh *Monoraphidium contortum*. Druhy *Gomphosphaeria* sp. a *Dinobryon* sp. se zdají být pojátkem mezi sezónami 2000 a 2001. Model vysvětlil pouze 10,61 % variability, což může značit, že variabilita druhů mezi roky může být značně náhodná. Pro testování, zdali se určité druhy sinic a řas vyskytující v tůních v závislosti na charakteru povodně, byla použita kanonická korespondenční analýza (CCA) (Obr. 4) (CCA; $F_{1,45}=2,1$, $P=0,006$). Bylo zjištěno, že druhy jako *Diatoma* sp., *Characium* sp. a *Hantzschia* sp. se vyskytovaly zejména v sezóně 2012, kdy povodeň nepřišla. Oproti tomu rody jako *Eudorina* sp., *Mallomonas* sp. či *Gomphonema* sp. se vyskytovaly v sezónách, kdy povodeň krajinou prošla. Model vysvětlil 8,52 % variability.

Pro zjištění příslušnosti jednotlivých rodů/druhů k sledovaným tůním byla také použita kanonická korespondenční analýza (CCA), přičemž jednotlivé roky byly použity jako kovariáty (Obr. 5) (CCA; $F_{3,45}=2,1$, $P=0,002$). Bylo zjištěno, že druhové složení tůní T2 a T5 se od sebe značně liší, druhy/rody jako *Klebsormidium* sp. či *Pandorina morum* byly nalezeny pouze v tůni T2. Oproti tomu druhy jako *Monoraphidium contortum* či *Tetraëdron* sp. byly nalezeny pouze v tůni T5. Tůně T3 a T4 si byly druhově velice podobné a sdílely společně několik druhů, např. *Microcystis* sp. či *Microthamnion* sp.. Rozdíly v druhovém složení mezi jednotlivými tůněmi (Obr. 6) jsou pravděpodobně způsobeny jejich odlišnou morfologií. Model vysvětlil 23 % variability.

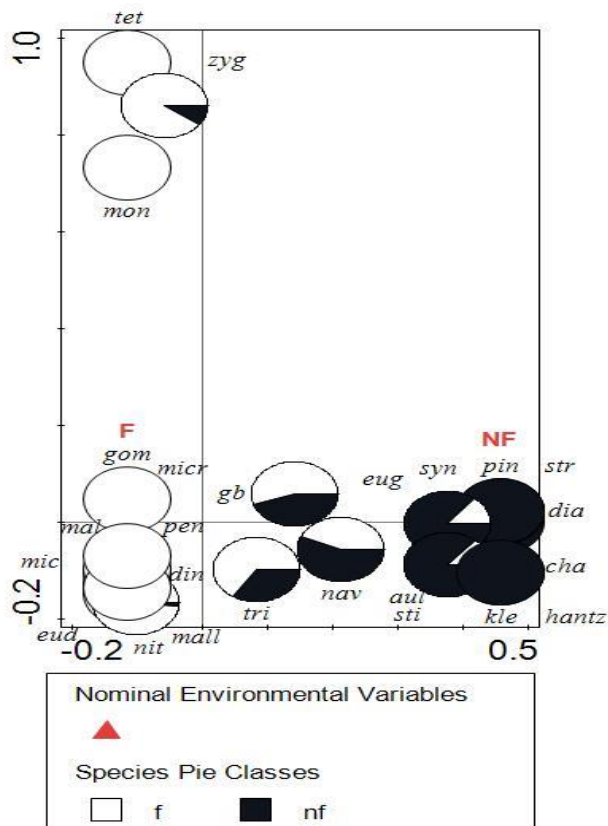
Pro znázornění, jaké environmentální faktory ovlivňují druhové složení sinic a řas říční nivy řeky Lužnice, byla opět použita kanonická korespondenční analýza (CCA), přičemž jednotlivé roky a tůně byly použity jako kovariáty (Obr. 7) (CCA; $F_{3,45}=2,1$, $P=0,002$). Pomocí Monte Carlo permutačního testu byly jako nejvýznamnější průkazné faktory ovlivňující druhové složení tůní říční nivy řeky Lužnice vybrány $\text{NH}_4\text{-N}$ ($P= 0,002$, $F= 2,5$), teplota ($P= 0,002$, $F= 2,2$) a pH ($P= 0,008$, $F= 2$). Z Obr. 7 je patrné, že druhy preferující nižší teplotu byly vyselektovány do pravého dolního čtverce a shromáždily se okolo roku 2012. Tyto druhy také preferují vyšší pH, neboť druhy, které se v pravém dolním čtverci vyskytují, měly hlavní zastoupení zejména v roce 2012, kdy byl nižší stav vodní hladiny po celou měřenou sezónu z důvodu nepřítomnosti jarní povodně. Druhy/rody, které preferují vyšší obsah amoniaku jako například *Zygnema* sp., byly převážně nalezeny v tůni T5, která byla nejmělkčí a nejvzdálenější od řeky a z důvodu rozkladných procesů stařiny zde byl nejvyšší obsah $\text{NH}_4\text{-N}$. Model vysvětlil 25,1 % variability. Legenda k ordinačním diagramům se nachází v tabulce 2.



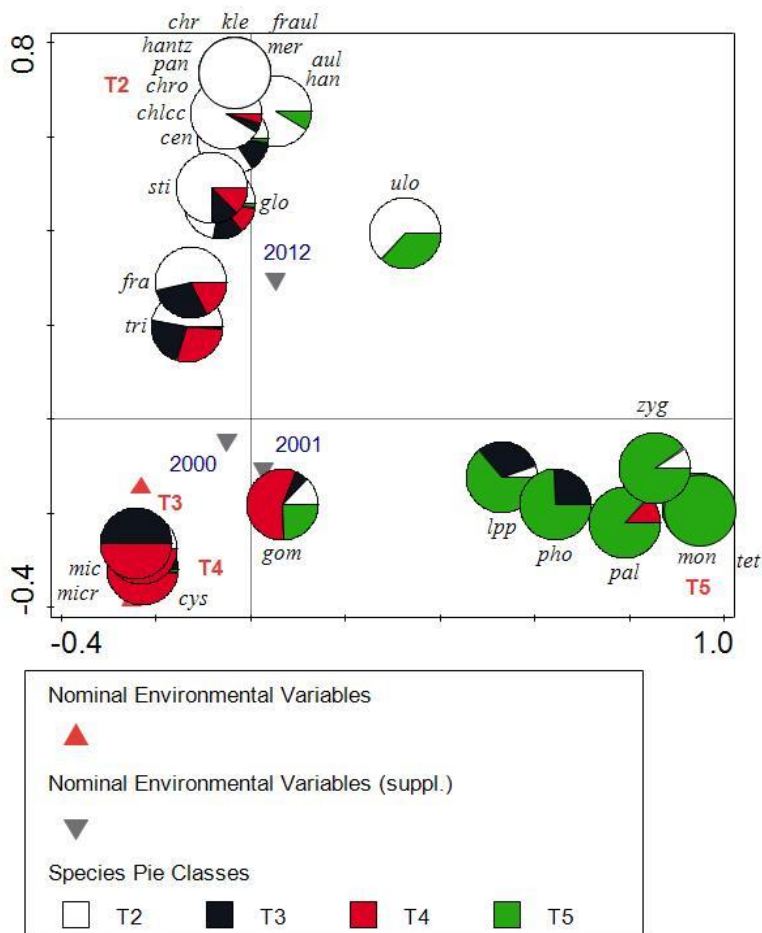
Obr. 2 CCA Ordinační diagram distribuce sinic a řas v jednotlivých letech



Obr. 3 CCA ordinační diagram zobrazující rozdíly



Obr. 4 CCA ordinační diagram výskytu sinic a řas v letech s přítomností a nepřítomností povodně.



Obr. 5 CCA ordinační diagram obecné distribuce sinic a řas mezi jednotlivými tůněmi

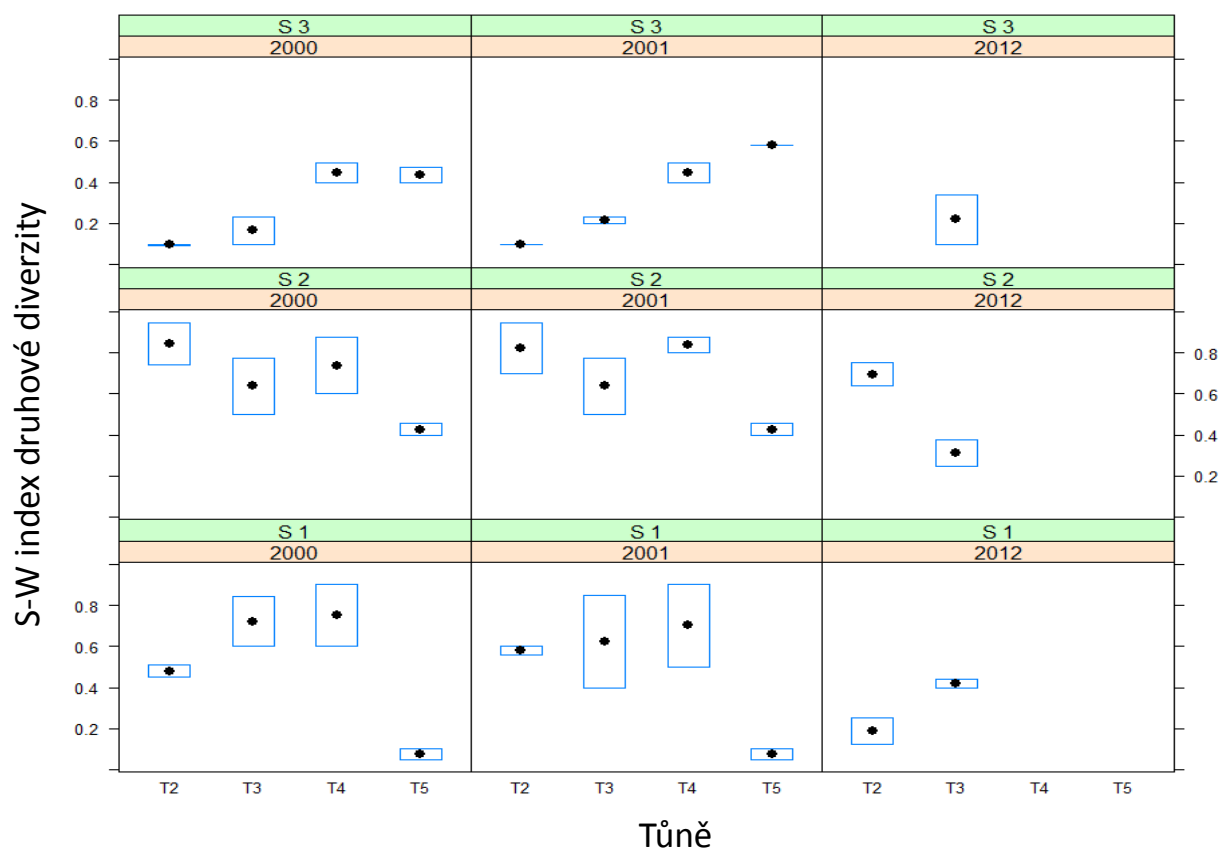
Chamaesiphon sp.	cha	Penales sp. div.	pen
Chroococcus sp.	chro	Pinularia sp.	pin
Gloeocapsa sp.	glo	Synedra sp.	syn
Gomphosphaeria sp.	gom	Stauroneis sp.	str
Leptolyngbya sp.	lpp	Euglena sp.	eug
Merismopedia cf. tetrapedia	mer	Trachelomonas volvocina	tra
Microcystis sp.	mic	Chlamydomonas sp.	chl
Phormidium sp.	pho	cf. Characium sp.	char
cysts (unidentified)	cys	cf. Kirchneriella sp.	kir
Chrysococcus rufescens	chr	Chlorella sp.	chlor
Dinobryon sp.	din	Chlorococcum sp.	chlcc
Mallomonas sp.	mal	Eudorina sp.	eud
Mallomonas sp. Cysts	mall	coccal cells in mucilage	coc
Tribonema sp.	tri	Microthamnion sp.	micr
Aulacoseira sp.	aul	Monoraphidium contortum	mon
Centrales sp. div	cen	Palmodictyon sp.	pal
Cymbella sp.	cym	Pandorina morum	pan
Diatoma sp.	dia	Scenedesmus sp.	sce
Fragilaria sp.	fra	Stigeoclonium sp.	sti
Fragilaria ulna	fraul	Tetraëdron cf. incus	tet
Hannaea arcus	han	Ulothrix sp.	ulo
Hantzschia sp.	hantz	Spirogyra sp.	spi
Meridion circulare	mer	Klebsormidium sp.	kle
Navicula sp.	nav	Zygnema sp.	zyg
Nitzschia acicularis	nit	GB	gb
Tůň 2	T2	Tůň 4	T4
Tůň 3	T3	Tůň 5	T5
Nepřítomnost povodní	NF	Přítomnost povodní	F

