

Univerzita Karlova

Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Biologie

Studijní obor: Protistologie



Bc. Kateřina Jirková

**Vysychání jako činitel ovlivňující strukturu společenstev krásivek
(Zygnematophyceae)**

Desiccation as a structuring factor in desmid communities

Diplomová práce

Školitel: doc. RNDr. Jiří Neustupa, Ph.D.

Praha, 2017

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracovala samostatně, a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze, 15.08.2016

.....

Kateřina Jirková

Poděkování

Na tomto místě bych ráda poděkovala zejména svému školiteli Jiřímu Neustupovi za vedení mé diplomové práce a cenné rady a připomínky, které mi poskytl při jejím sepisování.

Také bych chtěla poděkovat své rodině za podporu během mého studia.

Abstrakt

Krásivky tvoří důležitou součást fyto bentosu mokřadních ekosystémů. Tyto ekosystémy mají často efemérní charakter a změny v hydrologickém režimu jsou jejich nedílnou součástí. Vysychání je přitom podstatným stresovým faktorem, který ovlivňuje vodní organismy. Různé druhy se liší v míře tolerance vůči stresu z vysychání, což může mít vliv na strukturu společenstev a také na fylogenetickou diverzitu. Pro tuto práci byly zvoleny dvě lokality, přírodní rezervace Borkovická blata a přírodní památka Na Plachtě. Vysychavé a nevysychavé tůně se lišily ve struktuře společenstev krásivek, statisticky významný však byl tento rozdíl pouze v případě lokality Borkovická blata. Na obou lokalitách vykazovaly vzorky z vysychavých tůní průměrně nižší druhovou bohatost a hodnotu Shannonova indexu diverzity než vzorky z nevysychavých tůní, rozdíly mezi těmito skupinami vzorků ale nebyly statisticky průkazné. Fylogenetická analýza prokázala, že společenstva krásivek byla tzv. fylogeneticky rozptýlená; blízké příbuzné druhy měly tendenci nevyskytovat se společně na stejných stanovištích, což platilo v případě Borkovických blat i v případě lokality Na Plachtě. Rozdíl mezi vysychavými a nevysychavými tůněmi se podařilo detekovat pouze v případě lokality Borkovická blata, kde vysychavé tůně vykazovaly nižší stupeň fylogenetického rozptýlu než nevysychavé.

Klíčová slova:

krásivky, Desmidiáles, vysychání, stres, struktura společenstva, fylogenetická struktura

Abstract

Desmids are an important part of the phytobenthos in the wetland ecosystems. These ecosystems are often ephemeral and changes in the hydrological regime is a typical characteristic of this habitat type. Dessication is a significant stress factor that affects water organisms. Different species differ in their extent of tolerance to dessication stress and it can affect their community structure and also their phylogenetic diversity. Two sites, the nature reserve Borkovická Blata and the nature locality Na Plachtě, were selected for this work. Ephemeral (seasonally dessicating) and permanent pools differed in the structure of desmid communities but the difference was significant only for Borkovická blata. At both localities, the samples from the dessicating pools showed in average lower species richness and Shannon's diversity index than samples from non-dessicating pools, but the differences between these groups of samples were not statistically significant. Phylogenetic analysis showed that the desmids community were phylogenetically overdispersed; closely related species tended to not appear together on the same sites at both localities. The difference in the phylogenetic structure between ephemeral and permanent was detected only in the Borkovická blata site, where the ephemeral pools exhibited weaker phylogenetic overdispersion than the permanent pools.

Key words:

desmids, Desmidiáles, dessication stress, community structure, phylogenetic structure

Obsah

1 Úvod	7
1.1 Ekologie společenstev	7
1.2 Fylogenetická struktura společenstev	8
1.3 Krásivky	10
1.4 Vysychání jako významný faktor	12
1.5 Cíle práce	15
2 Materiál a metody	16
2.1 Studované lokality	16
2.1.1 Borkovická blata	16
2.1.2 Na Plachtě	17
2.2 Odběry a zpracování vzorků	17
2.3 Statistické analýzy	19
2.3.1 Druhová bohatost	19
2.3.2 Analýza struktury společenstva	19
2.3.3 Fylogenetická analýza	20
3 Výsledky	22
3.1 Druhová bohatost	22
3.1.1 Borkovická blata	22
3.1.2 Na Plachtě	23
3.2 Struktura společenstev	25
3.2.1 Borkovická Blata	25
3.2.2 Na Plachtě	27
3.3 Fylogenetická struktura společenstva	30
4 Diskuze	32
4.1 Druhová diverzita studovaných lokalit	32
4.2 Vliv vysychání na druhovou diverzitu a strukturu společenstva	32
4.3 Fylogenetická struktura	35
5 Závěr	37
6 Zdroje	38
7 Přílohy	43

1 Úvod

1.1 Ekologie společenstev

Již od nepaměti si lidé kladli otázku, čím jsou organismy ovlivňovány a jaké procesy stojí za formováním společenstev. Za jednoho z prvních ekologů, jehož spisy se zachovaly, lze považovat Aristotelova žáka Theofrasta z Eresu (371-287 př. Kr.). Kromě jiného se ve svých botanických dílech zabýval tím, jak jsou rostliny vázány na konkrétní stanoviště a jak jsou ovlivněny vnějšími podmínkami. Také Charles Darwin bývá považován za jednoho z otců ekologie, neboť jeho práce významně přispěly k rozvoji soudobého ekologického myšlení. V jeho dílech je vyzdvihována role kompetice; boj o zdroje, přežívání schopnějších, odumírání špatně adaptovaných jsou považovány za hlavní síly řídící evoluci. Jeho následovník, Ernst Haeckel v roce 1866 jako první definoval ekologii jako komplexní vědu zabývající se vztahy organismů k prostředí (Komárek 1997).

Termínem společenstvo se označuje biotická složka ekosystému. Společenstvo je souborem všech populací v daném prostředí. Ekologie společenstev se zabývá strukturou vztahů mezi populacemi, klade si otázky, jak vysvětlit druhovou rozmanitost společenstev a jaké jsou zákonitosti jejich dynamiky (Townsend a kol. 2010).

Mnoho studií zabývajících se ekologií společenstev se vztahuje k významu ekologické niky. Nika byla definována Hutchinsonem jako n -rozměrný hyperprostor, který je vymezen n počtem všech faktorů, které organismus nějakým způsobem ovlivňují. Je to virtuální prostor, za jehož hranicemi nemůže žít, růst a rozmnožovat se. Pojem nika v sobě zahrnuje vztah organismu k prostředí, jeho reakci na různé faktory a nároky na zdroje, které pro svůj život potřebuje (Chesson 2000, Townsend a kol. 2010).

Tzv. nikový model (*niche-based control*) je založen na předpokladu, že společenstvo konkrétního stanoviště je utvářeno vlivem abiotických faktorů společně s působením vnitrodruhových a mezidruhových vztahů. Abiotické faktory fungují jako enviromentální filtry, určující zda se konkrétní druh může v daném prostředí vyskytovat (Adler a kol. 2007, Levine a Lambers 2009). Koexistence druhů závisí na přesahu nik. Čím více se druhy svou nikou navzájem podobají, tím spíše si budou vzájemně konkurovat a budou mít tendenci nevyskytovat se společně na stejné lokalitě (Chesson 2000).

Naproti tomu tzv. neutrální modely kladou důraz na vliv náhodných procesů (disturbance, šíření, náhodné extinkce a speciace) při formování společenstev. Bell (2000) navrhuje, že některá druhová seskupení pozorovaná v přírodě, mohou být vysvětlena čistě neutrálním modelem. Pomocí matematického modelu simuloval dynamiku společenstev a

zhodnotil, že vlastnosti neutrálního modelu se v mnoha ohledech podobaly vlastnostem přírodních společenstev. Základním stavebním kamenem Hubbelovy neutrální teorie biodiverzity a biogeografie je hypotéza funkční ekvivalence, která předpokládá, že druhy na stejné trofické úrovni jsou si ekologicky a funkčně rovny, mají stejnou fitness. Ekologická společenstva považuje za nerovnovážná a neustále se měnící seskupení druhů, jejichž složení určují neutrální procesy. Prostředí je saturováno jedinci a pouze zánik jednoho jedince umožní jinému jedinci vstoupit do společenstva, přičemž je uvolněné místo náhodně zaplněno libovolným druhem v závislosti na jeho početnosti v okolí. Důraz je tedy kladen na roli disturbancí a náhodného šíření. Autor zdůrazňuje, že není pochyb o tom, že druhy se svými nikami liší, otázkou je ale to, jaký vliv mají tyto rozdíly na strukturování společenstev (Hubbell 2005).

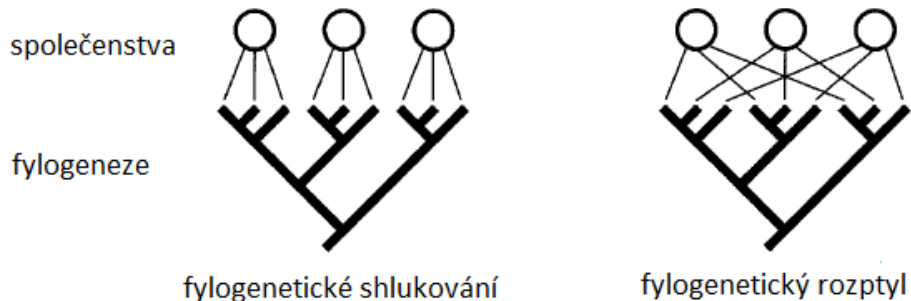
Význam existence rozdílných nik pro strukturu přírodních společenstev byla prokázána v mnoha klasických studiích. Zároveň bylo také mnohokrát potvrzeno, že náhodné děje hrají v ekologii zcela podstatnou roli. Některé procesy jsou více a jiné zas méně předvídatelné. Mechanismy, na které se zaměřují nikové a neutrální teorie se navzájem doplňují a složení společenstev je pravděpodobně formováno oběma mechanismy zároveň. Záleží zejména na konkrétních případech, které procesy právě převládají (Bell 2000, Adler a kol. 2007).

1.2 Fylogenetická struktura společenstev

Zahrnutí informace o evoluční příbuznosti druhů do ekologických studií může přispět k lepšímu pochopení toho, jaké procesy jsou zodpovědné za utváření společenstev. Fylogenetickou strukturou rozumíme strukturu společenstva ve vztahu k tomu, jak jsou si organismy, které společenstvo tvoří, vzájemně příbuzné. Studie zabývající se fylogenetickou strukturou se snaží odhalit, jestli existuje souvislost mezi příbuzností druhů a jejich společným výskytem na konkrétních lokalitách (Ackerly 2009).

Hlavním předpokladem fylogenetické ekologie je, že vlastnosti druhů určují jejich výskyt na lokalitách. Protože se tyto vlastnosti v evoluci vyvíjejí a dědí, dá se předpokládat, že společenstva budou vykazovat určité uspořádání ve fylogenetické struktuře (Kraft a kol. 2007). Bylo zjištěno, že mnoho přírodních společenstev je nenáhodně strukturováno. Nenáhodné fylogenetické uspořádání může být v zásadě dvojího typu (obr. 1.1). Pokud pozorujeme vysoký stupeň příbuznosti mezi organismy vyskytujícími se společně na stejné

lokalitě, jedná se o tzv. fylogenetické shlukování (*phylogenetic clustering*). Fylogenetickým rozptylem (*phylogenetic overdispersion*) je nazýváno takové uspořádání, kdy je společenstvo tvořeno spíše vzdáleněji příbuznými druhy (Cavender-Bares a kol. 2004).



Obr. 1.1: Příklady fylogenetické struktury společenstev, převzato z Cavender-Bares a kol. 2004

Fylogenetické shlukování bývá nejčastěji vysvětlováno mechanismem environmentálního filtrování. Předpokládá se, že příbuzné druhy, které pravděpodobně sdílejí adaptace na určitý typ prostředí, budou často v tomto typu prostředí koexistovat. Fylogenetické shlukování úzce souvisí s nikovou teorií (Ackerly 2009). Např. v deštném pralese na Borneu bylo pozorováno, že příbuzné druhy stromů se shlukovaly na základě různých typů habitatů (Webb 2000). Vyšší fylogenetická příbuznost, než by se očekávala vlivem náhodného uspořádání, byla prokázána také v případě některých bakteriálních společenstev (Horner-Devine a Bohannan 2006).

Fylogenetický rozptyl může být následkem kompetitivního vyloučení mezi blízkými příbuznými druhy, které mohou mít podobné nároky na zdroje, a proto si budou spíše konkurovat. Toto uspořádání může být způsobeno i jinými mechanismy, jako je např. vyšší pravděpodobnost parazitace nebo predace u příbuzných druhů, nebo facilitací – pozitivními interakcemi mezi nepříbuznými druhy. Fylogeneticky rozptýlená struktura byla identifikována např. v dubových lesích na Floridě (Cavender-Bares a kol. 2004) nebo u cypřišovitých rostlin v jižní Africe (Slingsby a Verboom 2006). Spoluvýskyt vzdáleně příbuzných druhů byl také pozorován ve společenstvech savců, kde se předpokládá, že reflektuje roli kompetice a diferenciací zdrojů (Cooper a kol. 2008).