Tab. 2 Legenda k ordinačním diagramům

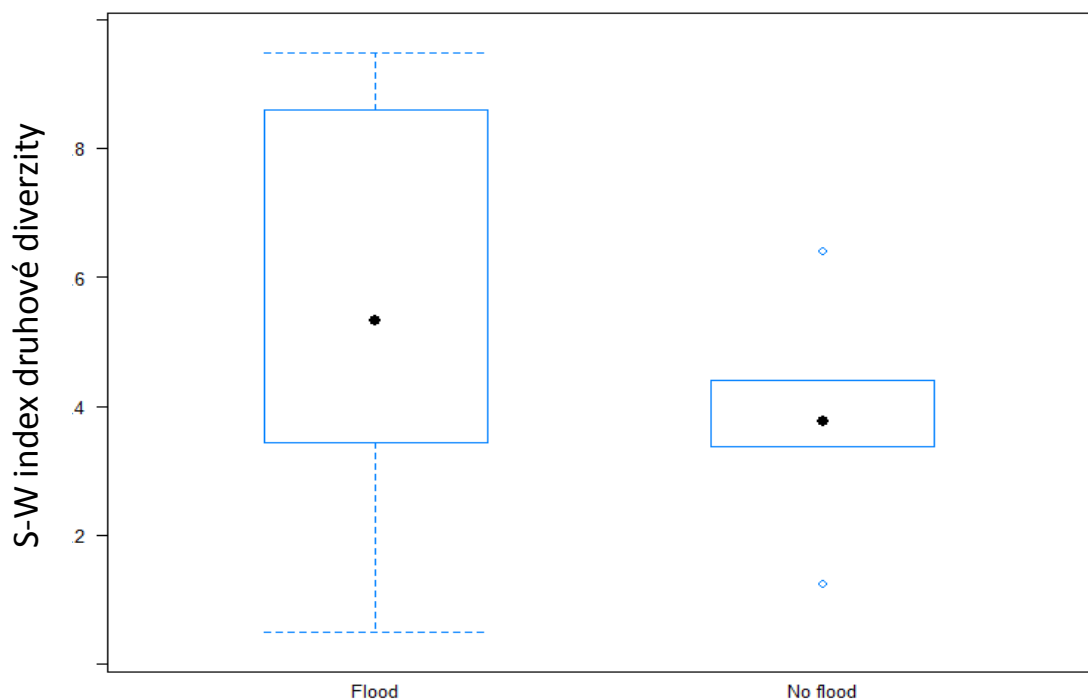
5.3 Druhová diverzita

Druhová diverzita v dočasných a permanentních tůních říční nivy řeky Lužnice se v průběhu let významně lišila (LME; $F_{19,29}=7,86$, $P=0,003$) (Obr. 8). Nejnižší druhová diverzita byla zaznamenána v roce 2012, zatímco v obou předešlých sezónách byla hodnota indexu druhové diverzity o poznání vyšší. Avšak zdá se, že druhovou diverzitu neovlivňuje pouze rozdílný průběh jednotlivých sezón, ale také teplota (LME_{19,29}; $F= 11,85$, $P=0,002$), $\text{NO}_3\text{-N}$ (LME; $F_{19,29}=37,42$, $P= <0,0001$), $\text{NH}_4\text{-N}$ (LME; $F_{19,29}=7,86$, $P=<0,0001$) a přítomnost povodní (LME; $F_{19,29}=4,19$, $P= 0,04$) (Obr. 9). Proměnná může být do značné míry

korelovaná s rozdílným S-W indexem v měřených sezónách, zejména z důvodu malého počtu měřených sezón. Naopak druhová diverzita nebyla ovlivněna typem tůně (LME; $F_{14,29}=1,13$, $P=0,36$), vodivosti (LME; $F_{14,29}=0,29$, $P=0,59$) PO_4-P (LME; $F_{14,29}=2,03$, $P=0,17$) a pH (LME; $F_{14,29}=2$, $P=0,17$).



Obr. 8 Shannon-Weaverův index druhové diverzity z jednotlivých let a tůň a z jednotlivých odběrů



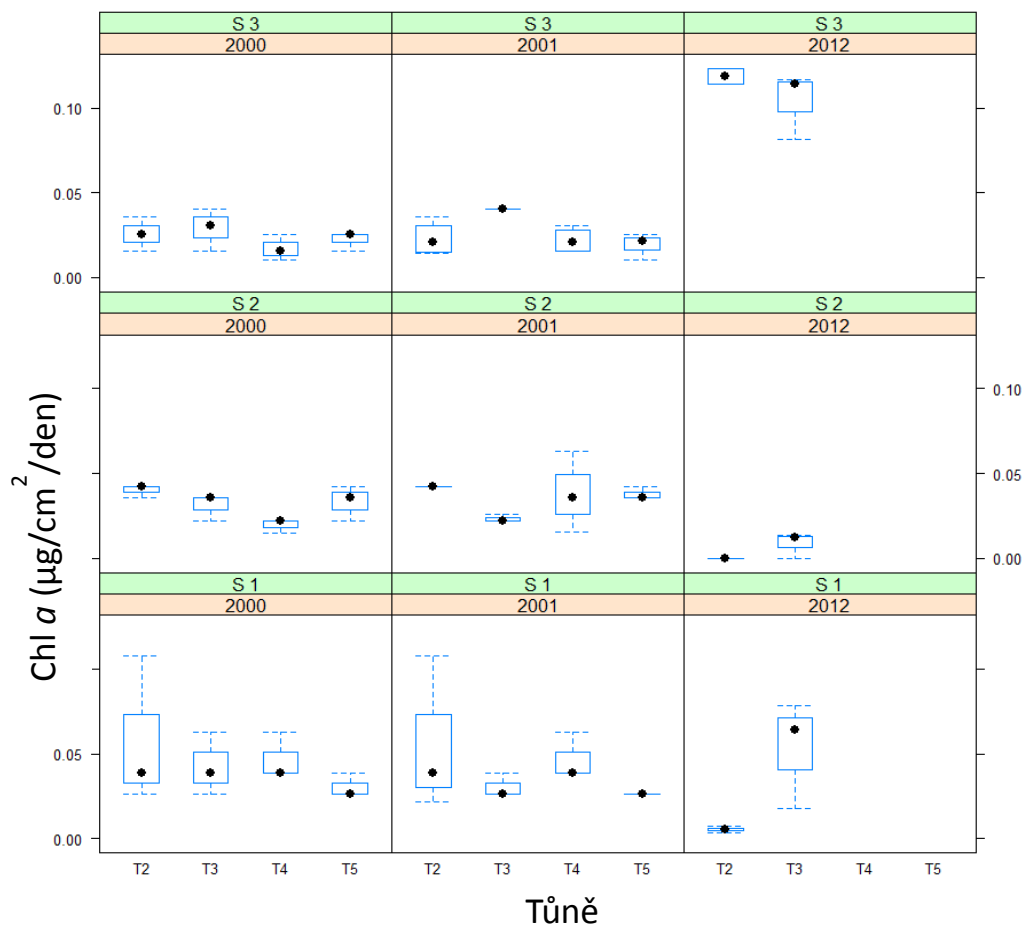
Obr. 9 Shannon-Weaverův index druhové diverzity v závislosti na přítomnosti povodně

5.4 Chlorofyl *a* a bezpopelná sušina

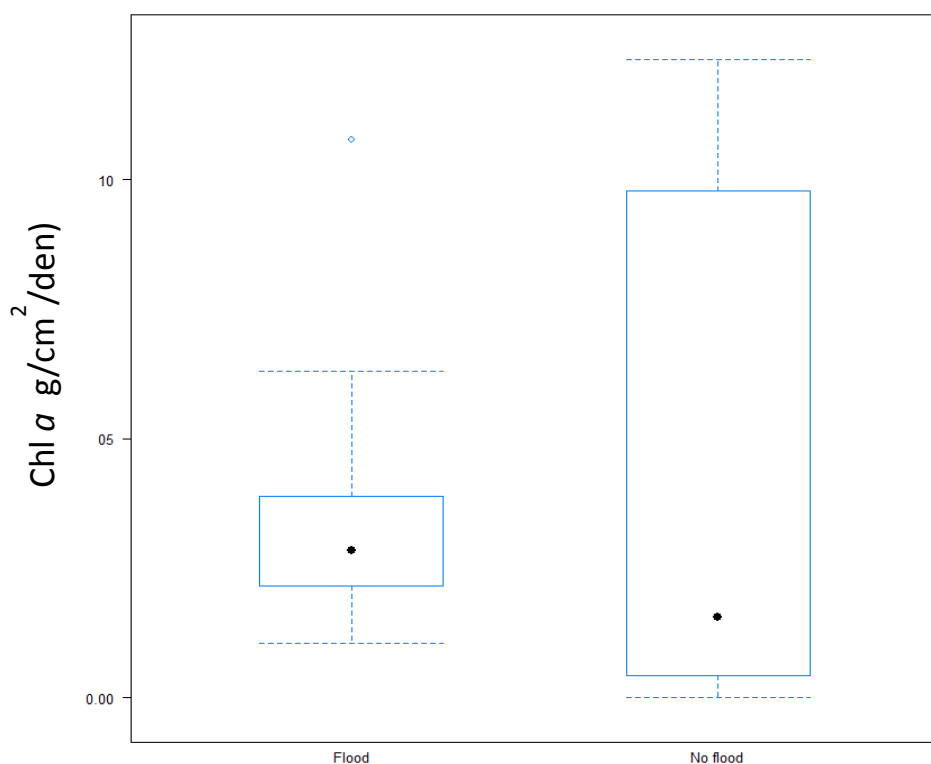
Množství chlorofylu *a* se mezi jednotlivými roky lišilo. Ačkoliv byl výsledek na hraně signifikance, byl přijat jako významný faktor (LME; $F_{81,88}=2,21$, $P=0,055$) (Obr. 10). Jako další faktory, které významně ovlivňovaly množství chlorofylu *a* v tůních říční nivy řeky Lužnice, byly vodivost vody (LME; $F_{81,88}=10,53$, $P=0,001$), $PO_4\text{-P}$ (LME; $F_{81,88}=10,44$, $P=0,001$) a přítomnost jarní povodně (LME; $F_{81,88}=2,2$, $P=0,046$) (Obr. 11). Je zde opět možná korelace mezi touto proměnnou a množstvím chlorofylu v jednotlivých letech z důvodu menšího počtu opakování. Naopak faktory, jako jsou typ tůně (LME; $F_{74,88}=2,2$, $P=0,046$), teplota (LME; $F_{74,88}=0,02$, $P=0,87$), $NO_3\text{-N}$ (LME; $F_{74,88}=0,05$, $P=0,8$), $NH_4\text{-N}$ (LME; $F_{74,88}=1$, $P=0,31$) a pH (LME; $F_{82,88}=0,2$, $P=0,79$), se zdají být nevýznamnými faktory pro množství chlorofylu *a* v tůních říční nivy.