Na druhou stranu ale v případě konvergence (nezávislého vývoje podobných vlastností u vzdálených organismů) bude mít environmentální filtrování za následek spíše rozptýlenou strukturu společenstva, zatímco kompetice může působit ve prospěch fylogenetického shlukování (Kraft a kol. 2007). Stejně tak pokud jsou blízké příbuzní diferencováni ve svých

vlastnostech, kompetitivní interakce mohou podpořit společný výskyt příbuzných druhů, zatímco filtrování bude vést ke koexistenci druhů z různých linií, které vykazují konvergentní adaptace (Ackerly 2009).

Fylogenetická struktura se může také lišit napříč různými environmentálními gradienty. Např. ve studii Machac a kol. (2011) zjistili, že společenstva mravenců vykazovala odlišnou fylogenetickou strukturu na základě klimatických podmínek v temperátních horských ekosystémech (v národních parcích v USA a v Rakousku). Společenstva byla ve vyšších nadmořských výškách fylogeneticky shluknutá, kdežto v níže položených oblastech byla fylogeneticky rozptýlená. Autoři navrhuji, že společenstva mravenců jsou strukturována primárně environmentálním filtrováním v podobě stresu způsobeného nízkými teplotami, v nepřítomnosti tohoto stresu se v utváření společenstva uplatňuje role kompetice.

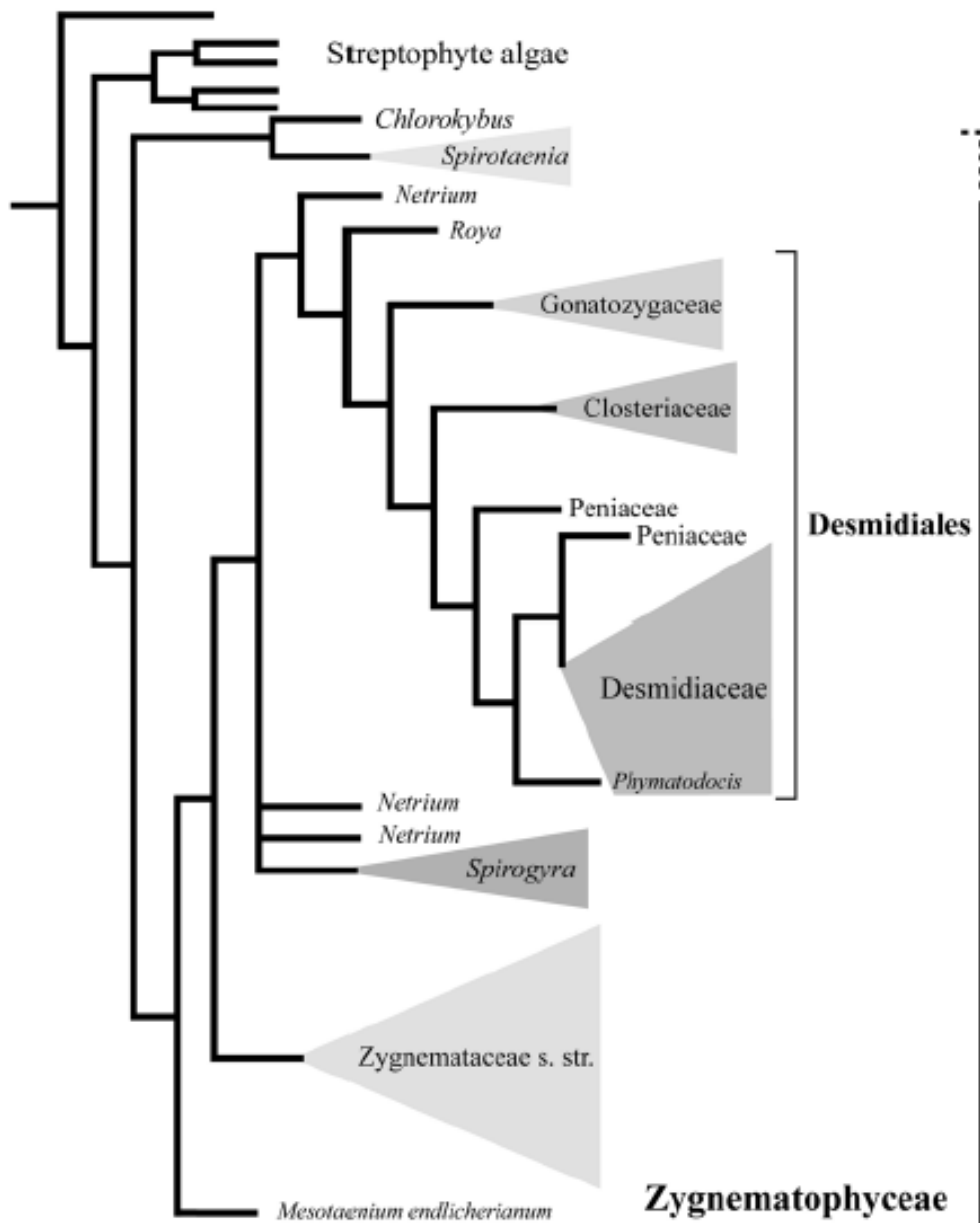
Pokud je fylogenetická struktura nerozlišitelná od náhodného očekávání, nabízí se možnost, že společenstva jsou formována neutrálními procesy. Náhodná fylogenetická struktura ale může vzniknout také následkem toho, že se na utváření společenstva podílí více různých mechanismů, které mohou působit protichůdně. Případně se fylogenetické uspořádání projeví jen na určitých měřících (Kraft a kol. 2007). Náhodnou fylogenetickou strukturu vykazovaly mimo jiné luční rostlinné společenstva v Anglii (Silvertown a kol. 2006)

Fylogenetická analýza může pomoci odhalit rozdíly mezi lokalitami, které analýzy založené na informaci o druhové diverzitě a abundancích neodhalí. Z tohoto důvodu nachází fylogenetické přístupy uplatnění také v ochraně přírody, kde mohou být užitečným nástrojem pro zhodnocení významu společenstev. Druhová diverzita jako taková neposkytuje informaci o diverzitě fylogenetických linií a různých typech organismů, které obývají určitou oblast. Fylogenetická diverzita bude vyšší, pokud se ve společenstvech budou vyskytovat evolučně více vzdálené organismy. Takové lokality budou z ochrannářského hlediska zajímavější a významnější, protože zahrnují daleko větší část evoluční bohatosti linií (Ackerley 2009).

1.3 Krásivky

Krásivky jsou sladkovodní zelené řasy náležející do třídy Zygnematophyceae v rámci vývojové linie Streptophyta. Podobně jako u jiných zelených řas patří k jejich základním charakteristikám tvorba škrobu jako hlavní zásobní látky, buněčná stěna z celulózy a kombinace chlorofylů *a + b* jako hlavních fotosyntetických pigmentů. Unikátním znakem třídy Zygnematophyceae je pohlavní proces nazývaný konjugace neboli spájení. Dále se vyznačují kompletní absencí bičíkatých stádií a polouzavřenou mitózou (Kalina a Váňa

2005). Jedná se o druhově velmi bohatou skupinu, popsáno bylo zatím kolem 4000 druhů ve zhruba 60 rodech. Tradičně se třída člení do dvou řádů, ale monofyletický je pouze řád Desmidiales. Druhý řád, Zygnematales je parafyletický. Zahrnuje čeledi Zygnemataceae osahující vláknité druhy a Mesotaeniaceae, kam patří jednobuněční zástupci. Řád Desmidiales se dále rozděluje do čtyř čeledí; Gonatozygaceae, Closteriaceae, Peniaceae a Desmidiaceae (Gontcharov 2008). Fylogeneze třídy Zygnematophyceae je znázorněna na obrázku 1.2.



Obr. 2.2: Fylogenetický strom třídy Zygnematophyceae, převzato z Gontcharov (2008)

Pojem krásivky může v různé literatuře zahrnovat různě definovanou skupinu organismů. Za krásivky byli tradičně považováni zástupci řádu Desmidiatales a jednobuněční zástupci řádu Zygnematales. Jako „pravé krásivky“ se označují pouze zástupci řádu Desmidiatales. Tento řád obsahuje jednobuněčné druhy, které mají ornamentovanou buněčnou stěnu tvořenou ze dvou nebo více segmentů (Coesel a Meesters 2007). Jde o morfologicky výrazně diverzifikovanou skupinu, která zejména díky svému atraktivnímu vzhledu přitahuje badatele již po více než 200 let a patří proto z hlediska diverzity k poměrně dobře prozkoumaným skupinám. Zatím bylo popsáno kolem 2 500 druhů pouze z čeledi Desmidiaceae, což je druhově nejbohatší čeleď tohoto řádu (Gontcharov a Melkonian 2011).

Krásivky jsou téměř výhradně sladkovodní skupinou organismů, pouze menší počet druhů byl zaznamenán také v brakickém prostředí. Vyskytují se zejména ve stojatých nebo jen mírně tekoucích vodách a rozšířeny jsou prakticky po celém světě (Coesel a Krienitz 2008, Soyinka 2008). Nejvíce druhů preferuje oligotrofní až mezotrofní mírně kyselé podmínky. Centrum jejich diverzity se nachází v rašeliništích, kde často tvoří dominantní složky mikrořasových společenstev. Většina druhů je bentických, tj. obývajících oblast dna, kde porůstají různé podklady jako jsou ponořené kusy dřeva, kameny, rozkládající se organický materiál, jemné sedimenty dna nebo vodní rostliny (Coesel 1982, Kalina a Váňa 2005). Kvůli specifickým ekologickým nárokům, výrazné citlivosti na změny prostředí a vysoké diverzitě se krásivky uplatňují se jako spolehlivé bioindikátory pro hodnocení kvality vody a také biologické stability a zachovalosti lokalit (Coesel 2001).

1.4 Vysychání jako významný faktor

Změny v hydrologickém režimu a s nimi spojený stres z vysychání jsou považovány za jeden z klíčových faktorů ovlivňujících vodní organismy. V různých typech prostředí se organismy musejí vyrovnávat s krátkodobou či trvalejší ztrátou vody. Patří mezi ně např. přílivová zóna (Neto 1992), subtropické vysychající řeky (Boix a kol. 2010), pouštní oblasti (Garcia-Pichel a Pringault 2001) a mokřadní ekosystémy (Gottlieb 2006).

Vysychání je významnou disturbancí, která pro vodní biotu znamená redukci obývaného habitatu nebo jeho úplnou ztrátu. Navíc kolísání množství vody může ovlivnit také další faktory, které jsou pro vodní organismy významné, a může tak nepřímo působit i prostřednictvím nich. Pokud lokalita vysychá, je to obvykle provázeno změnami v kvalitě vody, teplotě, pH, konduktivitě, koncentraci kyslíku a obsahu živin. Úbytek prostoru může mít také vliv na vnitro- a mezidruhové interakce (Lake 2003, Mataloni 1999).

U mnoha organismů se vyvinuly adaptivní mechanismy, které jim umožňují vyrovnávat se se změnami prostředí, odolávat suchu nebo vyhledat vhodné refugium. Důležitá je také schopnost rychle rekolonizovat lokality poté, co nepříznivé podmínky pominou. Reakce na stres způsobený vysycháním je specifická pro různé skupiny organismů a také pro různé druhy (Lake 2003).

Hydrologické změny často úzce souvisí se změnami ve společenstvech vodních organismů. Ve studii Boix a kol. (2010) bylo zjišťováno, jak vodní režim ovlivňuje společenstva ryb, vodních bezobratlých a rozsivek v několika sezónně vysychajících řekách ve Španělsku a zjistili, že druhového složení všech tří skupin se dynamicky měnilo během postupného zavodňování řeky, které následovalo po několik měsíců trvajícím suchém období. Vysychání může mít významný efekt na velikost a hustotu populací, na strukturu společenstev a jejich diverzitu, na různé ekosystémové procesy a také na produkci biomasy (Acuña a kol. 2004, Boix a kol. 2010 Lake 2003).

Několik studií se zabývalo vlivem vysychání na společenstva řas a sinic. Např. Ledger a kol. (2008) experimentálně ověřovali vliv frekvence disturbancí způsobených vyschnutím na složení epilitických říčních společenstev. V nepřítomnosti narušení byl prostor na kamenech porostlý převážně zelenou řasou *Gongrosira incrustans* a s ní asociovanými epifytickými řasami. Časté vystavení suchu redukovalo dominanci této řasy a zároveň docházelo ke zvýšení proporce různých druhů rozsivek. Gottlieb a kol. (2005) zjistili, že složení řasového perifytonu v subtropickém mokřadním ekosystému Everglades je ovlivněno délkou suché periody. Lokality, které vysychají na kratší dobu, se vyznačovaly vyšší proporcí rozsivek než lokality, které jsou po většinu roku vyschlé. Tyto lokality byly dominovány druhy rezistentními vůči vysychání, jako jsou např. vláknitá sinice *Scytonema hofmanni* a *Schizotrix calcicola*, které jsou běžné také v pouštních biofilmech.