Množství bezpopelné sušiny se mezi jednotlivými roky nelišilo (LME; $F_{74,88}=1,01$, $P=0,36$). Vliv přítomnosti jarní povodně také nebyl signifikantní (LME; $F_{74,88}=0,03$, $P=0,85$). Další faktory, které se ukázaly jako nevýznamné pro množství bezpopelné sušiny v tůních říční nivy, byly typ tůně (LME; $F_{74,88}=1$, $P=0,31$), teplota (LME; $F_{74,88}=1$, $P=0,31$), pH (LME;

$F_{74,88}=1$, $P=0,31$), $\text{NO}_3\text{-N}$ (LME; $F_{74,88}=1$, $P=0,31$) a $\text{NH}_4\text{-N}$ (LME; $F_{74,88}=1$, $P=0,31$). Jako významné faktory ovlivňující množství bezpopelné sušiny v říční nivy byly vodivost (LME; $F_{74,88}=1$, $P=0,31$) a $\text{PO}_4\text{-P}$ (LME; $F_{74,88}=1$, $P=0,31$). Jelikož fosfor vyšel průkazně, dalo by se usuzovat o určité limitaci fosforem pro společenstvo sinic a řas v tůních říční nivy.



Obr. 10 Relativní primární produkce z jednotlivých let, tůní a z jednotlivých odběrů



Obr. 11 Relativní primární produkce v tůňích říční nivy v závislosti na přítomnosti jarních povodní

6. Diskuze

Ekologických studií zabývajících se společenstvem nárostových sinic a řas z dlouhodobého hlediska není mnoho. Pokud nějaké existují, byly povětšinou prováděny v tropických (Junk a kol. 1995; Agostinho & Zalewski, 1996; Fonseca & Rodrigues 2005; Algarte a kol. 2009; Murakami a kol. 2009) a polárních oblastech světa (Lúscínska & Kyc 1993; Elster a kol. 1995; Elster & Svoboda 1995; Elster & Svoboda 1996; Elster a kol. 1997; Elster 1999; Elster a kol. 2001; Kubečková a kol. 2001; Elster & Komárek 2003; Wiencke a kol. 2011). V temperátních oblastech světa bylo provedeno pouze několik studií (Pithart a kol. 1996; Pithart 1999; Weilhoefer a kol. 2008; Pfeiffer a kol. 2011), avšak z hlediska delší časové řady se tímto problémem nikdo nezabýval.

6.1 Příslušnost druhů k jednotlivým lokalitám a faktorům prostředí

Již na začátku studie byl předpoklad, že každý rok pozorování bude svými fyzikálně-chemickými parametry vody a druhovým/rodovým složením tůní zcela unikátní. Ačkoliv byl předpoklad, že pokud projdou povodně říční nivou, měly by se rozdíly zejména v druhovém složení mezi sezónami smazávat. Tento předpoklad se potvrdil pouze zčásti, viz Obr. 2-3, jelikož v roce 2000 přišla povodeň na začátku dubna, kdy cévnaté rostliny nebyly ještě aktivní, teplota vody byla velice nízká a nebyla zde žádná kompetice o světlo mezi cévnatými rostlinami a nárostovými sinicemi a řasami (Elster, 1999; Elster a kol. 2002; Machová a kol. 2008). Oproti tomu v roce 2001 přišla povodeň na konci dubna, kdy teplota vody byla o poznání vyšší a určitá kompetice s vyššími rostlinami zde mohla probíhat. Mezi těmito sezónami je ještě jeden podstatný rozdíl. V sezóně roku 2000 byly tůně vypláchnuty povodňovou vlnou prakticky v zárodku vývoje společenstva sinic a řas, naproti tomu v sezóně 2001 byly propláchnuty již v plném vývoji tohoto společenstva. Proto se v obou ordinačních diagramech ukazuje určitá podobnost mezi druhovým složením roku 2000 a 2001. Ačkoliv rozdíly mezi sezónami 2000 a 2001 jsou markantní, ve srovnání se sezónou 2012 jsou nepatrné. Z Obr. 4 jsou patrné jasné rozdíly v druhovém složení sinic a řas mezi roky, kdy povodeň krajinou prošla a kdy ne, avšak tento výsledek je nutné brát s určitou rezervou, jelikož počet pozorovaných sezón nebyl dostatečný. S určitou mírou opatrnosti je možné usuzovat, že načasování povodní či průchod povodní říční nivou pravděpodobně hraje významnou roli pro druhovou skladbu jak permanentních, tak i dočasných tůní řeky Lužnice.

Morfologie tůní a fyzikálně-chemické parametry vody pravděpodobně hrály důležitou roli v utváření společenstva sinic a řas (Round a kol. 1984; Kalff 2002). Také vzdálenost tůní od koryta mohla v některých případech sehrát svoji roli (Algarte a kol. 2009). V případě této studie jde spíše o faktor času než vzdálenosti, jelikož díky dřívějšímu oddělení tůní od zaplavené nivy může docházet k rozdílnému vývoji společenstva nárostových sinic a řas v jednotlivých tůních (Rodrigues and Bicudo, 2004). Spíše však můžeme usuzovat, že odlišnost v druhovém složení jednotlivých tůní je způsobena zejména rozdílnou morfologií tůní (tvar a hloubka) a fyzikálně-chemickými parametry jednotlivých tůní zejména vzhledem k dekompozici stařiny a prohřívání tůní. Rozdílnost tůní T2 a T5 a zejména v hloubce (tůň T2 je hlubší a menší, tůň T je mělká a relativně větší), která je spojena s možností rychlého prohřátí a nastartování různých biologických pochodů, zejména procesu dekompozice (Elster a kol. 2002). Tůň T3 je jako jediná permanentní tůň, leží v blízkosti řeky a je napájena průsakovou vodou z řeky Lužnice a i když se svojí morfologií velmi liší od tůně T4, jejich

druhové složení je velice podobné. Tento fakt je pravděpodobně dán jejich stejnými fyzikálně-chemickými vlastnostmi vody v sezóně 2000 a 2001, kdežto v sezóně 2012 se tato tůň projevila jako velice nepříznivé prostředí pro růst nárostových sinic a řas, zejména z důvodu značného zákalu (Pithart a kol. 2007)

Jak již vyplynulo z výsledků této práce, nejdůležitějšími faktory ovlivňujícími druhové složení sinic a řas v říční nivě jsou pH, $\text{NH}_4\text{-N}$ a teplota. Právě teplota hraje zásadní roli při nastartování růstu a sezónní úspěše perifytonu v tůních říční nivy (Elster a kol. 2002; Machová a kol. 2008). Z Obr. 7 je vidět, že druhy preferující nízkou teplotu, např. *Klebsormidium* sp., *Stigeoclonium* sp. a *Ulotrix* sp., se vyskytují v pravém dolním rohu. Tyto druhy jsou kompetičně slabé, a proto rostou v období nízkých teplot, kdy je slabá nebo téměř žádná konkurence o světlo a o živiny (Prach a kol. 1996; Elster a kol. 2002; Weilhoefer a kol. 2008; Pfeiffer a kol. 2011). Se stoupající teplotou však dochází k jejich vytlačení kompetitivnějšími druhy (Elster 2012, ústní sdělení). Druhy preferující vyšší pH se vážou zejména k roku 2012, kdy říční nivou neprošla povodeň a nepřinesla do tůň říční vodu a říční druhy řas, zejména rozsivky (Algera a kol. 2006), přičemž tůně měly vyšší hodnotu pH oproti ostatním rokům. Druhy preferující vyšší hodnoty $\text{NH}_4\text{-N}$ se vyskytovaly zejména v tůni T5. Tento výsledek je dán především morfologií dané tůně, jelikož vzhledem k její mělkosti zde docházelo ke snadnému prohřátí vody a dekompozici.

6.2 Druhová diverzita

Během třech pozorovaných sezón, kdy je každý rok brán jako nezávislý na ostatních, bylo zjištěno, že pokud neprojde říční nivou povodňová vlna a tůně jsou naplněny pouze průsakem a roztátým sněhem, dochází ke značnému snížení druhové diverzity, jelikož do tůň není přineseno říční inokulum sinic a řas (Prach a kol. 1996; Elster a kol. 2002; Pithart a kol. 2007; Machová a kol. 2008). Je pravděpodobné, že druhová diverzita sinic a řas není ovlivněna pouze jedním faktorem, ale ovlivňuje ji mnoho faktorů prostředí (Round a kol. 1984; Stevenson a kol. 1996; Wiencke a kol. 2011). Některé z těchto faktorů mohou být zcela náhodné, a proto nemusí být ani podchyceny (viz Přenos spor řas pomocí vodních ptáků či větrem) (Stevenson a kol. 1996). Jak se zdá, také teplota hraje významnou roli pro hodnotu indexu druhové diverzity. Tento fakt je pravděpodobně spojen s přechodem říční nivy do jednotlivých fází (Junk a kol. 1989; Weilhoefer a kol. 2008), kdy teplota vody ve fázi spojení

říční nivy s tokem je stejná jako teplota vody v toku, avšak po zaklesnutí vody zpět do koryta dochází k rychlejšímu prohřátí vody v tůních oproti řece, k akceleraci růstu sinic a řas a k nastartování jejich sukcese (Elster a kol. 2002; Weilhoefer a kol. 2008). Předpokladem je, že počet druhů se nelineárně mění společně s teplotou a množstvím vody v tůních (Pfeiffer a kol. 2011). Důležité je si také uvědomit, že načasování příchodu povodní může zásadně ovlivnit druhové složení tůní a druhovou diverzitu jak permanentních, tak i dočasných tůní říční nivy (Engle & Melack 1993) vzhledem k žracímu tlaku, který na společenstvo sinic a řas v říční nivě působí (Feminella & Hawkins 1995).

Množství živin, které se v říční nivě nachází, je poměrně značné (Round a kol. 1984; Prach a kol. 1996; Stevenson a kol. 1996). I proto lze předpokládat, že v říční nivě nedochází k limitaci živinami (Round a kol. 1984; Stevenson a kol. 1996). Pravděpodobnou příčinou, proč $\text{NO}_3\text{-N}$ a $\text{NO}_4\text{-N}$ vyšly jako signifikantní faktory ovlivňující druhovou diverzitu tůní, byl rozklad stařiny a různé rozkladné procesy, při nichž se uvolňovaly či přeměňovaly dusíkaté látky (Baley, 1995). Naopak faktory jako rozdílná morfologie jednotlivých tůní, vodivost, $\text{PO}_4\text{-P}$ a pH, nemají zásadní vliv na druhovou diverzitu tůní říční nivy řeky Lužnice.

6.3 Chlorofyl *a* a bezpopelná sušina

Množství chlorofylu *a* v sezóně 2012, tedy v sezóně, kdy povodeň říční nivou neprošla, bylo daleko vyšší než v letech, kdy povodeň říční nivou prošla. Naneštěstí tento výsledek vyvrací předpoklad, že povodeň v říční nivě zvyšuje narostlou biomasu sinic a řas a tím pádem i hodnotu chl *a* (Elster a kol. 2002). Důvody pro tento výsledek mohou být dva. Zaprvé může být chyba v měření v roce 2012, avšak to by znamenalo spíše metodickou chybu v každém měření, což je nepravděpodobné. Povodně přinesou do říční nivy mnoho materiálu (Rodrigues & Bicudo 2001; Elster 2002; Algarte a kol. 2009) a také inokulum sinic a řas obývajících řeku (zejména rozsivky) (Algarte a kol. 2006; Algarte a kol. 2009). Povodně ale také z říční nivy odnesou mnoho materiálu, jak ve smyslu pevných částic (Junk a kol. 1989), tak i živých a mrtvých organismů, které se v nivě nacházely (Junk a kol. 1989; Stevenson a kol. 1996; Kalff 2002). A právě odnos sinic a řas z tůní a jejich nahrazení říčními druhy, které nejsou zcela adaptované na lentické prostředí a jsou postupně nahrazovány jinými druhy (Weilhoefer a kol. 2008; Elster 2012, nepublikovaná data; Pfeiffer a kol. 2013), může způsobit zpomalení porůstání jak nosičů, tak i tůní obecně, nárostovými sinicemi a řasami a

tím pádem i snížení množství zjištěného chlorofylu *a*. Ačkoliv bylo množství chlorofylu v sezónách 2000 a 2001 menší než v roce 2012, průchod povodní zajistil dostatečné množství vody v tůních po celou dobu vzorkování, přičemž byly tůně naplněny minimálně do konce května (Elster 2012, osobní sdělení). Zdá se, že faktory prostředí, které se ukázaly jako důležité pro druhové složení tůní a druhovou diverzitu, nemají zásadní význam pro relativní primární produkci říční nivy. Jedná se zejména o $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, pH a teplotu, které by měly zásadně ovlivňovat nastartování biologických procesů v říční nivě (Elster a kol. 2002). Tyto zmíněné faktory nemají zásadní význam pro množství chlorofylu *a* ani bezpopelné sušiny v říční nivě řeky Lužnice. Naopak faktory prostředí, které se v předchozích analýzách ukázaly jako nevýznamné ($\text{PO}_4\text{-P}$ a vodivost), by měly hrát zásadní roli při produkci fyto-bentosu tůní říční nivy. I když je v říční nivě předpoklad že zde k žádné limitaci živinami nedochází (Vymazal 1995; Rodrigues & Bicudo 2001), je možné, že v sezóně 2012 kdy povodeň nepřišla a zároveň byla říční niva vysoce produktivní, mohlo dojít k částečné limitaci fosforem.

Kombinace faktorů prostředí společně s jejich rozdílnými hodnotami v průběhu měřených sezón hrála zásadní roli při vývoji společenstva sinic a řas v dočasných tůních říční nivy řeky Lužnice, jejich druhové diverzity a produkce. Hypotéza, že povodně, zejména jejich síla a délka trvání, mají zásadní význam při vývoji společenstva nárostových sinic a řas v říční nivě, nemohla být přes veškerou snahu potvrzena ani vyvrácena, zejména z důvodu malého počtu opakování. Nicméně náznaky zásadního vlivu povodní na komunitu nárostových sinic a řas tu jsou, avšak jejich potvrzení vyžaduje další pozorování.

7. Závěr

- Druhové složení se značně lišilo jak mezi jednotlivými roky, tak i mezi jednotlivými tůněmi.
- Průchod povodní říční nivou pravděpodobně značně ovlivňuje druhové složení jak permanentních, tak i dočasných tůní řeky Lužnice.
- Faktory prostředí jako teplota, $\text{NH}_4\text{-N}$ a pH významně ovlivňují druhové složení tůní říční nivy.
- Druhová diverzita tůní se mezi měřenými sezónami značně lišila, avšak mezi jednotlivými biotopy se druhová diverzita významně nelišila.
- Hodnota druhové diverzity byla pozitivně ovlivněna průchodem povodně říční nivou.
- Relativní primární produkce se lišila mezi jednotlivými roky, avšak ne mezi jednotlivými tůněmi.
- Relativní primární produkce byla negativně ovlivněna průchodem povodní říční nivou.

8. Seznam použité literatury

- Agostinho, A. A. & Zalewski, M. 1996: A planície alagável do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos esocioeconômicos. *Maringá: Eduem*. 100.
- Algerte, V. M. Moresco, C. & Rodrigues, L. 2006: Algas do perifiton de distintos ambientes na planície de inundação do alto rio Paraná. *Acta Scientiarum Biological Sciences* 28 (3): 243-251.
- Algarte, V. M. Siqueira, N. S. Murakami, E. A. & Rodrigues, L. 2009: Effects of hydrological regime and connectivity on the interannual variation in taxonomic similarity of periphytic algae *Brazilian Journal of Biology*. 69(21): 609-616
- Azim, M. E. & Asaeda, T. 2005: Periphyton structure, diversity and colonization. In Azim, M. E. Beveridge, Mc. M. Van Dam A. A. & Verdegem, Mc. J. (Eds.). Periphyton: ecology, exploitation and management. *Cambridge: CABI Publishing*. p. 1-100.
- Batko, A. 1975: Zarys hydromikologii.principles of hydromycology. **Państwowe Wydawn. Naukowe. Warszawa**: 487 pp
- Barquin, J. & Death, R. G. 2011: Downstream ganges in spring-fed stream invertebrate communities: the effect of temperature range? *Journal of Limnology* 70: 134-146.
- Baley, B. P. 1995: Understanding large river: Floodplain ecosystem. *Ecology of large rivers* 3: 153-158.
- Biggs, J. F. B. & Smith, R. A. 2002: Taxonomic richness of stream benthic algae: Effect of flood disturbance and nutrients. *Limnology and Oceanography* 47: 1178-1186
- Carlton, R. G. & Wetzel, R. G. 1988: Phosphorus flux from lake sediments: effects of epipelagic algal oxygen production. *Limnology and Oceanography* 33: 562-570.
- Clesceri, L. S. 1979: The role of the surface sediments in lake metabolism. *Rensselaer Fresh Water Institute Newsletter* 9: 1-4.
- Dodds, W. K. 2003: The role of periphyton in phosphorus retention in shallow freshwater aquatic systems. *Journal of Phycology* 39: 830-849.
- Edlund, M. B. & Stoermer E. F. 1997: Ecological, evolutionary, and systematic significance of diatom life histories. *Journal of Phycology* 33: 897-918

Edlund M. B. & Spaulding S. A. 2006: Initial observations on uniparental auxosporulation in *Muelleria* (Frenguelli) Frenguelli and *Scoliopleura* Grunow (Bacillariophyceae). In: Advances in phycological studies. Festschrift in Honour of Prof. Dorina Temniskova-Topalova (Ed. by N. Ognjanova-Rumenova & K. Manoylov). *Pensoft Publisher & University Publishing House, Sofia and Moscow, Bulgaria*. 213–225

Elster, J. & Svoboda, J. 1995: *In situ* simulation and manipulation of a glacial stream ecosystem in the Canadian High Arctic. In: A. Jenkins, R. C. Ferrier and C. Kirby (eds.) Ecosystem manipulation experiments: scientific approaches, experimental design and relevant results. Proceedings of a Symposium at Bowness - on - Windermere, *Ecosystem Research Report* No. 20, Brussels, Luxembourg: 254 – 263

Elster, J. Komárek, J. & Svoboda, J. 1995: Algal communities of polar wetlands. *Scripta Facultatis Scientiarum Naturalium Universitatis Masaryk.*, Brun. (Geography) 24: 13 – 24

Elster, J. & Svoboda, J. 1996: Algal diversity, seasonality and abundance in, and along glacial stream in Sverdrup Pass, 79 °N, Central Ellesmere Island, Canada. *Memories National Institut of Polar Research*. Spec. Issue, 51: 99 – 118

Elster, J. Svoboda, J. Komárek, J. & Marvan, P. 1997: Algal and cyanoprokaryote communities in a glacial stream, Sverdrup Pass, 79 °N, Central Ellesmere Island, Canada. Arch. *Hydrobiological Supplementary. Algological. Studies* 85: 57 - 93.

Elster, J. 1999: Algal versatility in various extreme environments. In Seebach, J. (ed.), Origin – Evolution and versatility of microorganism (Phylogeny, structure, physiology and extreme environments). *Kluwer Academic publishers*, The Netherlands: 215-227.

Elster, J. Svoboda, J. & Kanda, H. 2001: Controlled environment platform used in temperature manipulation study of a stream periphyton in the Ny-Ålesund, Svalbard. Proceedings of International conference – Algae and Extreme Environments – Ecology and Physiology, J.

Elster, J. Francírková, T. & Kyrbergerová, M. 2002: Ekologie fyto-bentosu dočasných tůní Horní Lužnice. Papáček, M. (ed.). Sborník příspěvků z konference: Biodiverzita a přírodní podmínky Novohradských hor, *Jihočeská Univerzita v Českých Budějovicích*: 123-130.

- Elster, J. & Komárek, O. 2003: Periphyton ecology of two snow-fed streams in the vicinity of H. Arctowski station, King George Island, South Shetlands, Antarctica. – *Antarctic Science* 15 (2): 189 - 201.
- Engle D. L. & Melack J. M. 1993: Consequences of riverine flooding for seston and the periphyton of floating meadows in an Amazon floodplain lake. *Limnology and Oceanography* 38: 1500–20.
- Ettl, H. 1978: Xanthophyceae. 1.Teil. - *Slisswasserflora von Mitteleuropa*, G. Fischer Verlag, Stuttgart - New York: 530 pp
- Feminella, J. W. & Hawkins, C. P. 1995: Interaction between stream herbivores and periphyton: A quantitative analysis of past experiments. *Journal of the American benthological society* 14: 465-509.
- Fonseca I. A. & Rodrigues L. 2005: Comunidade de algas perifíticas em distintos ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná. *Acta Scientiarum Biological Sciences*. 27(1): 21- 28.
- Fuller, R. L. Ribble, C. Kelley, A. & Gaenzie, E. 1998: Impact of stream grazers on periphyton communities: A laboratory and field manipulation. *Journal of freshwater ecology* 13: 105-114.
- Gregory, S. V. Swanson, F. J. McKee W. A. & Cummins K. W. 1991: An ecological perspective of riparian zones. *Bioscience* 41: 540-551.
- Hašler, P. Štěpánková, J. Neústupná, J. Kitner, M. Hekera, P. Veselá, J. & Pouličková, A. 2008: Epipellic cyanobacteria and algae: a case study from *Czech fishponds*. *Fottea* 8: 139–154.
- Heering, W. 1914: Chlorophyceae III. - Ulotrichales, Microsporales, Oedogoniales. - In: Pascher, A. (ed.): *Die Slisswasserflora Deutschlands, Osterreichs und der Schweiz* G. Fischer, Jena 6: 1-250.
- Hillebrand, H. Durselen, C-D. Kirschtel, D. Pollinger, U. & Zohary, T. 1999: Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of phycology* 35: 403-424.
- Hillebrand, H. 2009: Meta-analysis of grazer control of periphyton biomass Gross aquatic ecosystem. *Journal of phycology* 45: 798-806.

Hoagland, K. D. Roemer, S. C. & Rosowki, J. R. 1982: Colonization and community structure of two periphyton assemblages, with emphasis on the diatoms Bacillariophyceae. *American Journal of Botany* 69(2): 188-213.

Jarvie, H. P. Neal, C. Warwick, A. White, J. Neal, M. WICKHAM, H. D. Hill, L. K. & Andrews M. C. 2002: Phosphorus uptake into algal biofilms in a lowland chalk river. *Science of the Total Environment* 282: 353–373.

Jones, J. B. & Mulholland P. J (eds), 2000. Streams and ground waters. *Academic Press*, San Diego. 425

Junk, J. W. Baley, B. P. & Sparks, E. R. 1989: The flood pulse concept in river-floodplain system. *Canadian journal of fish aquatic science*. 106: 110-127

Junk, W. J. & Da Silva, C. J. 1995; Neotropical floodplains: A comparison between the Pantanal of Mato Grosso and the large Amazonian river floodplain in: Tundisi, J. G. & Matsumura Tundisi T. (ed.). Brazilian Academy of science, *Brazilian Limnological society*, Rio de Janeiro, Brazil: 195-217.