V reakci na vysychání lokalit dochází často ke změnám v proporcí různých skupin řas, ale také v rámci jednotlivých skupin se různé druhy liší ve schopnostech odolávat suchu. Gaiser a kol. (1998) zjistili, že velká proporce variability v distribuci mnoha taxonů rozsivek byla vztažena ke změnám vodního režimu. Některé druhy se typicky vyskytovaly v mělkých zátokách, které pravidelně vysychají. Jednalo se převážně o druhy, které jsou schopné prosperovat také v půdě, v mechu nebo na kůře. V podmínkách se stabilnějším vodním režimem byly nahrazeny jinými vůči suchu nerezistentními druhy, pravděpodobně v důsledku kompetitivního vyloučení. Druhy typické pro nevysychavé oblasti se v mělkých zátokách se vyskytovaly také, ale v mnohem menších abundancích.

Také v rámci společenstev krásivek byly pozorovány odlišnosti v druhovém složení na základě hydrologických parametrů stanovišť. Šťastný (2009) ve své studii na minerotrofních nížinných rašeliništích NPP Swamp zaznamenal, že mělké a pravidelně vysychající tůňky byly dominovány adaptivními a rychle se dělicími druhy (např. *Tetmemorus laevis*, *Actinotaenium cucurbita* a *Closterium striolatum*). Naproti tomu velké druhy s mnohem pomalejší růstovou rychlostí (např. *Micrasterias jenneri*, *Cosmarium ralfsii* a *Xanthidium armatum*) byly typické pro hlubší tůň se stabilnějším vodním režimem.

V jiné studii Šťastný (2008) zjistil, že společenstva efemérních tůní se druhovým složením podobaly společenstvům vlhkých skal. Předpokládá se, že zástupci preferující tyto typy lokalit, mají silnou rezistenci vůči vysychání a jsou také dobře adaptováni na fluktuace teploty. Mezi adaptace umožňující přežít období sucha patří tlustá buněčná stěna, nízký poměr povrchu vůči objemu a vysoká sekrece slizu (Brook 2001, Dingley 2002).

Coesel (1982) uvádí, že se vzrůstajícím vlivem stresu způsobeného vysycháním dochází v prostředí k úbytku biradiálních zploštělých forem jako jsou zástupci rodů *Micrasterias* nebo *Euastrum*, a následně také forem prodlouženého tvaru jako je *Closterium*. Ty jsou postupně nahrazeny válcovitými formami (např. *Actinotaenium*), které mají výhodnější poměr povrchu vůči objemu.

Vlivem neperiodického vysychání na bentická společenstva krásivek v NPP Swamp se zabývali Neustupa kol. (2011). Několik měsíců trvající vyschnutí způsobené vypouštěním rybníka sousedícího s rašeliništěm mělo významný vliv na složení společenstev a také na poměr povrchu vůči objemu buněk. Poté co byla lokalita opět zavodněna, se druhové složení a diverzita lokalit vrátily relativně rychle do původního stavu před vyschnutím, změny tudíž nebyly ireverzibilní. Protože ale k větším změnám docházelo až ve druhé polovině suchého období, autoři předpokládají, že dlouhodobější trvání, případně častější opakování vysoušení by mohlo krásivková společenstva ovlivnit výraznějším způsobem.

1.5 Cíle práce

Krásivky jsou vhodnou modelovou skupinou pro studie zabývající se ekologií společenstev vzhledem k jejich vysoké diverzitě a schopnostem pružně reagovat na změny podmínek prostředí. O jejich fylogenzi je v databázích značné množství informací, což je činí vhodným objektem také pro fylogetické analýzy.

Hlavním cílem této práce je pokusit se odpovědět na následující otázky:

- Lze definovat efekt vysychání na přírodní společenstva?
- Je možné identifikovat druhy či clady v rámci Desmidiales, které preferenčně tolerují vysychání?
- Ovlivňuje stres z vysychání fylogenetickou strukturu společenstev krásivek?

2 Materiál a metody

2.1 Studované lokality

Pro odběry vzorků byly vybrány dvě lokality, přírodní rezervace Borkovická blata a přírodní památka Na Plachtě. Umístění těchto lokalit v rámci ČR je znázorněno na obr. 2.1.



Obr. 2.1: Studované lokality

2.1.1 Borkovická blata

Přírodní rezervace Borkovická blata se nachází nedaleko města Soběslav na Táborsku a je součástí rašeliništního komplexu Soběslavsko-veselských blat. Zdejší rašeliniště začala vznikat během poslední doby ledové a jsou přechodového typu. Zhruba od poloviny 19. století zde probíhala ruční těžba rašeliny, tzv. borkování. Pomocí speciálních borkovacích želízek se vyrýpávali kusy rašeliny ve tvaru cihliček, kterým se říkalo „borky“. Ty se sušily a používaly především na topení. Následovalo období velkoplošné průmyslové těžby, která byla ukončena v roce 1980, poté byly plochy po vytěžení rekultivovány. Dnes se zde rašelina těží pouze pro lázeňské účely (Albrecht a kol. 2003). Převládajícími typy společenstev jsou blatkové a rašelinné bory. V jižní a jihovýchodní části lokality se nachází bezlesá oblast s mozaikou stálých i periodicky zaplavovaných tůní lemovaných ostřicovými a suchopýrovými



porosty. Vyskytují se zde kriticky ohrožené druhy rostlin jako např. suchopýr štíhlý a kaprad' hřebenitá, z ohrožených druhů živočichů jsou to např. ropucha obecná, užovka obojková, jeřábek lesní a dokonce kriticky ohrožený los evropský (Šiška 2006, Romportl a kol. 2017).

Obr. 2.2: Letecký snímek lokality Borkovická blata s vyznačenými odběrovými místy

2.1.2 Na Plachtě

Přírodní památka Na Plachtě se nachází na jihovýchodním okraji Hradce Králové a rozkládá se na ploše přibližně 40 ha. Lokalita byla v minulosti využívána jako vojenské cvičiště, letiště, později k pastvě dobytka a zemědělským účelům. V důsledku těžby písku a vojenských aktivit (zákopy, těžká vojenská technika) zde vznikl různorodý terén s množstvím trvalých i periodických tůní. Dva rybníky Jáma a Plachta byly založeny již v 15. století (Mocek 1997). Dále zde najdeme vřesoviště, slatinné louky, písčiny, subtermofilní trávníky i lesní porosty a porosty rozptýlených křovin. Z botanického i zoologického hlediska je PP Na Plachtě považována za unikátní lokalitu. Na relativně malém území se nachází široká škála různých typů prostředí a to umožňuje výskyt velkého množství druhů rostlin a živočichů, z nichž řada je chráněných (Samková 1997, Matějčíček a Boháč 2010). V rámci ochrannářského managementu zde dochází k pravidelnému kosení luk, odstraňování invazních druhů rostlin, pastvě a mechanickému narušování půdního povrchu (www.naplachte.cz).



Obr. 2.3: Letecký snímek lokality Na Plachtě s vyznačenými odběrovými místy

2.2 Odběry a zpracování vzorků

K odběru vzorků bylo na Borkovických blatech vybráno celkem 12 odběrových míst. Odběry se uskutečnily v říjnu 2015, v dubnu a v září 2016. Na lokalitě Na Plachtě bylo původně

vytipováno 16 odběrových míst při prvních odběrech, které proběhly v suchém období, během následujících odběrů ale některé z těchto míst nebyly nikdy zaplněny vodou a jedna z odběrových tůní byla navíc z analýz později vyloučena, protože byla kromě jednoho odběru také vždy vyschlá, a poté byly ve vzorku nalezeny pouze 2 buňky. Odběry na této lokalitě proběhly v červenci a v září 2015, v březnu, v květnu a v září 2016. Jednotlivá odběrová místa na obou lokalitách byla zaměřena pomocí GPS (souřadnice jsou uvedeny v příloze 1). Při odběrech byl také hodnocen a zaznamenáván stav lokalit z hlediska vysychání (ilustrační obr. 2.3, tabulky hodnocení lokalit v příloze 2).

a)



b)



Obr. 2.3: lokalita Na Plachtě, odběrová tůň č. 11 a) v květnu a b) v červenci

Vzorky byly odebírány pomocí plastové injekční stříkačky nasáváním vody těsně nad povrchem dna tůní a vymačkáváním ponořených mechů (zejména rašeliníků) a jiných vodních rostlin nebo rozkládajícího se organického materiálu. Slizovité řasové povlaky na povrchu vlhké hlíny některých téměř vyschlých tůní byly seškrabávány pomocí nože. Vzorky byly zafixovány Lugolovým roztokem v den odběru. Určování vzorků probíhalo s využitím světelného mikroskopu Bresser Bioscience při zvětšení 400x. V každém vzorku bylo počítáno a určováno prvních 200 nalezených buněk krásivek. K determinaci byla použita odborná literatura (Coesel a Meesters 2007), krásivky byly určovány do druhů, případně variet. Mikrofotografie byly pořízeny za pomoci digitálního fotoaparátu (Bresser MikroCam 3MP) napojeného na mikroskop.

2.3 Statistické analýzy

2.3.1 Druhovú bohatost

Druhovú bohatost (počet druhů ve vzorcích) jednotlivých tůní byla vizualizována pomocí sloupcových diagramů. Krabicovými diagramy byla znázorněna rozdílnost v druhové bohatosti a Shannonově indexu diverzity mezi vysychavými a nevysychavými tůněmi. Shannonův index diverzity bere v potaz kromě počtu druhů také jejich abundance na lokalitě, nabývá hodnot od 0 pro společenstva pouze s jedním druhem až po vysoké hodnoty pro společenstva s mnoha druhy, které jsou zastoupeny malým počtem jedinců (Shannon 1948). Pro testování rozdílu mezi skupinami byl použit Mann-Whitneyův test. Tento neparametrický dvouvýběrový test porovnává, zda se mediány dvou nezávislých skupin liší a je ekvivalentní s Wilcoxonovým testem (Zvára 2006). Tvorba grafů, výpočet indexů a testování výběrů proběhlo v programu PAST, verze 2.17 (Hammer a kol. 2001).

2.3.2 Analýza struktury společenstva

Data o druhovém složení společenstev byla analyzována pomocí mnohorozměrných statistických metod NMDS (Non-metric multidimensional scaling), ANOSIM (Analysis of similarities) a SIMPER (Similarity percentage). Analýzy byly provedeny v programu PAST, verze 2.17 (Hammer a kol. 2001).

NMDS umožňuje vizualizovat podobnost mezi jednotlivými vzorky z hlediska jejich druhového složení. Na základě zvoleného distančního kritéria je vypočtena vzdálenost (podobnost) mezi jednotlivými vzorky. Každý vzorek je poté zobrazen jako bod v ordinačním diagramu, přičemž vzdálenosti mezi body odpovídají podobnostem daných vzorků. Hodnota Kruskalova stresu udává míru zkreslení informace, která vznikla zjednodušením původně mnohorozměrného prostoru na dvou- nebo třírozměrný (Kruskal 1964). Pro každou osu jsou vypočteny determinační koeficienty r^2 , které udávají, jakou proporcii variability v datech jednotlivé osy vysvětlují. Enviromentální faktory mohou být v grafu zobrazeny pomocí vektorů, jejichž relativní délka souvisí se silou působení faktoru a směr poukazuje na korelaci s některou z hlavních os. V analýze bylo zvoleno Bray-Curtisovo distanční kritérium, které kromě prezencí/absencí druhů bere v potaz i jejich abundance. Toto kritérium patří k nejvíce využívaným v ekologických analýzách. Pro možnost srovnání výsledků bylo dále vybráno Jaccardovo kritérium, které pracuje pouze s prezencemi/absencemi druhů a Eukleidovská vzdálenost (Clarke 1993).

Pro posouzení a oddělení vlivů vysychání a sezóny odběru na strukturu společenstev bylo využito dvoucestné analýzy ANOSIM. Jedná se o neparametrický test významnosti rozdílu mezi dvěma nebo více skupinami. Zvoleny byly opět Bray-Curtisova, Jaccardova a Eukleidovska vzdálenost. Míru působení jednotlivých faktorů udává hodnota R ($R \leq 1$), která je vypočtena následujícím způsobem:

$$R = \frac{r_b - r_w}{N(N - 1)/4}$$

přičemž r_b je průměrná hodnota všech vzdáleností mezi skupinami a r_w průměrná hodnota všech vzdáleností v rámci skupin, N je počet vzorků. Vysoké pozitivní R (blíží se 1) naznačuje existenci rozdílu mezi skupinami. Statistická významnost tohoto rozdílu je ověřována permutačním testem, který porovnává výslednou R hodnotu s R hodnotami vypočtenými námi zvoleným počtem náhodných permutací (zvoleno bylo 9999 permutací). Výsledkem testu je hodnota p , která vyjadřuje pravděpodobnost, že pozorovaný jev nastal vlivem náhody (Clarke 1993).