Kalff, J. 2002: Limnology. *Prentice hall*, New Jersey: 25-75, 145-223, 247-275.

Kubečková, K. Elster, J. & Kanda, H. 2001: Periphyton ecology of glacial and snow-fed streams, Ny-Ålesund, Svalbard: the influence of discharge disturbances due to sloughing, scraping and peeling. Proceedings of International conference – Algae and Extreme Environments – Ecology and Physiology, J. Elster, J. Seckbach, W. Vincent & O. Lhotský (eds.). *Nova Hedvigia*, Beiheft 123: 141-172

Komárek J. & Anagnostidis K. 1998: Cyanoprokaryota 1. Teil: Chroococcales. - In: Ettl. H. Garther, H. Heyning, G. H. & Mollenhauer, D. (ed.). *Süßwasserflora von Mitteleuropa* 19(1), Gustav Fischer, Jena-Stuttgart-Lübeck-Ulm, 548 pp.

Komárek J. & Anagnostidis K. 2005: Cyanoprokaryota -2. Teil/ 2nd Part: Oscillatoriales. - In: Budel, B., Krientz L., Gartner G. & Schagerl M. (ed.), *Süßwasserflora von Mitteleuropa* 19/2, Elsevier/Spektrum, Heidelberg, 759 pp.

Komárek, J. & Fott, B. 1983: Chlorophyceae (Grünalgen), Ordnung Chlorococcales. - In: Huber-Pestalozzi, G. (ed.): *Das Phytoplankton des Süßwassers*. Die Binnengewässer Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 1044

Lamberti, G. A. & Resh, V. H. 1983: Stream periphyton and Insect herbivores: An Experimental study of grazing by a caddisfly population. *Ecology* 64: 1124-1135.

Lange-Bertalot, H. 1993: 85 Neue Taxa und liber 100 weitere neu definierte Taxa ergänzend zur Slüsswasserflora von Mitteleuropa- *Bibliotheca Diatomologica*, Berlin – Stuttgart 2: 454pp

Lepš, J. & Šmilauer, P. 2003: Multivariate Analysis of Ecological Data using Canoco, *Cambridge University Press*, Cambridge, 267 p

Lúscínska, M & Kyc, A. 1993: Algae inhabiting creeks of region of H. Arctowski Polish Antarctic station, King George island, South Shetlands. *Polish polar research* 14: 393-405.

Maberly, S. C. & Spence, D. H. N. 1983. Photosynthetic inorganic carbon use by freshwater plants. *Journal of Ecology*, 71, 705-724

Machová, K. Elster, J. & Adamec, L. 2008: Xanthophyceae assemblages during winter-spring flood: autecology and ecophysiology of *Tribonema fonticolum* and *T. monochloron*. *Hydrobiologia* 600: 155-168,

Middleton, B. A. 2002: The flood pulse concept in wetland restoration. Flood pulsing in wetlands: Restoration the natural hydrological balance. (ed.) Middleton, B. A. *Wiley & sons, Inc* : 1-7.

Miller, M. C. & Reed, J. P. 1975: Benthic metabolism of arctic coastal ponds, Barrow, Alaska. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretisches und angewandte Limnologie* 19: 459–465.

Murakami, E. A. Bicudo, D. C. & Rodrigues, L. 2009: Periphytic algae of the Garças Lake, upper Paraná River floodplain: comparing the years 1994 and 2004. *Revista Brasileira de Biologia. Brazilian Journal of Biology* 69(2): 459-468.

Pechar L. 1987: Use of acetone-methanol mixtur efor extraction and spectrometric determinativ of chlorophyll *a* in phytoplankton. *Archiv für Hydrobiologia* 78: 99-117

Pithart, D. Elster, J. Komárek, O. & Klabouchová, A. 1996: Microphyte vegetation. In: Prach K., J. Jenik and A. R. G. Large (eds.) Floodplain ecology and management. *SPB Academic publishing*, Amsterdam: 99 – 113.

- Prach, K. Jeník, J. & Large R. G. A. 1996: Floodplain ecology and management. **SPB Academic publishing**, Amsterdam: 1-227
- Pfeiffer, T. Z. Mihaljevič, M. Stevic, F. & Dubravka, S. P. 2013: Periphytic algae colonization driven by variable environmental components in a temperate floodplain lake. **The annals of Limnology**. 49 (2013) 179–190
- Pithart, D. 1999. Phytoplankton and water chemistry of several alluvial pools and oxbows after the flood event – a process of diversification. **Algological Studies** 95: 93–113.
- Pithart, D. Pochlová, R. Bílý, M. Hrbáček, J. Novotná, K. & Pechar, L. 2007: Spatial and temporal diversity of small shallow waters in river Lužnice floodplain. **Hydrobiologia** 584:265–275
- Pouličková, A. Hašler, P. Lysáková, M. & Spears. B. 2008: The ecology of freshwater epipelic algae: an update. **Phycologia** 47(5): 437–450
- Rodrigues, L. & Bicudo, D. D. 2001: Similarity among periphyton algal communities in a lentic-lotic gradient of the upper Paraná river floodplain, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica** 24: 235-248.
- Round, F. E. (eds.) 1984: The ecology of algae. **Cambridge university press**. 629 pp.
- Rutherford, J. C. Scarsbrook, M. R. & Broekhuizen, N. 2000: Grazer control of stream algae: modeling temperature and flood effect. **Journal of environmental engineering** 126: 331-339.
- SAS, H. 1989. Lake Restoration by Reduction of Nutrient Loading. **Academic Verlag Richarz GMBH**, St Augustin, Germany.: 265.
- Spears, B. M. Carvalho, L. Perkins, R. Kirika, A. & Paterson, M. 2006: Spatial and historical variation in sediment phosphorus fractions and mobility in a large shallow lake. **Water Research** 40: 383–391.
- Stevenson, R. J. Bothwell, M. L. & Love, L. R. 1996: Algal ecology: freshwater benthic ecosystem. **Academic press**, London: 1-702.
- Steinman, A. D. & Lamberti, G. A. 1996. Biomass and pigments of benthic algae. In “Methods in Stream Ecology”. Hauer, F. R. & G. A. Lamberti (ed.). **Academic Press**, San Diego : 297.

Šmilauer, P. 2007: Moderní regresní metody. *Biologická fakulta JU*:168

Štěrbová, H. 2002: Druhová diverzita sinic a řas tůní Horní Lužnice. Sborník příspěvků z konference: Biodiverzita a přírodní podmínky Novohradských hor, Papáček, M. (ed.). *Jihočeská Univerzita v Českých Budějovicích*: 131-138.

Tockner, K. Schiemer, F. & Ward, J. V. 1998: Conservation by restoration: the management koncept for a river-floodplain systém on the Danube river in Austria. *Aquatic conservation: Marine and freshwater Ecosystem* 8: 71-86.

Vannote, R. L. Wayne Minshall, G. Gummins, K. W. Sedell, J. R. & Cushing, C. E. 1980: The river continuum koncept. *Canadian journal of fish aquatic science* 37: 130-137.

Vadeboncoeur, Y, Zandem, M. J. V. & Lodge, D. M. 2002: Putting the lake back together: reintegrating benthic pathways into lake food web models. *BioScience* 52: 44-54.

Vitousek, P. M., Mooney, H. A. Lubchenco, J. & Melillo. J. M. 1997: Human domination of earth's ecosystems. *Science* 277: 494-99.

Vymazal, J. 1995: Algal and element cycling in wetlands. *CRC Press*, London: 79-81.

Weilhoefer C. L. Pan, Y. & Eppard, S. 2008: The effect of river floodwaters on floodplain wetland water quality and diatom assemblages. *Wetlands* 28(2): 473-486.

Wellnitz, T. & Poff, L. N. 2006: Herbivory, current velocity and algal regrowth: how does periphyton grow when the grazers have gone? *Freshwater Biology* 51, 2114-2123

Wetzel R. G. (eds) 2001. Limnology, 3rd. *Academic Press*, San Diego, CA, USA: 1006.

Wiencke, C. (eds.) 2011: Biology of polar benthic algae. *Hubert & co. GmbH & co. KG*, Gottingen: 329

Zemanová, K. 2002: Rozvoj perifytonu v periodických tůních Horní Lužnice-vliv žracího tlaku zoobentosu. Papáček, M. (ed.). Sborník příspěvků z konference: Biodiverzita a přírodní podmínky Novohradských hor, *Jihočeská Univerzita v Českých Budějovicích*: 139-146