Pomocí analýzy SIMPER bylo zjišťováno, které druhy nejvíce přispívají k rozdílu mezi vysychavými a nevysychavými lokalitami. Analýza umožňuje zhodnotit, které druhy mají vysokou průměrnou abundanci v jedné skupině vzorků a zároveň nízkou průměrnou abundanci ve skupině druhé a jsou tudíž nejvíce zodpovědné za rozdíl mezi těmito skupinami. (Clarke 1993). Protože analýza pracuje s abundancemi druhů, bylo zvoleno Bray-Curtisovo distanční kritérium.

2.3.3 Fylogenetická analýza

K fylogenetickým analýzám byly použity sekvence *rbcL* genu (chloroplastové DNA) volně dostupné v databázi NCBI GenBank. Pokud sekvence pro daný druh nebyla dostupná, byla nahrazena sekvencí jiného, pravděpodobně příbuzného druhu (seznam druhů, u nichž musela být použita náhradní sekvence, je uveden v příloze 3). Z těchto sekvencí byl vytvořen alignment v programu MEGA, verze 4.1 (Tamura a kol. 2007).

Pro zjištění, jestli blízké příbuzné druhy mají tendenci se společně vyskytovat nebo naopak nevyskytovat na stejných lokalitách, bylo využito Mantelových testů. Mantelův test porovnává shodu mezi dvěma vícerozměrnými datovými soubory, která se určuje na základě korelace dvou datových matic (Mantel 1967). Analýza byla provedena v programu PAST,

verze 2.17 (Hammer a kol. 2001). Program umožňuje automatické vypočtení matic z původních souborů dat. Pro vypočtení matice ekologických vzdáleností (z tabulky o výskytu druhů na lokalitách) bylo zvoleno Bray-Curtisovo distanční kritérium (a pro srovnání také Jaccardovo). V případě matice fylogenetických vzdáleností mezi taxony bylo zvoleno Kimurovo distanční kritérium, které je vhodné pro sekvenční data (Kimura 1980). Následně Mantelův test zjišťuje, jestli vzdálenosti mezi objekty v matici 1 korelují s odpovídajícími vzdálenostmi matice 2. Výsledná hodnota R je korelačním koeficientem mezi všemi záznamy v obou maticích a nabývá hodnot od -1 do 1. Pomocí permutačního testu je vypočtena p -hodnota, která stanovuje, zda se získaná korelace liší od náhodné.

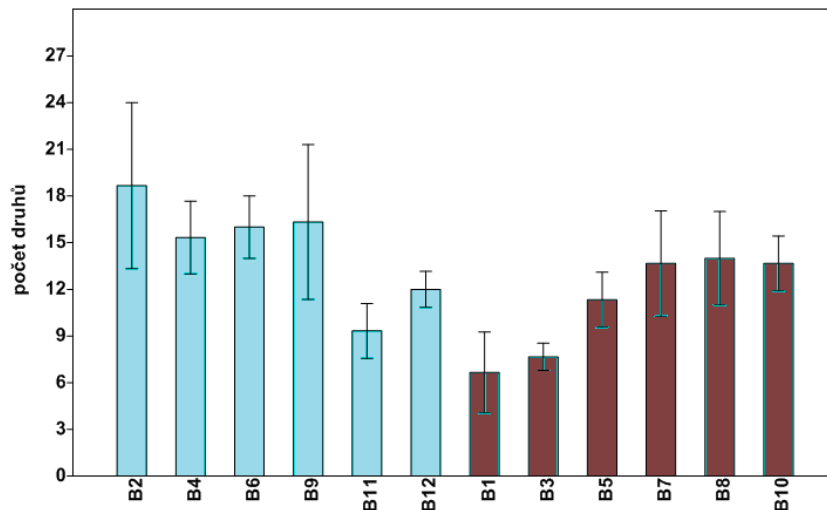
V současné době se vedou spory o vhodnosti používání Mantelova testu pro fylogenetická a ekologická data zároveň. Harmon a Glor (2010) kritizovali nedostatečnou statistickou účinnost tohoto testu pro detekování fylogenetického signálu ve srovnání s jinými metodami. V reakci na to Hardy a Povoine (2012) prováděli rozsáhlé simulace k prozkoumání chování metody s ohledem na chybu I. typu a sílu pro detekci signálu, také porovnávali různé statistické metody a v jejich studii se naopak Mantelovy testy projeví jako vhodné pro data o fylogenetické struktuře a účinnější než některé jiné metody (např. Blombergova K -statistika).

3 Výsledky

3.1 Druhová bohatost

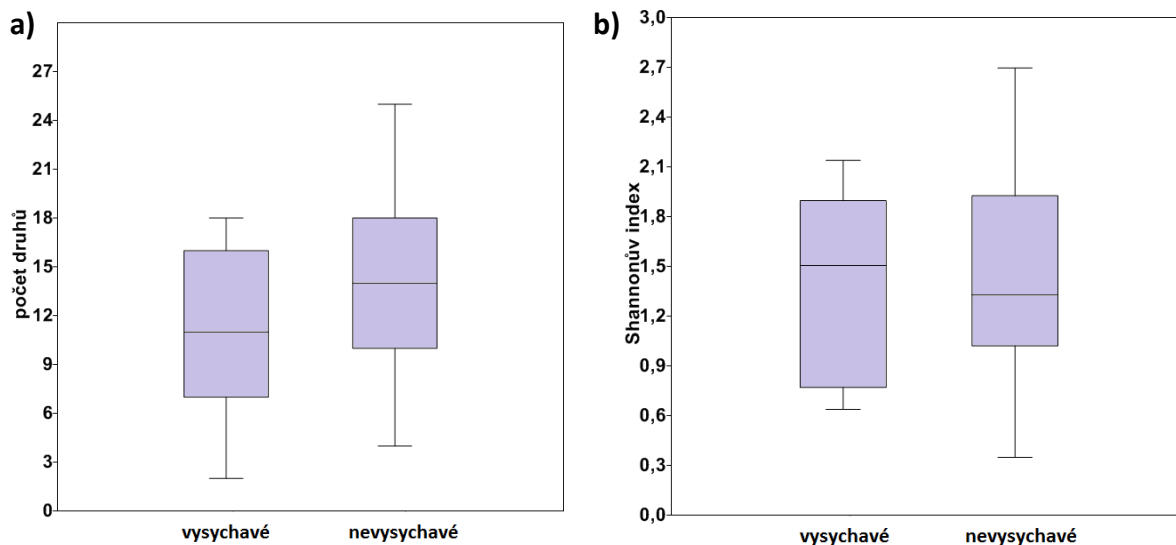
3.1.1 Borkovická blata

Na Borkovických blatech bylo během tří odběrů z 12 odběrových lokalit identifikováno celkem 79 taxonů krásivek (jejich seznam je uveden v příloze 4). Druhová bohatost se lišila v rámci jednotlivých tůní (obr. 3.1). Průměrně připadalo 13 taxonů na vzorek. Počet taxonů nalezených v jednom vzorku se pohyboval v rozmezí 2- 24. Ze zajímavých zástupců nalezených na lokalitě, které jsou v rámci ČR považovány za spíše vzácné (Šťastný 2010), lze zmínit např. *Actinotaenium inconspicuum*, *Cosmarium portianum*, *Desmidium grevillei*, *Pleurotaenium nodulosum* a *Xanthidium antilopaeum* (obr. 3.5).



Obr. 3.1: Druhová bohatost jednotlivých tůní lokality Borkovická blata; modrá barva- nevysychavé tůně, hnědá- vysychavé

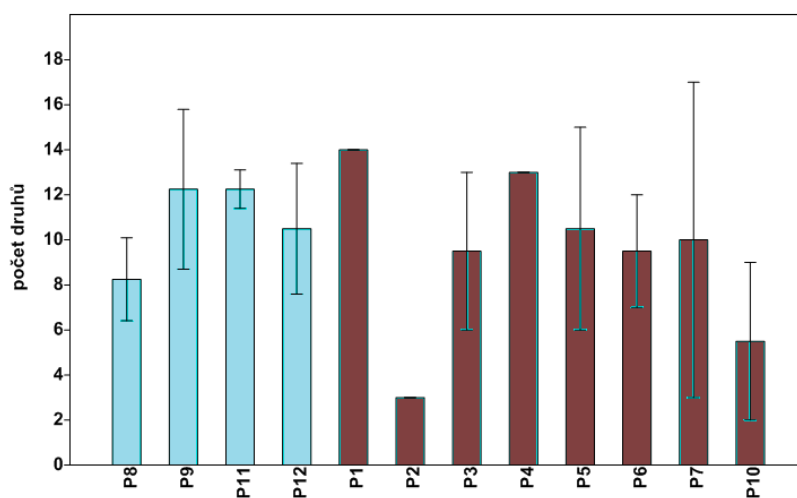
Nevysychavé lokality měly průměrně vyšší druhovou bohatost než vysychavé (obr. 3.2 a). Průměrný počet druhů připadajících na vzorek byl v případě nevysychavých lokalit 15, v případě vysychavých to bylo 11. Mann-Whitneyův test ale nepotvrdil, že by se od sebe vysychavé a nevysychavé lokality významně lišily v druhové bohatosti ($p = 0,11$). Mezi vysychavými a nevysychavými lokalitami nebyl také výrazný rozdíl v hodnotách Shannonova indexu, průměrná hodnota vysychavých lokalit byla 1,42 a průměrná hodnota nevysychavých 1,43. (obr. 3.2 b).



Obr. 3.2: Krabicové diagramy znázorňující rozdíly mezi vysychavými a nevysychavými tůněmi a) v druhové bohatosti, b) v Shannonově indexu diverzity (horizontální čarou v obdélníku je vyznačen medián)

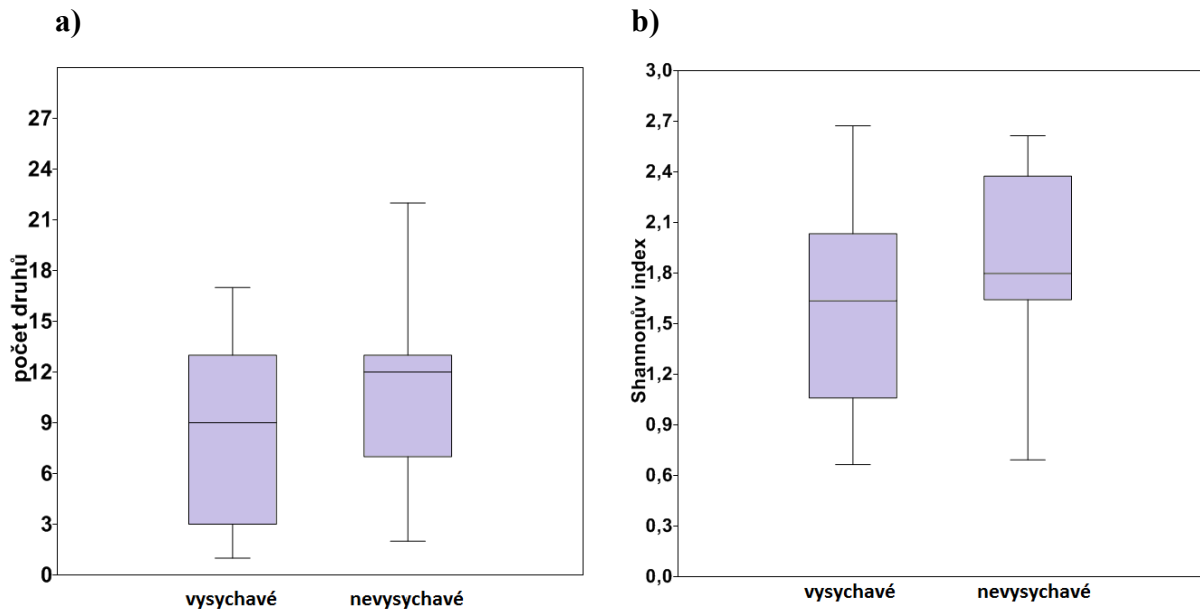
3.1.2 Na Plachtě

Během pěti odběrů z 12 odběrových tůní lokality Na Plachtě bylo identifikováno celkem 59 taxonů krásivek (kompletní seznam je uveden v příloze 5). Druhová bohatost jednotlivých tůní je znázorněna na obr. 3.3. Počet druhů ve vzorcích se pohyboval od 2 do 22, průměrně bylo v jednom vzorku nalezeno 10 druhů. Mezi zajímavé nálezy patří např. *Actinotaenium perminutum*, *Cosmariium parvulum*, *C. cyclicum*, *C. speciosum* a *Staurastrum spongiosum* (obr 3.5).

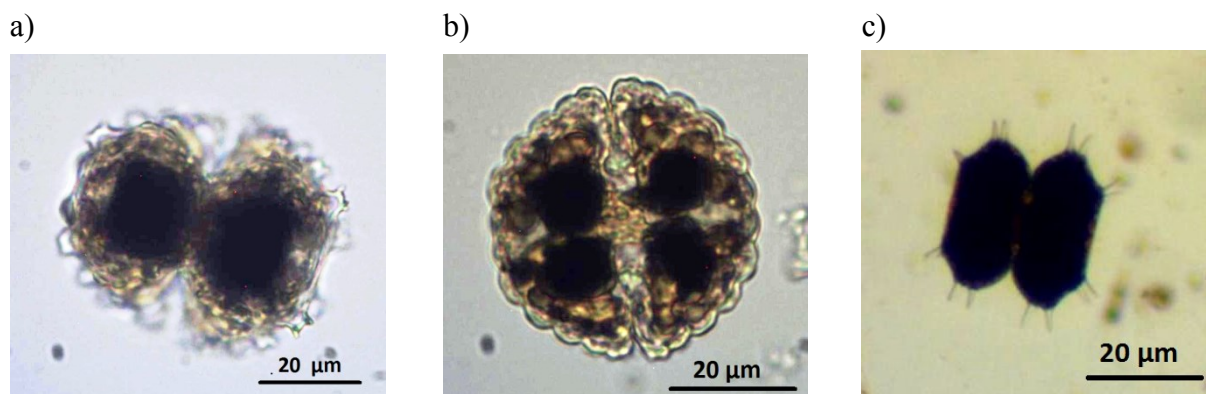


Obr. 3.3: Druhová bohatost jednotlivých tůní lokality Na Plachtě; modrá barva- nevysychavé tůně, hnědá- vysychavé

Podobně jako na Borkovických blatech i zde dosahovaly nevysychavé tůně vyšších hodnot druhové bohatosti než vysychavé (obr. 3.4a), rozdíl mezi nimi ale nebyl průkazný (Mann-Whitneyův test, $p=0,32$). Průměrný počet druhů nalezených ve vzorcích z nevysychavých tůní byl 11, v případě vysychavých tůní to bylo 9. Rozdílnost v hodnotách Shannonova indexu je znázorněna na obr. 3.4b. Průměrná hodnota Shannonova indexu diverzity nevysychavých lokalit byla 1,88, průměrná hodnota vysychavých lokalit 1,63, rozdíl mezi těmito skupinami byl nesignifikantní (Mann-Whitneyův test, $p=0,25$).



Obr. 3.4: Krabicové diagramy znázorňující rozdíly mezi vysychavými a nevysychavými tůněmi a) v druhové bohatosti, b) v Shannonově indexu diverzity (horizontální čarou v obdélníku je vyznačen medián)



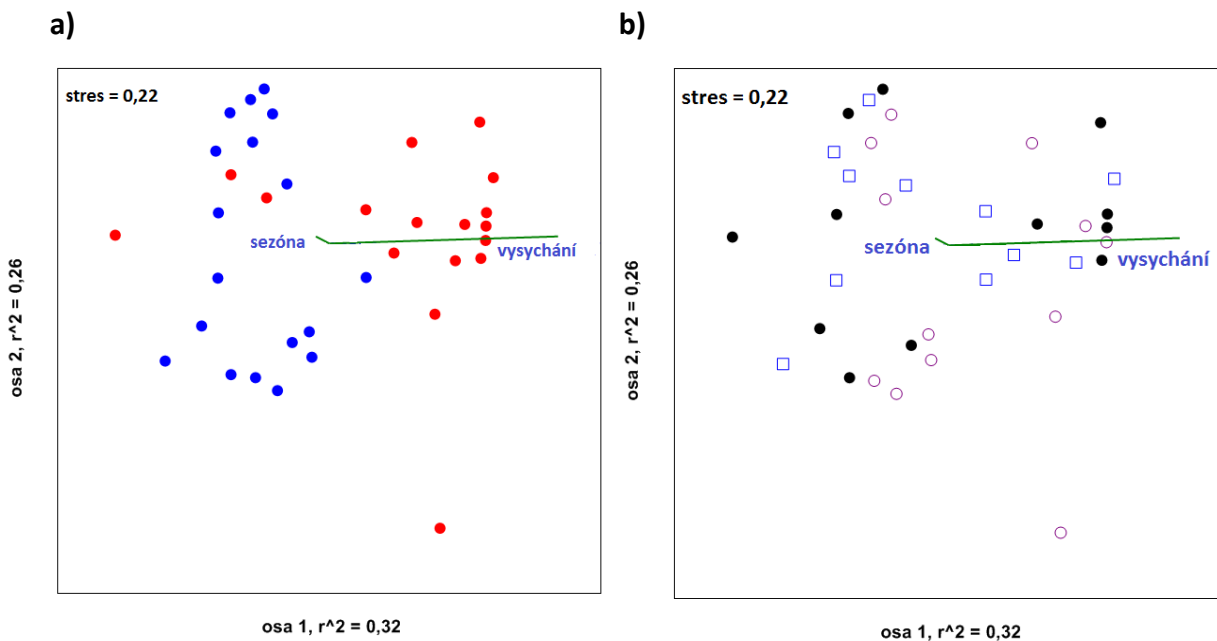
Obr. 3.5: Příklady zajímavých nálezů (z obou lokalit); a) *Staurostrum spongiosum*, b) *Cosmarium cyclicum*, c) *Xanthidium antilopaeum*

3.2 Struktura společenstev

3.2.1 Borkovická Blata

Na NMDS diagramech je vidět, že vysychavé tůně se od nevysychavých zřetelně odlišují v jejich druhovém složení. Naproti tomu není patrné výrazné odlišení jednotlivých vzorků na základě času odběru (sezóny). To, že vysychání mělo na strukturu společenstva mnohem významnější vliv než čas odběru, naznačuje i délka vektorů těchto faktorů, která souvisí se silou jejich působení. Zároveň si můžeme všimnout, že faktor vysychání koreloval za použití Bray-Curtisovy a Eukleidovské vzdálenosti s osou x, která vysvětluje největší podíl variability, v případě Jaccardovy vzdálenosti koreloval tento faktor s osou y, která je druhou nejdůležitější (obr. 3.6 a 3.7).

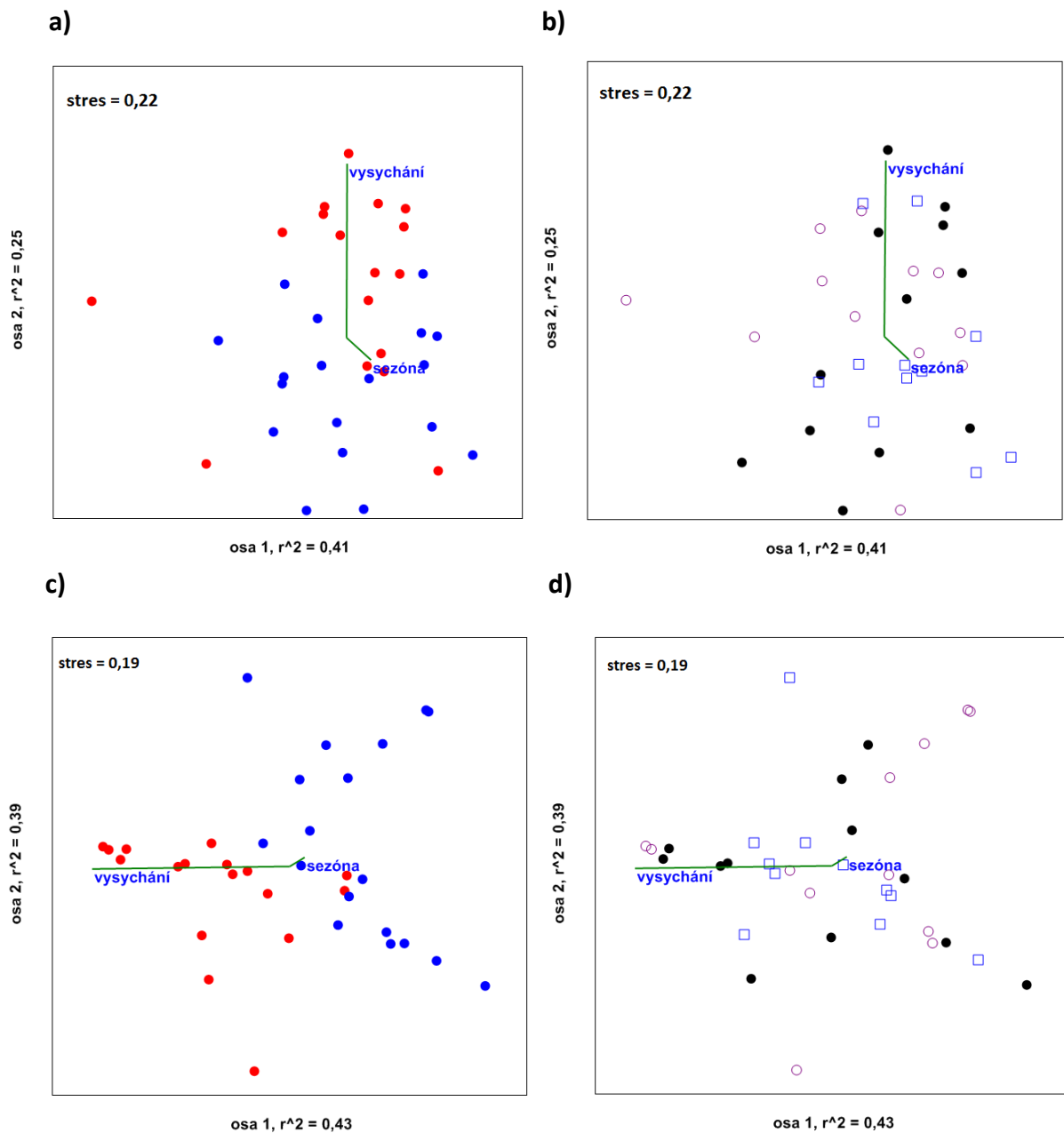
Rozdílnost ve struktuře společenstev vysychavých a nevysychavých tůní byla potvrzena dvoucestnou analýzou ANOSIM, kde faktor vysychání vyšel signifikantně za použití všech tří distančních kritérií. Vliv sezóny na strukturu společenstva nebyl prokázán (hodnoty R a p získané za využití všech tří distančních kritérií jsou uvedeny v tabulce 3.1).



Obr. 3.6: NMDS ordinační diagramy znázorňující podobnost druhového složení (Bray-Curtisovo distanční kritérium, osa x vysvětluje 32 % variability, osa y 26 %, hodnota stresu = 0,22):

a) mezi vysychavými (červená) a nevysychavými (modrá) tůněmi

b) mezi jednotlivými odběry; černá- říjen 2015, fialová-duben 2016, modrá- září 2016



Obr. 3.7: NMDS ordinační diagramy znázorňující podobnost druhového složení:

a, c) mezi vysychavými (červená) a nevysychavými (modrá) tůňemi

b, d) mezi jednotlivými odběry; černá- říjen 2015, fialová-duben 2016, modrá- září 2016

a, b) Jaccardova vzdálenost, osa x vysvětluje 41 % variability, osa y 25 % variability, hodnota stresu = 0,22

c, d) Eukleidovská vzdálenost, osa x vysvětluje 43 % variability, osa y 39 % variability, hodnota stresu = 0,19

Tab. 3.1: Výsledky analýzy ANOSIM

Distanční kritérium	Faktor: sezóna	Faktor: vysychání
Bray-Curtis	R: -0,00013 p: 0,4402	R: 0,34909 p: 0,0006
Jaccard	R: 0,030252 p: 0,2723	R: 0,17007 p: 0,0162
Euclidean	R: 0,016062 p: 0,3445	R: 0,34147 p: 0,0004

Analýza SIMPER umožnila detekovat, které druhy jsou typické pro vysychavé a nevysychavé lokality, a které jsou zároveň nejvíce zodpovědné za signifikantní rozdíl mezi nimi. V tabulce 3.2 je uvedeno prvních 10 druhů, které dohromady vysvětlují 76 % rozdílnosti mezi lokalitami.