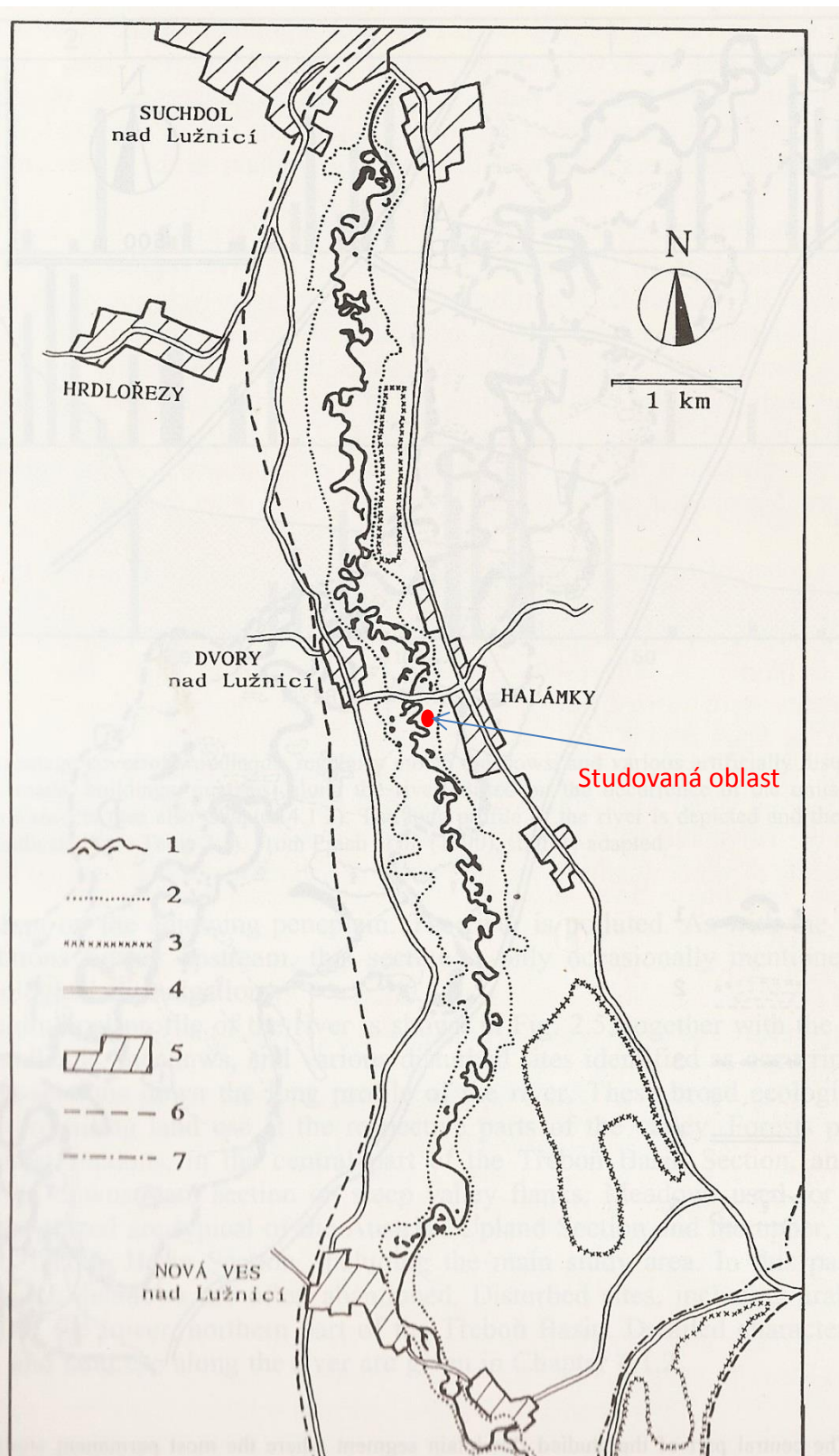
9. Přílohy

Tůň	Rok	Datum odběru	Teplota	pH	Vodivost	N-NH ₄	N-NO ₃	P-PO ₄	
			°C		μs/cm ²	μg/l	μg/l	μg/l	
T2	2000		23.3	7	5,94	95	117	488	19,5
T2	2000		7.4	9	6,6	160	46,7	320	15,5
T2	2000		20.4	13	6,42	175	29,2	432	65,3
T2	2001		23.3	6	5,94	171,1	117	488	19,5
T2	2001		7.4	9	6,6	195	46,7	320	19,5
T2	2001		20.4	15	6,42	177	29,2	432	65,3
T2	2012		25.3	5	6,8	162	0,03	2,668	1,827
T2	2012		6.5	6.5	6,3	144	1222	16,36	30.1
T3	2000		23.3	7	6,17	100	25,7	264	30,8
T3	2000		7.4	10	5,92	145	45,5	320	34,1
T3	2000		20.4	15	6,27	200	51,3	488	36,4
T3	2001		23.3	7	6,17	168,5	25,7	264	18,9
T3	2001		7.4	12	5,92	176	45,5	320	34,1
T3	2001		20.4	14	6,26	177	51,3	488	36,4
T3	2012		25.3	5	6,5	80	0,024	4,73	6,831
T3	2012		15.4	7	6,8	190	374,63	26,96	60,66
T3	2012		6.5	12	6,7	177	203,1	2,29	15,84
T4	2000		23.3	9	6,13	100	96,8	376	33,5
T4	2000		7.4	10	5,75	150	37,4	376	34,6
T4	2000		20.4	14	6,15	160	294	320	95,8
T4	2001		23.3	8	6,13	169,4	96,8	376	33,5
T4	2001		7.4	15	5,75	157	37,4	376	34,6
T4	2001		20.4	19	6,15	173	294	320	95,8
T5	2000		23.3	6	5,76	125	4280	376	102
T5	2000		7.4	10	5,72	180	1850	320	144
T5	2000		20.4	14	6,14	210	1460	153	34,6
T5	2001		23.3	8	5,76	169,5	4280	376	102
T5	2001		7.4	10	5,72	176	1850	320	144
T5	2001		20.4	15	6,14	173	1460	153	34,6

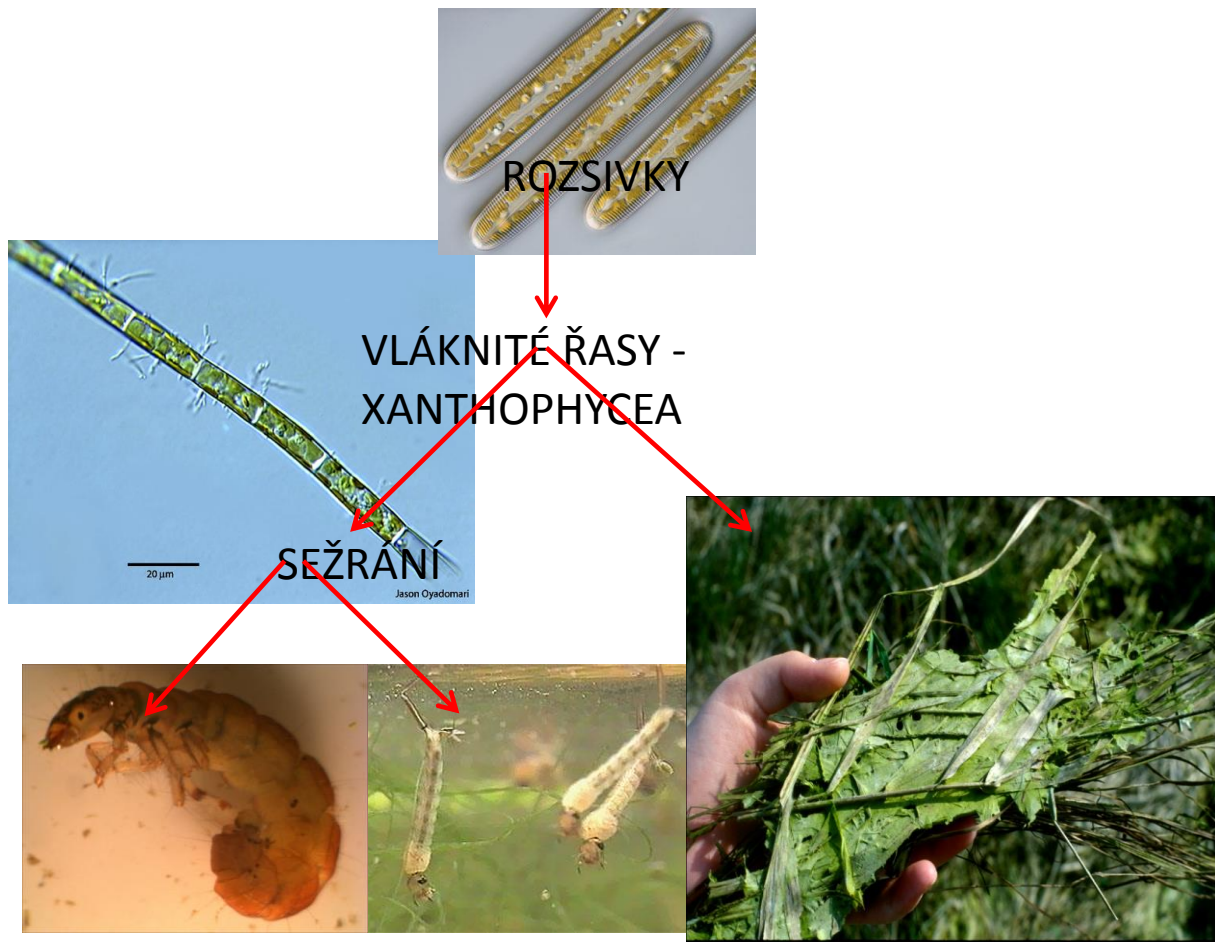
Příloha 1. Tabulka jednotlivých fyzikálně chemických parametrů vody

Rok	Počet použitých nosičů
2000	96
2001	96
2012	106

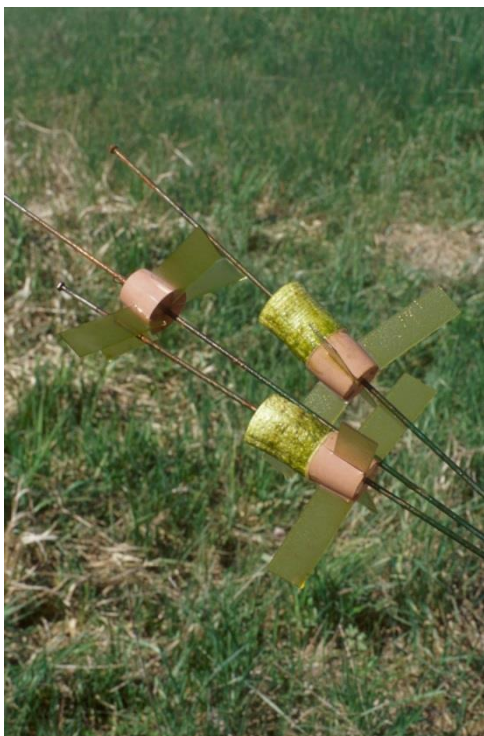
Příloha 2. Počet použitých nosičů v jednotlivých sezónách



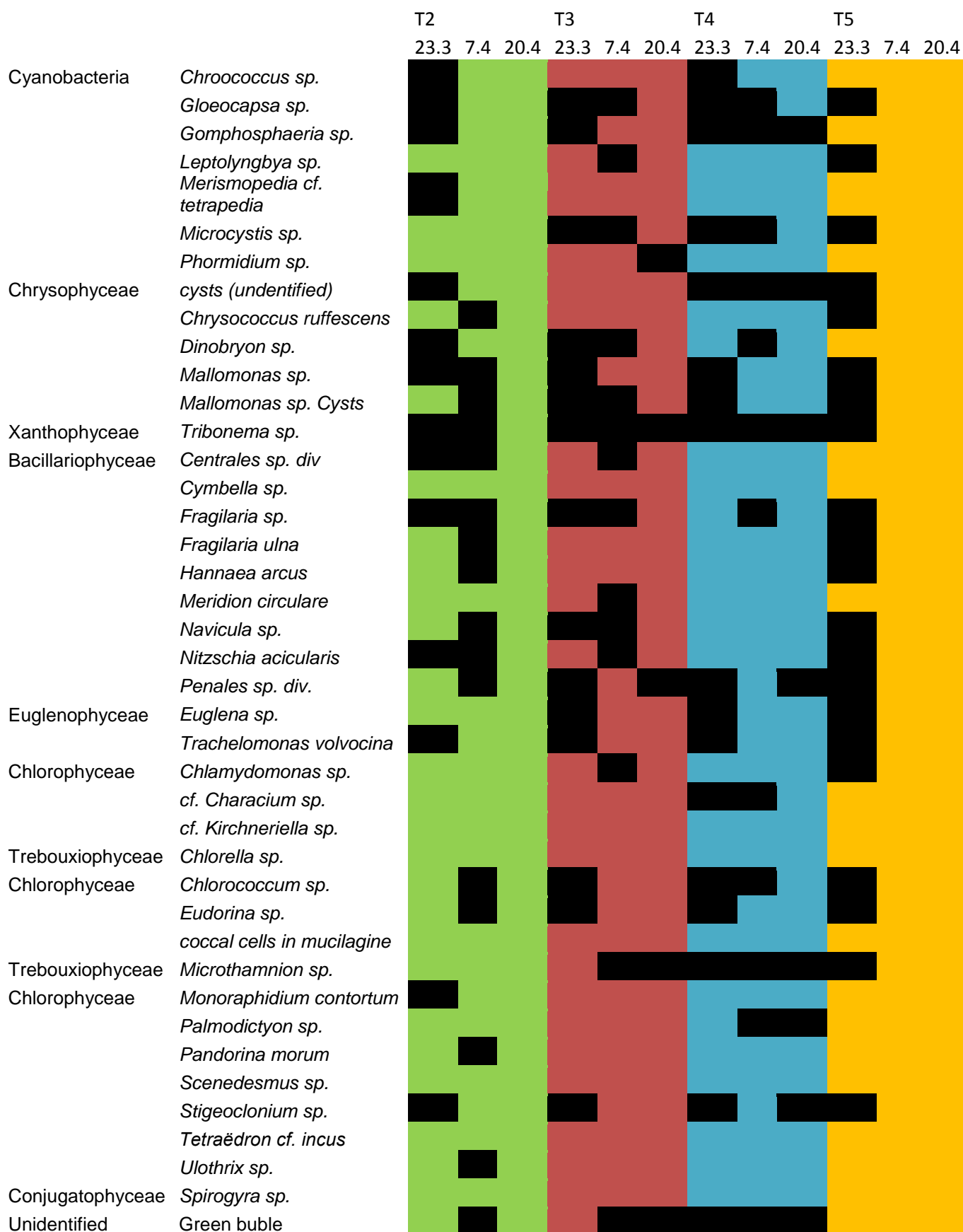
Příloha 3. Mapa říční nivy dle Prach a kol. (1996). Legenda: 1- Řeka Lužnice a ostatní vodní plochy v říční nivě, 2- Hranice říční nivy, 3- Pískovny, 4- Silnice, 5- Zastavěné území, 6- Železniční trať, 7- Státní hranice