Tab. 3.2: Výsledky analýzy SIMPER; vysvětlivky: Contrib. % - procentuální přínos druhu k rozdílnosti mezi vysychavými a nevysychavými lokalitami, Cumulative % - kumulativní součet příspěvků jednotlivých druhů, Mean abund. 1 - průměrná abundance druhu ve vzorcích z vysychavých lokalit, Mean abund. 2 - průměrná abundance druhu ve vzorcích z nevysychavých lokalit

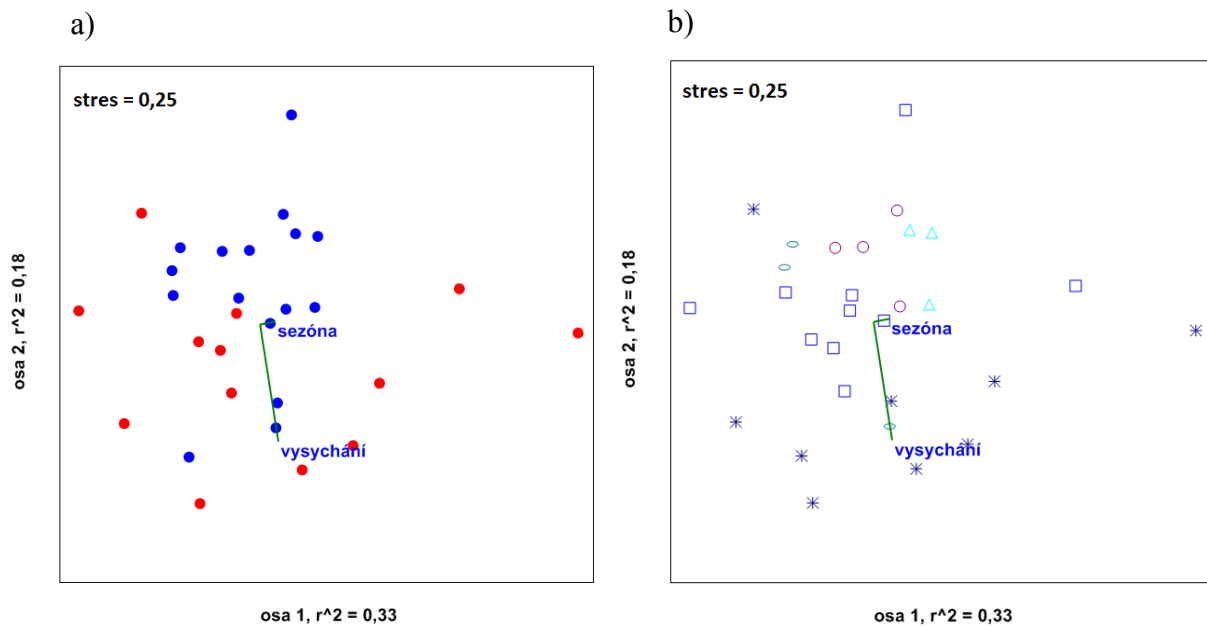
Taxon	Contrib. %	Cumulative %	Mean abund. 1	Mean abund. 2
<i>Tetmemorus granulatus</i>	20,16	20,16	74,4	4,5
<i>Desmidium swartzii</i>	14,16	34,32	10,2	50,2
<i>Closterium diana</i>	13,46	47,78	6,65	49,6
<i>Closterium calosporum</i>	6,645	54,43	0,176	23,8
<i>Micrasterias truncata</i>	6,165	60,59	22,8	3,5
<i>Desmidium grevillei</i>	5,76	66,35	7	17,2
<i>Cosmarium botrytis</i>	4,484	70,84	14,6	2,61
<i>Tetmemorus laevis</i>	2,935	73,77	10,6	0,222
<i>Hyalotheca dissiliens</i>	2,076	75,85	2,29	6,11
<i>Staurastrum alternans</i>	1,584	77,41	3,76	2,17

3.2.2 Na Plachtě

NMDS diagramy znázorňují odlišení vysychavých a nevysychavých lokalit, které sice není tak výrazné jako v případě Borkovických blat, ale i zde je rozdíl patrný (obr. 3.8 a 3.9). Délka a směr vektorů ukazují, že i na této lokalitě se faktor vysychání projevil jako významnější pro formování struktury společenstev než faktor sezóna.

Do analýzy ANOSIM byly zahrnuty pouze data ze dvou odběrů (březen, květen), protože v případě dalších odběrů byla většina lokalit vyschlých, a tudíž z důvodu nedostatku kombinací nebylo možné analýzu provést pro celkový soubor dat. V analýze se jak efekt sezóny odběru, tak i vliv vysychání projeví jako nesignifikantní (tab.3.3).

Protože rozdíl v druhovém složení mezi vysychavými a nevysychavými lokalitami nebyl signifikantní, analýza SIMPER nebyla pro tuto lokalitu provedena.



Obr. 3.8: NMDS ordinační diagramy znázorňující podobnost druhového složení (Bray-Curtisovo distanční kritérium, osa x vysvětluje 33 % variability, osa y 18 %, hodnota stresu = 0,25):

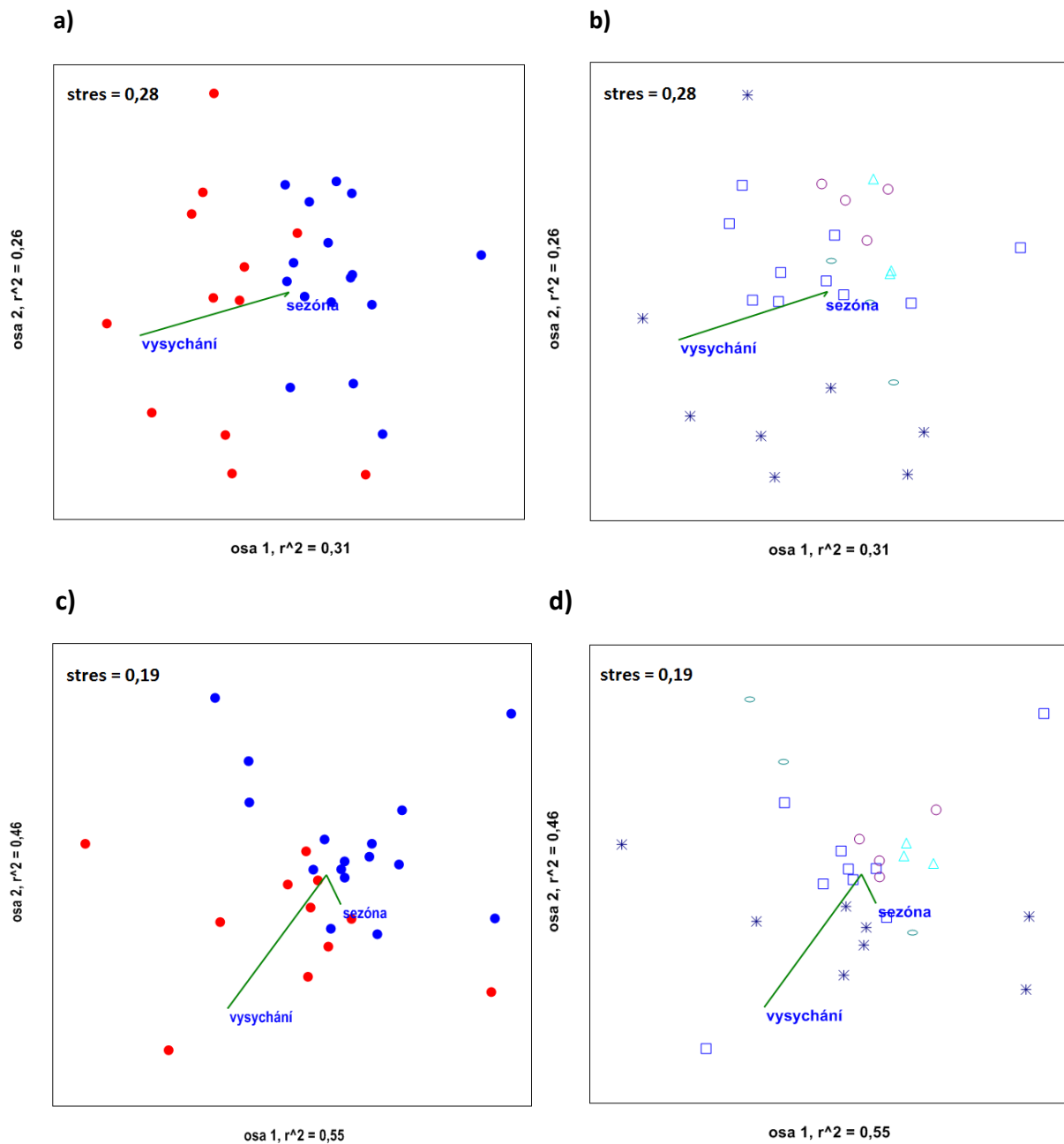
a) mezi vysychavými (červená) a nevysychavými (modrá) tůňemi

b) mezi jednotlivými odběry; ○ červenec 2015, ○ září 2015, * březen 2016,

□ květen 2016, △ září 2016

Tab. 3.3: Výsledky analýzy ANOSIM

Distanční kritérium	Faktor: sezóna	Faktor: vysychání
Bray-Curtis	R: 0,039021 p: 0,464	R: -0,10381 p: 0,7289
Jaccard	R: 0,13194 p: 0,2403	R: 0,012175 p: 0,4445
Euclidean	R: 0,0085979 p: 0,5002	R: -0,15639 p: 0,7939



Obr. 3.9: NMDS ordinační diagramy znázorňující podobnost druhového složení:

a, c) mezi vysychavými (červená) a nevysychavými (modrá) tůněmi

b, d) mezi jednotlivými odběry; ○ červenec 2015, ○ září 2015, * březen 2016, □ květen 2016, △ září 2016

a, b) Jaccardova vzdálenost, osa x vysvětluje 31 % variability, osa y 26 % variability, hodnota stresu = 0,28

c, d) Euklidovská vzdálenost, osa x vysvětluje 55 % variability, osa y 46 % variability, hodnota stresu = 0,19

3.3 Fylogenetická struktura společenstva

Protože předchozí analýzy prokázaly, že vysychavé a nevysychavé lokality se odlišují druhovým složením, bylo dále zjišťováno, zda je možné mezi nimi identifikovat také odlišnost v jejich fylogenetické struktuře. Nejprve byla provedena analýza pro celkový soubor dat v rámci lokality Borkovická blata, a paralelně byla provedena stejná analýza také pro lokalitu Na Plachtě. Bylo testováno, jestli příbuzné druhy mají tendenci se vyskytovat společně na stejných lokalitách nebo naopak jestli mají spíše tendenci se spolu nevyskytovat. Poté byly provedeny analýzy zvlášť pro vysychavé a zvlášť pro nevysychavé lokality s cílem zjistit, jaký vliv má vysychání na případný rozdíl mezi těmito skupinami.

Mantelovy testy prokázaly signifikantní vztah mezi fylogenetickou příbuzností druhů a jejich rozšířením na lokalitách, a to jak na Borkovických blatech, tak i na lokalitě Na Plachtě. Protože byly porovnávány matice podobnosti (Bray-Curtisovo měřítko podobnosti pro data o ekologické vzdálenosti) s maticí odlišností (Kimurovo měřítko rozdílnosti ve fylogenetických datech), pozitivní hodnota R ukazuje na negativní vztah mezi těmito maticemi. To znamená, že blízké příbuzné druhy měly tendenci se nevyskytovat společně na stejných lokalitách, společenstva jednotlivých tůň byla spíše fylogeneticky rozptýlená (tab. 3.4).

Tab. 3.4: Výsledky Mantelových testů pro lokality a) Borkovická blata a b) Na Plachtě; matice 1 = matice ekologické podobnosti mezi druhy, matice 2 = matice fylogenetické vzdálenosti

a) Borkovická blata

Matice 1	Matice 2	Kompletní soubor		Nevysychavé		Vysychavé	
		R	p	R	p	R	p
Bray-Curtis	Kimura	0,1346	0,0001	0,1356	0,0001	0,0691	0,0130
Jaccard		0,1085	0,0001	0,1396	0,0001	0,0647	0,0269

b) Na plachtě

Matice 1	Matice 2	Kompletní soubor		Nevysychavé		Vysychavé	
		R	p	R	p	R	p
Bray-Curtis	Kimura	0,1015	0,0004	0,0103	0,3528	0,1433	0,0004
Jaccard		0,0914	0,0017	-0,0010	0,4706	0,1777	0,0002

Při porovnání fylogenetické struktury vysychavých a nevysychavých lokalit na Borkovických blatech se ukázalo, že stejný trend lze pozorovat v obou skupinách, v rámci vysychavých lokalit byl ale efekt fylogenetického rozptylu slabší. Na vysychavých lokalitách byla tedy snižená fylogenetická diverzita oproti nevysychavým lokalitám (tab. 3.4 a).

Přestože lokalita Na Plachtě celkově také vykazovala nenáhodnou fylogenetickou strukturu, pro oddělený soubor nevysychavých tůní vyšla analýza nesignifikantně. Na rozdíl od lokality Borkovická blata zde vykazovaly vysychavé tůně vyšší stupeň fylogenetického rozptylu než kompletní soubor dat (tab. 3.4 b). Tento výsledek může být způsoben tím, že vzorky vysychavých tůní pocházeli pouze ze dvou jarních odběrů (březen, květen), v případě všech dalších odběrů byly tyto tůně vyschlé.