Příloha 4. Modelový příklad vývoje společenstva perifytonu v záplavovém území říční nivy dle Elster (2012, nepublikovaná data)



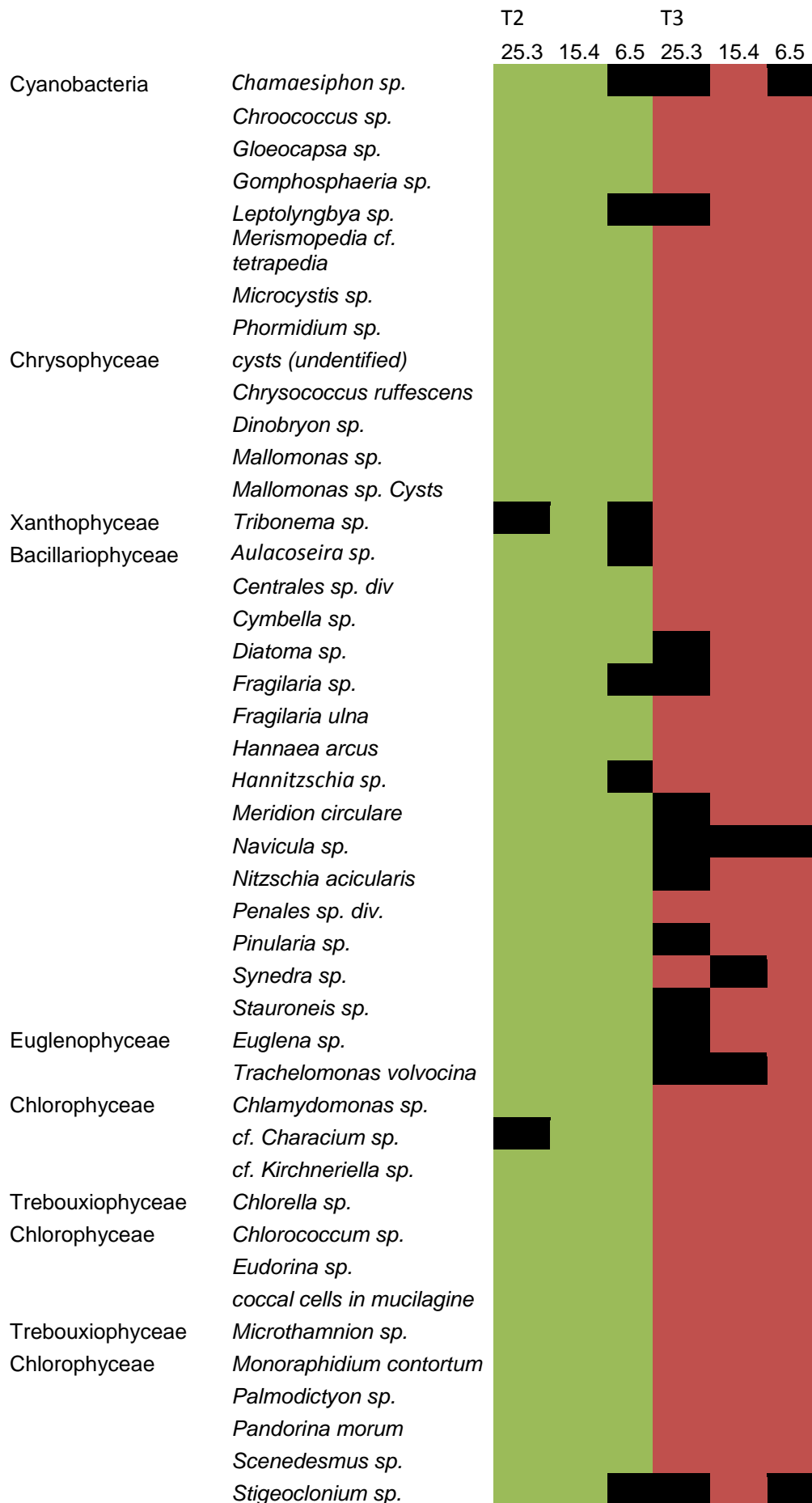
Příloha 5. Podložní sklíčka upevněná na plováku, který jezdí kovové tyčce



Příloha 6. Výskyt jednotlivých druhů v sezóně 2000

		T2			T3			T4			T5		
		23.3.	7.4.	20.4.	23.3.	7.4.	20.4.	23.3.	7.4.	20.4.	23.3.	7.4.	20.4.
Cyanobacteria	<i>Chroococcus sp.</i>	█			█	█	█	█	█	█			
	<i>Gloeocapsa sp.</i>	█			█	█	█	█	█	█			
	<i>Gomphosphaeria sp.</i>	█			█	█	█	█	█	█			
	<i>Leptolyngbya sp.</i>				█	█	█	█	█	█			
	<i>Merismopedia cf. Tetrapedia</i>	█			█	█	█	█	█	█			
	<i>Microcystis sp.</i>				█	█	█	█	█	█			
	<i>Phormidium sp.</i>				█	█	█	█	█	█			
	<i>cysts (unidentified)</i>	█			█	█	█	█	█	█			
Chrysophyceae	<i>Chrysococcus rufescens</i>		█										
	<i>Dinobryon sp.</i>	█			█	█	█	█	█	█			
	<i>Mallomonas sp.</i>				█	█	█	█	█	█			
Xanthophyceae	<i>Mallomonas sp. Cysts</i>				█	█	█	█	█	█			
	<i>Tribonema sp.</i>	█			█	█	█	█	█	█			
Bacillariophyceae	<i>Centrales sp. div</i>	█			█	█	█	█	█	█			
	<i>Cymbella sp.</i>				█	█	█	█	█	█			
	<i>Fragilaria sp.</i>	█			█	█	█	█	█	█			
	<i>Fragilaria ulna</i>				█	█	█	█	█	█			
	<i>Hannaea arcus</i>				█	█	█	█	█	█			
	<i>Meridion circulare</i>				█	█	█	█	█	█			
	<i>Navicula sp.</i>	█			█	█	█	█	█	█			
	<i>Nitzschia acicularis</i>	█			█	█	█	█	█	█			
	<i>Penales sp. div.</i>				█	█	█	█	█	█			
	Euglenophyceae	<i>Euglena sp.</i>				█	█	█	█	█	█		
<i>Trachelomonas volvocina</i>		█			█	█	█	█	█	█			
Chlorophyceae	<i>Chlamydomonas sp. cf. Characium sp. cf. Kirchneriella sp.</i>				█	█	█	█	█	█			
	<i>Chlorella sp.</i>				█	█	█	█	█	█			
	<i>Chlorococcum sp.</i>				█	█	█	█	█	█			
Chlorophyceae	<i>Eudorina sp.</i>				█	█	█	█	█	█			
	<i>coccal cells in mucilage</i>				█	█	█	█	█	█			
Trebouxiophyceae	<i>Microthamnion sp.</i>				█	█	█	█	█	█			
Chlorophyceae	<i>Monoraphidium contortum</i>	█			█	█	█	█	█	█			
	<i>Palmodictyon sp.</i>				█	█	█	█	█	█			
	<i>Pandorina morum</i>				█	█	█	█	█	█			
	<i>Scenedesmus sp.</i>				█	█	█	█	█	█			
	<i>Stigeoclonium sp.</i>	█			█	█	█	█	█	█			
	<i>Tetraëdron cf. incus</i>				█	█	█	█	█	█			
	<i>Ulothrix sp.</i>				█	█	█	█	█	█			
	Conjugatophyceae	<i>Spirogyra sp.</i>				█	█	█	█	█			
	Unidentified	Green bubble	█			█	█	█	█	█			

Příloha 7. Výskyt jednotlivých druhů v sezóně 2001



	<i>Tetraëdron cf. incus</i>		
	<i>Ulothrix sp.</i>		
Conjugatophyceae	<i>Spirogyra sp.</i>		
Klebsormidiophyceae	<i>Klebsormidium sp.</i>		
Conjugatophyceae	<i>Zygnema sp.</i>		
Unidentified	Green bubble		



Příloha 8. Výskyt jednotlivých druhů v sezóně 2012

Popis nalezených druhů - skupin sinic a řas

Chamaesiphon sp. (Rabenhorst 1864) jsou jednobuněčné víceméně protáhlé sinice, které se vyskytují soliterně či v menších skupinách. *Chamaesiphon* sp. porůstá substrát, k němuž je připojen pomocí malého slizovitého útvaru. Vyskytuje se především jako nárostová sinice na rostlinách a kamenech, jeden druh je epizootický a vyskytuje na planktonních korýších.

Chroococcus sp. (Nageli 1849) jsou jednobuněčné sinice, které obvykle tvoří nárosty želatinové povahy. *Chroococcus* sp. je široce rozšířen ve sladkých vodách a částečně také ve slaných vodách. Převážná většina druhů jsou druhy metafytických společenstev ve vodních, terestrických, půdních i termálních biotopech. Některé druhy se také vyskytují v planktonu. Buňky jsou obvykle sférické a jejich ekologie hraje důležitou roli v jejich determinaci.

Gleocapsa sp. (Kutzing 1843) jsou jednobuněčné či koloniální sinice s velice rozdílnými tvary kolonií od velmi malých po výrazné kolonie pokrývající velké plochy kamenných substrátů. Buňky jsou sférické a jsou k sobě připojeny želatinózním obalem. Většina druhů se vyskytuje na mokřích, suchých, periodicky zamokřených kamenech či na kamenných stěnách s proudící vodou. *Gleocapsa* sp. se převážně vyskytuje v horských oblastech či skalních oblastech, avšak několik druhů je perifytických, přičemž porůstají různé typy substrátů.

Gomphosphaeria sp. (Kutzing 1843) jsou jednobuněčné či koloniální sinice s povětšinou sférickými či mírně nepravidelnými buňkami. Většina volně žijících druhů se vyskytuje v litorálu mělkých jezer, tůní a mokřin ve formě metafytonu.

Leptolyngbya sp. (Anagnostidis & Komárek 1988) jsou celosvětově rozšířená skupina sinic, které se obvykle nalézají v půdách, perifytonu a metafytonu sladkých či slaných vod. Několik druhů je možné nalézt také v termálních a minerálních pramenech. Je to soliterní vláknitá

sinice nebo tvoří výrazné nárosty, které při bližším pohledu připomínají vlákna svinutá do chomáčů.

Merismopedia sp. (Meyen 1939) jsou jednobuněčné či koloniální sinice, většinou mikroskopické, vzácně tvoří okem viditelné útvary. Buňky jsou sférické či oválné. *Merismopedia* je celosvětově rozšířenou sinicí, která se vyskytuje v planktonu nebo jako nárost na ponořených rostlinách či na detritu. Některé druhy se mohou vyskytovat ve slaných biotopech či v termálních pramenech.

Microcystis sp. (Kutzing ex Lemmermann 1907) jsou jednobuněčné či koloniální sinice s želatinózním obalem. *Microcystis* sp. jsou buď volně plovoucí planktonní sinice (mohou přispívat k tvorbě vodního květu), nebo jsou přichycené k substrátu. Druhy, které jsou přichycené k substrátu, mohou být epilitické, epifytické, nebo se mohou vyskytovat na smáčených stěnách.

Phormidium sp. (Kutzing & Gomont 1852) jsou vláknité, nevětvené, vzácně solitérní sinice. Obvykle se vyskytují jako nárosty v rozdílných terestrických a vodních ekosystémech. Některé druhy se také vyskytují v litorálu moří, v termálních pramenech či pouštních půdách.

Chrysococcus rufescens (Klebs 1893) je druh, jehož buňky jsou obklopeny lorikou, která je zesílena pomocí železitých a manganových sloučenin. Tento druh patří do skupiny Chrysophyceae a je velice běžnou součástí fytoplanktonu sladkých vod.

Dinobryon sp. (Ehrenberg 1834) patří do skupiny Chrysophyceae. Buňky jsou obklopeny lorikou z celulóznic vláken, která má povětšinou cylindrický tvar. *Dinobryon* sp. se povětšinou vyskytují ve sladkých vodách, ačkoliv je známo i několik mořských druhů. Druhy tohoto rodu jsou vysoce fagotrofní, přičemž požírají zejména bakterie, což může hrát důležitou roli v potravním řetězci sladkých vod.

Mallomonas sp. (Perty 1852) patří do skupiny Synurophyceae. Buňky jsou solitérní, přičemž jsou obklopeny křemičitou schránkou. Díky těmto křemičitým schránkám *Mallomonas* sp., které mohou být velice dobře zachovány v sedimentech jezer, jsou vědci schopni rekonstruovat historický vývoj jezera, zejména se zaměřením na eutrofizaci a acidifikaci.

Tribonema sp. (Derbès & Solier 1851) patří do skupiny Xanthophyceae. *Tribonema* sp. tvoří různě dlouhá vlákna, přičemž druhy tohoto rodu jsou významným jarním druhem

periodických tůní říčních niv, zejména z důvodu schopnosti růstu a tvoření biomasy v nízkých teplotách.

Aulacoseira sp. (Thwaites 1848) patří do skupiny Bacillariophyceae. Buňky jsou pevně spojeny a tvoří dlouhá rovná, zahnutá či dokonce vinutá vlákna.

Cymbella sp. (Agardh 1830) je veliký rod obsahující 1373 druhů, přičemž 231 z nich je v současné době akceptováno taxonomicky. Buňky jsou na první pohled snadno rozeznatelné od ostatních rozsivek. Buňky vytvářejí několik morfologických tvarů, od pŕlměsíčkovitých k protáhlejším..

Diatoma sp. (Bory de St-Vincent 1824) patří do skupiny Bacillariophyceae. Tento rod obsahuje 230 druhů. Jedná se o běžný druh.

Fragilaria sp. (Lyngbye 1819) také patří do skupiny Bacillariophyceae. Velikost buněk je u jednotlivých druhů velmi rozdílná, jednotlivé buňky se k sobě mohou spojovat slizem, a tak tvořit větší kolonie.

Fragilaria ulna (Lange-Bertalot 1890) patří do rodu *Fragilaria*, buňky jsou podlouhlé, přičemž velikost jedinců je značně rozdílná. Jedná se o běžný druh našich vod.

Hannaea cf. *arcus* (Ehrenberg 1836) patří do skupiny Bacillariophyceae, buňky jsou povětšinou rovné či mírně prohnuté (rohličkovitý tvar) s viditelnými středovými prohlubeninami v boku. Konce buněk jsou zúžené a zakulacené. Jedná se o celkem běžný druh.

Hantzschia sp. (Grunow 1877) patří do skupiny Bacillariophyceae, buňky jsou asymetrické s apikálním koncem. Rod *Hantzschia* se hojně vyskytuje jak ve sladkých, tak i slaných vodách. Často se také vyskytuje ve vysychavých a půdních ekosystémech.

Meridion circulare (Agardh 1831) patří do skupiny Bacillariophyceae, buňky jsou relativně malé, lehce zúžené, většinou jsou připojené k dalším buňkám a vytvářejí útvary podobné vějířkům, podle kterých je tento druh snadno rozeznatelný. Hojně se vyskytuje v tekoucích i stojatých vodách, většinou neutrálního až slabě zásaditého charakteru.,

Navicula sp. (Bory de Saint-Vincent 1822) patří do skupiny Bacillariophyceae, buňky jsou dokonale souměrné lodičkovitého charakteru. Jedinci žijí samostatně a nikdy netvoří kolonie. Ekologická valence tohoto rodu je značná, stejně tak i biotopová preference. Vyskytují se ve

slaných, sladkých, tekoucích či stojatých vodách, kde mohou být součástí jak planktonu, tak nárostu.

Nitzschia acicularis (Smith 1853) patří do skupiny Bacillariophyceae, buňky bývají velice úzké a dlouhé. *Nitzschia acicularis* patří k rozsivkám, které je možné najít v chladnějších vodách.

Pinnularia sp. (Ehrenberg 1843) patří do skupiny Bacillariophyceae, buňky jsou protáhlé, epilitické. *Pinnularia* sp. jsou především sladkovodní řasy, které preferují stojaté vody a vlhkou půdu, přičemž se mohou zjara vyskytovat v ústích řek a jejich sedimentech.

Synedra sp. (Ehrenberg 1843) patří do skupiny Bacillariophyceae, buňky jsou podobné buňkám *Fragilaria*, jsou však prodloužené a mají výraznější rýhování. Oproti *Fragilaria* se buňky neagregují, ale zůstávají povětšinou solitérní.

Stauroneis sp. (Ehrenberg 1843) patří do skupiny Bacillariophyceae. Buňky mají podobný tvar jako buňky rodu *Navicula*, ačkoliv je zde znak, který tyto dva rody od sebe rozlišuje, a tím je tzv. „stauros“, který je možné si představit jako středový kříž. *Stauroneis* je velice diverzifikovaný sladkovodní rod, který povětšinou žije solitérně a nejčastěji je součástí bentosu malých tůní, jezer či mokřadů.

Euglena sp. (Ehrenberg 1830) patří do skupiny Euglenophyceae. Buňky jsou oválné s bičíky. *Euglena* je převážně sladkovodní skupina s celosvětovým rozšířením. Druhy z tohoto rodu se vyskytují jak v umělých či člověkem ovlivněných ekosystémech (zahradní jezírka, odvodňovací kanály zvířecími výkaly kontaminované biotopy), tak i v přirozených ekosystémech, zejména těch kyselějších jako například jezera a rašeliniště. Některé druhy tvoří vodní květ a některé se také vyskytují v mořských ekosystémech.

Trachelomonas volvocina (Ehrenberg 1834) je druh, který patří do skupiny *Euglena* sp. Buňky jsou sférické s jedním bičíkem, často inkrustované železitými sloučeninami. Vyskytuje se převážně v kyselějších a eutrofních vodách.

Chlamydomonas sp. (Ehrenberg 1833) patří do skupiny Chlorophyceae. Buňky jsou obvykle sférické či polosférické. Tato skupina je široce rozšířená ve sladkých vodách, v mořských ekosystémech se objevuje méně. Obvykle se tento druh vyskytuje v dočasných biotopech, eutrofních jezerech, tajícím sněhu či v půdě.

Characium sp. (Kutzing 1849) patří do skupiny Chlorophyceae. Buňky této skupiny se vyskytují především soliterně a jsou převážně cylindrické. Tento rod má širokou ekologickou valenci od pólů po tropické pásmo, přičemž se vyskytuje v mnoha typech prostředí, jak vodních, tak i terestrických.

Kirchneriella sp. (Schmidle 1893) patří do skupiny Chlorophyceae. Buňky tvoří kolonie v rozmezí 2 - 64 buněk. Druhy se dají rozpoznat pomocí velikosti a tvaru buněk. *Kirchneriella* jsou sladkovodní planktonní druhy, nebo se popřípadě vyskytují v litorálu nádrží. Jsou kosmopolitní a vyskytují se mezi tropickým a temperátním pásmem.

Chlorococcum sp. (Meneghini 1842) patří do skupiny Chlorophyceae. Vegetativní buňky jsou soliterní či tvoří dočasné skupiny shluklých buněk. Tento rod je kosmopolitní a obývá mnoho různých typů biotopů.

Eudorina sp. (Ehrenberg 1832) patří do skupiny Chlorophyceae. Buňky mají cylindrický tvar a jsou shluklé do vejčitých kolonií, které jsou spojené želatinózní hmotou. *Eudorina* je kosmopolitní skupinarozšířená v mnoha sladkovodních ekosystémech.

Monoraphidium contortum (Komárková-Legnerová 1969) patří do skupiny Chlorophyceae. Buňky jsou srpkovité nebo esovitě prohnuté či spirálně zakroucené, konce buněk bývají často velice dlouhé. *Monoraphidium contortum* je nárostový druh, který může být významnou složkou nárostů.

Palmodictyon sp. (Kutzing 1845) patří do skupiny Chlorophyceae. Do tohoto rodu patří 7 druhů.

Pandorina morum (Bory de Saint-Vincent & Deslongschamps 1824) patří do skupiny Chlorophyceae. Buňky mají bičíky a jsou agregovány v koloniích obklopených želatinózním obalem. Vyskytují se ve sladkých vodách.

Scenedesmus sp. (Meyen 1829) patří do skupiny Chlorophyceae. Buňky jsou soliterní, nebo se vyskytují v koloniích od 2 do 32 buněk, přičemž obvyklý počet buněk v jedné kolonii je 4-8. *Scenedesmus* se nejčastěji vyskytuje jako plankton eutrofních vod.

Stigeoclonium sp. (Kutzing 1843) patří do skupiny Chlorophyceae. Jde o větvené vláknité řasy s vlásečnicovým zakončením buněk, které závisí na limitaci fosforem v daném prostředí. *Stigeoclonium* je běžný rod stojatých a tekoucích vod, většinou se jedinci této skupiny dají nalézt jako nárost na mnoha typech substrátu.

Tetraëdron sp. (Kutzing 1845) patří do skupiny Chlorophyceae. Buňky mají zploštělý, trojúhelníkovitý, čtyřhranný či mnohoúhelníkovitý tvar a jejich stěny jsou relativně slabé. Tento rod je kosmopolitní a vyskytuje se převážně ve formě planktonu sladkých vod.

Ulothrix sp. (Kutzing 1845) patří do skupiny Chlorophyceae. Jsou to vláknité nevětvené řasy, povětšinou uspořádané v jedné řadě za sebou. *Ulothrix* sp. preferuje brakické vody s velkými denními výkyvy podmínek prostředí, jako například ústí řek, supralitorál či dočasné biotopy.

Chlorella sp. (Beyerinck 1890) patří do skupiny Trebouxiophyceae. Buňky jsou sférické či elipsoidní, řasy ze skupiny *Chlorella* žijí buď jako samostatné buňky, nebo tvoří kolonie až z 64 buněk. *Chlorella* může žít jako planktonní, edafický či symbiotický organismus.

Microthamnion sp. (Nageli 1849) patří do skupiny Trebouxiophyceae. Rod obsahuje 9 druhů a je široce rozšířen v mnoha terestrických a vodních ekosystémech.

Klebsormidium sp. (Silva, P. C., Mattox, K. R. & Blackwell, W. H., Jr 1972) patří do skupiny Klebsormidiophyceae. Buňky jsou sférické, často obklopené želatinózní vrstvou, přičemž jejich agregací se tvoří nevětvená vlákna. *Klebsormidium* se vyskytuje především v půdách a na vlhkých substrátech, ačkoliv sladkovodní druhy jsou také známé, jeden druh se vyskytuje i v mořích.

Spirogyra sp. (Link 1820) patří do skupiny Conjugatophyceae. Buňky jsou cylindrické a tvoří nevětvená vlákna. *Spirogyra* se vyskytuje na všech kontinentech planety a je široce rozšířena v mnoha sladkovodních ekosystémech.

Zygnema sp. (Agardh 1819) patří do skupiny Conjugatophyceae. *Zygnema* tvoří dlouhá nevětvená vlákna, buňky jsou cylindrické. *Zygnema* je rozšířena na všech kontinentech naší planety, od rychle tekoucích po brakické vody, přičemž se vyskytuje jak v nížinách, tak i v horských pásmech.