4 Diskuze

4.1 Druhová diverzita studovaných lokalit

Dvě lokality studované v této práci se mezi sebou lišily v jejich druhové bohatosti. Vyšší druhová bohatost byla zaznamenána na Borkovických blatech, kde bylo nalezeno celkem 79 taxonů krásivek, na lokalitě Na Plachtě bylo nalezeno 59 taxonů. Rozdíl v diverzitě mezi studovanými lokalitami může souviset s jejich odlišným charakterem i hydrologickým režimem. Rašeliniště na Borkovických blatech byly z hlediska množství vody stabilnější lokalitou, několik tůní bylo vyschlých nebo jen částečně vyschlých pouze během jednoho odběru, který byl uskutečněn v nejsušším období. Lokalita Na Plachtě, která obsahuje různé trvalé nebo periodicky zaplavované tůně, byla naopak po většinu odběrů z větší části vyschlá. Pouze během dvou odběrů, které se konaly na jaře, byly vodou zaplněny téměř všechny odběrové tůně. Tyto lokality se lišily také ve své rodové diverzitě, na Borkovických blatech bylo zaznamenáno 12 rodů krásivek, na lokalitě Na Plachtě 8 rodů. Ve srovnání s Borkovickými blaty se na lokalitě Na Plachtě vůbec nevyskytovaly zástupci rodů *Desmidiium*, *Hyalotheca*, *Micrasterias* a *Xanthidium*. Je více než pravděpodobné, že celková diverzita lokalit nebyla v této práci zachycena například proto, že některé druhy se mohou vyskytovat jen v určitém období roku nebo jen v několika tůních. Navíc při identifikaci prvních 200 nalezených buněk ve vzorku nemusí být druhy, které jsou vzácné, nalezeny. Podle studie Heino a Soininen (2010) je ale pro popis změn ve složení společenstev na základě parametrů prostředí identifikace běžně se vyskytujících druhů dostatečným měřítkem. To je v souladu se studií Neustupa a kol. (2012), kde bylo dosaženo velmi podobných výsledků při analýze zahrnující pouze 25 % nejhojněji se vyskytujících druhů jako při analýze kompletního souboru dat. Metoda určování prvních 200 buněk krásivek ve vzorku tedy stačí k dosažení věrohodných výsledků o změnách struktury společenstev.

4.2 Vliv vysychání na druhovou diverzitu a strukturu společenstva

Vysychání je považováno za významnou disturbanci, která může narušit fungování ekosystému, změnit strukturu společenstev nebo populací, ovlivnit druhovou diverzitu a také dostupnost zdrojů a podmínky prostředí. Jeho vliv na řasová společenstva byl prokázán v několika studiích (např. Gottlieb a kol. 2006, Ledger a kol. 2008). Tento faktor ovlivňuje také společenstva krásivek (Mataloni 1999).

Za hlavní faktory zodpovědné za formování krásivkových společenstev jsou považovány pH a konduktivita. Jako další nejdůležitější faktor bývá udáván právě vliv hydrologických podmínek (Coesel 1998). Také podle Šťastného (2009) je faktorem zodpovědným za odlišnost ve složení vzorků z tůní s podobnými hodnotami pH pravděpodobně hloubka tůněk, což je parametr, který s vysycháním souvisí.

Podobně Borics a kol. (2003) uvádí, že v případě lokalit, které se podobaly v hodnotách pH a konduktivity, byly změny v hydrologickém režimu jedním z nejdůležitějších faktorů ovlivňujících krásivková společenstva. Obecně je v nepříznivých podmínkách, za které lze považovat i vysychání a s ním spojený stres, pozorována redukce v druhové bohatosti. Takové lokality bývají obývány několika málo druhy, které jsou na nepříznivé podmínky dobře adaptovány a ty potom vykazují vysoké abundance (např. Mataloni 1999). Také Šťastný (2008) udává, že místa, která se vyznačovala extrémním vodním režimem, byla charakteristická vysokou abundancí některých zástupců na úkor snížené diverzity. Někteří zástupci byly typičtí jak pro lokality z vlhkých skal, tak i pro vysychavé tůně. Na druhou stranu zatímco na vlhkých skálách byla nízká diverzita, periodické tůně se vyznačují poměrně vysokou diverzitou (Šťastný 2008).

V této práci bylo zjištěno, že vysychavé lokality měly průměrně nižší druhovou diverzitu než nevysychavé, tento rozdíl ale nebyl statisticky významný. Také rozdíl v hodnotách Shannonova indexu diverzity nebyl výrazný. Podobně i ve studii Gottlieb a kol. (2005) zjistili, že lokality, které vysychají jen na krátkou dobu, se významně nelišily v hodnotách Shannonova indexu od lokalit, které jsou vyschlé po většinu roku. Ve studii Gottlieb a kol. (2006) byla dokonce zaznamenána vyšší druhová bohatost rozsivek na lokalitách, které dlouhodobě vysychají ve srovnání s méně vysychavými lokalitami. V případě srovnání druhové diverzity všech skupin řas byly ale lokality se stabilnějším hydrologickým režimem druhově bohatší. Ve studii Ledger a kol. (2008) zjistili, že časté vysychání vedlo ke zvýšení diverzity v důsledku toho, že byla omezena dominance zelené řasy *Gongrosira incrustans* ve prospěch jiných taxonů řas. Vysychání a jiné disturbance tedy mohou vést k vyšší druhové bohatosti, ale na druhou stranu mohou také zvyšovat pravděpodobnost lokálních extinkcí (Sousa 1979). Protože vysychání ovlivňuje také další parametry prostředí, jako je např. pH, konduktivita nebo teplota, na které mohou jednotlivé organismy reagovat různým způsobem, nemusí být změny v druhové diverzitě předpověditelné (Boix a kol. 2010).

Struktura společenstva vysychavých a nevysychavých tůní se lišila jak na lokalitě Borkovická blata tak i na lokalitě Na Plachtě. Na NMDS ordinačních diagramech byly vysychavé a nevysychavé tůně zřetelně odděleny, i když toto odlišení nebylo na lokalitě Na

Plachtě tak výrazné jako v případě Borkovických blat. Dvoucestná analýza ANOSIM potvrdila, že vysychání mělo významný vliv na strukturu společenstva pouze v případě lokality Borkovická blata. Efekt vysychání byl prokázán na základě všech tří distančních kritérií (Bray-Curtisovo, Jaccardovo, Eukleidovská vzdálenost), což ukazuje, že výsledek nebyl ovlivněn pouze abundancemi přítomných druhů, ale že se vysychavé a nevysychavé lokality lišily také výskytem určitých druhů. V případě lokality Na Plachtě rozdíl ve struktuře společenstva vysychavých na nevysychavých tůň nebyl statisticky prokázán. To může souviset s tím, že do analýzy nebyla zahrnuta data ze všech odběrů, protože v případě některých odběrů byla lokalita z velké části vyschlá a nebyl tedy dostatek kombinací vzorků na to, aby bylo možné analýzu provést. Vzorky, které do analýzy byly zahrnuty, navíc pocházely z jarních odběrů a je možné, že společenstva byly na jaře formovány spíše působením neutrálních procesů. Přestože efekt sezonality na strukturu společenstva nebyl prokázán, na NMDS diagramech lokality Na Plachtě můžeme jisté seskupování vzorků na základě data odběru pozorovat (obr. 3.8 a 3.9). Krásivková společenstva se zdají být časově stabilní a vykazují jen relativně malé výkyvy během sezóny (Svoboda a kol. 2014), ale zimní disturbance (zejména v podobě nízkých teplot) mohou společenstva ovlivnit. V jarních měsících v důsledku zvýšení teploty dochází k intenzivnímu růstu, které může být odlišné u různých druhů a složení společenstev záleží také na velikosti přezimujících populací a náhodném šíření (Neustupa a kol. 2012).

Pro zjištění, jestli je vysychání významným faktorem ovlivňujícím strukturu společenstev lokality Na Plachtě by bylo zapotřebí více odběrů zejména z vlhčích období roku, aby bylo možné získat dostatek dat i pro vysychavé tůně.

Vliv vysychání na strukturu společenstev může být také místně specifický. Boix a kol. (2010) pozorovali, že společenstva rozsivek byla obecně významně ovlivněna vysycháním, efekt vysychání se ale lišil u konkrétních vodních toků a také v různých úsecích řeky. Záleželo také na tom, jak moc bylo sucho extrémní. Podobně Death a kol. (2009) pozorovali, že změny ve vodním režimu ovlivňovaly složení společenstev jen v případě určitých řek.

Analýza SIMPER provedená pro lokalitu Borkovická blata detekovala, které druhy nejvíce přispívaly k signifikantní rozdílnosti ve struktuře společenstev vysychavých a nevysychavých tůň. Druh *Tetmemorus granulatus* byl zodpovědný za vysvětlení 20 % variability mezi dvěma skupinami lokalit. Tento druh byl typický pro vysychavé tůně, ve kterých dosahoval vysokých průměrných abundancí a zároveň v nevysychavých měl abundance obvykle velmi nízké. Dalšími druhy hojnými ve vysychavých tůňích byly *Micrasterias truncata*, *Cosmarium botrytis* a *Tetmemorus laevis*. Zástupci rodu *Tetmemorus*

mají jednoduchý válcovitý tvar, díky kterému mohou snáze přežít vyschnutí a jsou proto častými obyvateli periodických tůní (Coesel 1982, Šťastný 2009). Podobně také rod *Cosmarium* patří k méně členitým formám. Zástupci rodu *Micrasterias*, kteří se vyznačují komplexními tvary a jsou biradiálně zploštělí jsou naopak typičtější spíše pro lokality se stabilním vodním režimem (Coesel 1982), na druhou stranu ale *Micrasterias truncata* patří k méně tvarově složitým zástupcům tohoto rodu. Jako nejtypičtější zástupci nevysychavých lokalit byli v analýze identifikováni druhy *Desmidium swartzii*, *D. grevillei*, *Closterium diana* a *Cl. calosporum*. Rod *Desmidium* tvoří dlouhá vlákna složená z malých členitých buněk a vyskytuje se spíše ve stabilnějších vodních tělesech. Naproti tomu zástupci rodu *Closterium* se v periodických tůních běžně vyskytují, ale jejich protáhlý tvar je méně vhodný pro přežití vyschnutí lokalit než je tomu u oválných forem (Coesel 1982).

4.3 Fylogenetická struktura

Analýza fylogenetické struktury společenstev krásivek Borkovických blat a lokality na Plachtě odhalila signifikantní vztah mezi příbuzností druhů a jejich výskytem na stanovištích. Na obou lokalitách byl zaznamenán podobný efekt, a sice že blízké příbuzné druhy měly tendenci nevyskytovat se společně, krásivková společenstva tedy byla fylogeneticky rozptýlená. Dalo by se předpokládat, že vysychání jakožto stresový faktor ovlivňující distribuci druhů, bude působit jako environmentální filtr a bude upřednostňovat společný výskyt příbuzných druhů, který sdílí adaptace umožňující tolerovat stres způsobený vysycháním. Při porovnávání fylogenetické struktury vysychavých a nevysychavých tůní lokalit se ovšem ukázalo, že tomu tak není. Oba typy lokalit vykazovaly fylogeneticky rozptýlené složení společenstev, v případě vysychavých lokalit byl ale tento efekt slabší, což alespoň částečně potvrzuje původní předpoklad. Zajímavým výsledkem je, že v případě lokality Na Plachtě byl fylogenetický rozptyl naopak vyšší u vysychavých lokalit než u celkového souboru dat zahrnujícího i nevysychavé tůně. Pro nevysychavé tůně zvlášť vyšla analýza nesignifikantně, což může být vysvětleno nedostatečným množstvím dat.

Jedním z možných vysvětlení, proč jsou společenstva krásivek na vysychavých tůních fylogeneticky rozptýlená, by mohlo být to, že adaptace na stres z vysychání se vyvinuly u jednotlivých linií nezávisle na sobě. Podobný případ zaznamenali např. Cavender-Bares a kol. (2004), kteří se zabývali strukturou společenstev lesů dominovaných duby. Bylo zjištěno, že lokální společenstva se obecně skládaly spíše ze vzdáleněji příbuzných druhů. Tyto druhy sdílely fyziologické vlastnosti ovlivňující jejich vztah k vodě, přičemž druhy adaptované na

přežití v suchých podmínkách se vyskytovaly společně na suchem sužovaných lokalitách. Adaptace na suché podmínky se ale vyvinuly nezávisle na sobě v několika liniích dubů.

Fylogeneticky rozptýlená struktura společenstev krásivek z vysychavých lokalit by mohla být vysvětlena také tím, že krásivky jsou obecně dobře adaptovány na přežití v periodicky vysychavých tůních. To by bylo v souladu s výsledky analýzy pro lokalitu Borkovická blata, kdy u lokalit, které častěji vysychají, dochází pouze k zeslabení efektu fylogenetického rozptylu, ale zároveň společenstva nevykazují shlukování. Fylogenetické shlukování by se mohlo projevit spíše u společenstev krásivek obývajících prostředí s extrémnějším vodním režimem, jako jsou například vlhké skály a nebo lokality, které vysychají častěji nebo na delší dobu. Tento předpoklad by mohl být podpořen také tím, že periodické tůně často vykazují vysokou druhovou diverzitu ve srovnání např. s lokalitami vlhkých skal (Šťastný 2008).

Zdá se tedy, že v periodických tůních studovaných v této práci nepůsobí vysychání jako silný environmentální filtr, který by měl za následek fylogeneticky shluknutou strukturu společenstev, ale že se na těchto lokalitách může projevit role kompetice. Blízce příbuzné druhy si pravděpodobně konkurují z důvodu velmi podobných nároků na prostředí a mají tendenci se navzájem vykompetovat, pokud se vyskytují na stejných stanovištích. K podobnému výsledku dospěli také Machac a kol. (2011), kteří zjistili, že společenstva mravenců vykazovala fylogenetické shlukování pouze v případě vysokých nadmořských výšek, kde byla silně ovlivňována působením chladového stresu, naproti tomu v nižších nadmořských výškách byla tato společenstva fylogeneticky rozptýlená pravděpodobně v důsledku kompetice.

Komplikací fylogenetických studií může být fakt, že na utváření společenstev se často podílí více různých mechanismů, což může značně ztížit interpretaci výsledků. Některé mechanismy mohou působit protichůdně, jiné se navzájem posilovat a fylogenetická struktura pak bude záviset na tom, které mechanismy právě převažují. Rozdíly ve fylogenetické struktuře mohou být ovlivněny také zvoleným měřítkem (prostorovým, fylogenetickým). Je proto vhodné zvážit, které vlastnosti strukturu společenstva ovlivňují, případně experimentální studie mohou pomoci ověřit fungování některých procesů (Kraft a kol. 2007, Ackerly 2009).

5. Závěr

V této práci bylo zjištěno, že vysychání je významným faktorem, který ovlivňuje společenstva krásivek. Posuzovány byly následující charakteristiky společenstev: druhová bohatost, Shannonův index diverzity, druhové složení a fylogenetická struktura společenstva.

V případě lokality Borkovická blata bylo prokázáno, že vysychání mělo signifikantní vliv na strukturu společenstev krásivek. Druhy, které nejvíce přispívaly k rozdílu mezi vysychavými a nevysychavými tůněmi, byly *Tetmemorus granulatus*, *Tetmemorus laevis*, *Micrasterias truncata* a *Cosmarium botrytis*, které byly typickými zástupci vysychavých tůní, v případě nevysychavých lokalit to byly druhy *Desmidium swartzii*, *Desmidium grevillei*, *Closterium diana* a *Closterium calosporum*. Společenstva vysychavých a nevysychavých tůní lokality Na Plachtě se také lišily na základě NMDS ordinační analýzy, tento rozdíl však nebyl potvrzen statistickým testem.

Vzorky z vysychavých tůní měly průměrně nižší druhovou bohatost a hodnotu Shannonova indexu diverzity než vzorky z nevysychavých tůní, rozdíly mezi těmito skupinami ale nebyly statisticky signifikantní, což bylo konzistentní pro obě lokality.

Krásivková společenstva lokality Borkovická blata i lokality Na Plachtě vykazovala fylogeneticky rozptýlenou strukturu, což naznačuje, že by tato společenstva mohla být formována mechanismy kompetice. Blízcě příbuzné taxony pravděpodobně sdílejí podobné nároky na zdroje, a proto budou mít tendenci nevyskytovat se společně na stejných stanovištích. V případě lokality Borkovická blata bylo také prokázáno, že na vysychavých lokalitách byl slabší efekt fylogenetického rozptylu než na nevysychavých, což by mohlo být vysvětleno tím, že na vysychavých lokalitách je významným faktorem schopnost odolávat stresu z vysychání a to zeslabuje vliv kompetice na utváření společenstev. Na druhou stranu ale tento faktor nebyl dostatečně silným environmentálním filtrem, který by způsobil, že společenstva budou fylogeneticky shlukovaná, jako je pozorováno v některých typech stresujících prostředí.

6. Zdroje

- Acuña, V., Giorgi, A., Muñoz, I., Uehlinger, U. R. S., & Sabater, S. (2004). Flow extremes and benthic organic matter shape the metabolism of a headwater Mediterranean stream. *Freshwater Biology*, 49(7), 960-971.
- Adler, P. B., HilleRisLambers, J., & Levine, J. M. (2007). A niche for neutrality. *Ecology Letters*, 10(2), 95-104.
- Albrecht, J. (2003). Českokobudějovicko. Chráněná území ČR, svazek VIII – Agentura ochrany přírody a krajiny ČR a EkoCentrum Brno, str. 432.
- Bell, G. (2000). The distribution of abundance in neutral communities. *The American Naturalist*, 155(5), 606-617.
- Brook, A. J. (2001). The drought resistant desmid, *Cosmarium pericymatium* Nordstedt, and a description of the new var. *corrugatum*. *Quekett Journal of Microscopy*, 39, 127-132.
- Boix, D., García-Berthou, E., Gascón, S., Benejam, L., Tornés, E., Sala, J & Sabater, S. (2010). Response of community structure to sustained drought in Mediterranean rivers. *Journal of Hydrology*, 383(1), 135-146.
- Borics, G., Tóthmérész, B., Grigorszky, I., Padisák, J., Várbíró, G., & Szabó, S. (2003). Algal assemblage types of bog-lakes in Hungary and their relation to water chemistry, hydrological conditions and habitat diversity. In *Phytoplankton and Equilibrium Concept: The Ecology of Steady-State Assemblages* (pp. 145-155). Springer, Dordrecht.
- Cavender-Bares, J., Ackerly, D. D., Baum, D. A., & Bazzaz, F. A. (2004). Phylogenetic overdispersion in Floridian oak communities. *The American Naturalist*, 163(6), 823-843
- Clarke, K. R. 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18:117-143.
- Coesel, P. F. (1982). Structural characteristics and adaptations of desmid communities. *The Journal of Ecology*, 163-177.
- Coesel, P. F. (2001). A method for quantifying conservation value in lentic freshwater habitats using desmids as indicator organisms. *Biodiversity and Conservation*, 10(2), 177-187.
- Coesel, P. F., & Krienitz, L. (2008). Diversity and geographic distribution of desmids and other coccoid green algae. *Biodiversity and Conservation*, 17(2), 381-392.
- Coesel, P. F., & Meesters, K. (2007). *Desmids of the lowlands: Mesotaeniaceae and Desmidiaceae of the European lowlands* (p. 351). Zeist: KNNV Publishing.
- Cooper, N., Rodríguez, J., & Purvis, A. (2008). A common tendency for phylogenetic overdispersion in mammalian assemblages. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 275(1646), 2031-2037.

- Death, R. G., Dewson, Z. S., & James, A. B. (2009). Is structure or function a better measure of the effects of water abstraction on ecosystem integrity?. *Freshwater Biology*, 54(10), 2037-2050.
- Dingley, M. (2002). Desmids (Chlorophyta) recorded from wetrocks in Australia. *Archiv für Hydrobiologie. Supplementband, Algological studies*, 143, 87-94.
- Gaiser, E. E., Philippi, T. E., & Taylor, B. E. (1998). Distribution of diates among intermittent ponds on the Atlantic Coastal Plain: development of a model to predict drought periodicity from surface-sediment assemblages. *Journal of Paleolimnology*, 20(1), 71-90.
- Garcia-Pichel, F., & Pringault, O. (2001). Microbiology: Cyanobacteria track water in desert soils. *Nature*, 413(6854), 380
- Gontcharov, A. A. (2008). Phylogeny and classification of Zygnematophyceae (Streptophyta): current state of affairs. *Fottea*, 8(2), 87-104.
- Gontcharov, A. A., & Melkonian, M. (2011). A study of conflict between molecular phylogeny and taxonomy in the Desmidiaceae (Streptophyta, Viridiplantae): Analyses of 291 rbc L sequences. *Protist*, 162(2), 253-267.
- Gottlieb, A., Richards, J., & Gaiser, E. (2005). Effects of desiccation duration on the community structure and nutrient retention of short and long-hydroperiod Everglades periphyton mats. *Aquatic Botany*, 82(2), 99-112.
- Gottlieb, A. D., Richards, J. H., & Gaiser, E. E. (2006). Comparative study of periphyton community structure in long and short-hydroperiod Everglades marshes. *Hydrobiologia*, 569(1), 195-207.
- Hammer Ø, Harper DAT, Ryan PD (2001) PAST. paleontological statistics software package for education and data analysis. *PalaeontolElectron* 4:1–9
- Hardy, O. J., & Pavoine, S. (2012). Assessing phylogenetic signal with measurement error: a comparison of mantel tests, blomberg et al.'sk, and phylogenetic distograms. *Evolution*, 66(8), 2614-2621.
- Harmon, L. J., & Glor, R. E. (2010). Poor statistical performance of the Mantel test in phylogenetic comparative analyses. *Evolution*, 64(7), 2173-2178.
- Heino, J., & Soinen, J. (2007). Are higher taxa adequate surrogates for species-level assemblage patterns and species richness in stream organisms? *Biological Conservation*, 137(1), 78-89.
- Horner-Devine, M. C., & Bohannan, B. J. (2006). Phylogenetic clustering and overdispersion in bacterial communities. *Ecology*, 87(sp7).
- Hubbell, S. P. (2005). Neutral theory in community ecology and the hypothesis of functional equivalence. *Functional ecology*, 19(1), 166-172.

- Chesson, P. (2000). Mechanisms of maintenance of species diversity. *Annual review of Ecology and Systematics*, 31(1), 343-366.
- Kalina, T. Váňa, J. (2005). Sinice, řasy, houby, mechorosty a podobné organismy v současné biologii. *Karolinum. Praha*.
- Komárek, S. Dějiny biologického myšlení (1997). 1. vyd. Praha: *Vesmír*, 1997. 142 s. ISBN 80-85977-10-9.
- Kraft, N. J., Cornwell, W. K., Webb, C. O., & Ackerly, D. D. (2007). Trait evolution, community assembly, and the phylogenetic structure of ecological communities. *The American Naturalist*, 170(2), 271-283.
- Kruskal, J. B. (1964). Multidimensional scaling by optimizing goodness of fit to a nonmetric hypothesis. *Psychometrika*, 29(1), 1-27.
- Lake, P. S. (2000). Disturbance, patchiness, and diversity in streams. *Journal of the north american Benthological society*, 19(4), 573-592.
- Ledger, M. E., Harris, R. M., Armitage, P. D., & Milner, A. M. (2008). Disturbance frequency influences patch dynamics in stream benthic algal communities. *Oecologia*, 155(4), 809-819.
- Levine, J. M., & HilleRisLambers, J. (2009). The importance of niches for the maintenance of species diversity. *Nature*, 461(7261), 254.
- Machac, A., Janda, M., Dunn, R. R., & Sanders, N. J. (2011). Elevational gradients in phylogenetic structure of ant communities reveal the interplay of biotic and abiotic constraints on diversity. *Ecography*, 34(3), 364-371.
- Mantel, N. 1967. Detection of disease clustering and a general regression approach. *Cancer Research* 27:209-20.
- Mataloni, G. (1998). Ecological studies on algal communities from Tierra del Fuego peat bogs. *Hydrobiologia*, 391(1-3), 157-170.
- Matějčíček, J. & Boháč, J. (2010). Drabčíkovití brouci (Coleoptera: Staphylinidae) PP "Na Plachtě" v Hradci Králové. *ELATERIDARIUM* [online]. č. 4 [cit. 2014-02-10].
- Mocek, B. (1997). Výsledky přírodovědeckých výzkumů lokality Hradec Králové - "Na Plachtě" ve východních Čechách. Results of the botanical and zoological researches in the locality Hradec Králové - „Na Plachtě“ (Eastern Bohemia, Czech Republic). *Acta Mus. Reginaehradec. ser. A* 25 : 3 -20. strana
- Neto, A. I. (1992). Contribution to the taxonomy and ecology of the Azorean benthic marine algae. *Biological journal of the Linnean Society*, 46(1-2), 163-176.
- Neustupa, J., Černá, K., & Šťastný, J. (2011). The effects of aperiodic desiccation on the diversity of benthic desmid assemblages in a lowland peat bog. *Biodiversity and Conservation*, 20(8), 1695.

- Neustupa, J., Černá, K., & Št'astný, J. (2012). Spatio-temporal community structure of peat bog benthic desmids on a microscale. *Aquatic Ecology*, 46(2), 229-239.
- Romportl, D., Bláhová, A., Andreas, M., Chumanová, E., Anděra, M., & Červený, J. (2017). Current distribution and habitat preferences of red deer and Eurasia nelk in the Czech Republic. *European Journal of Environmental Sciences*, 7(1).
- Samková, V. (1997). Přehled taxonů cévnatých rostlin (Cormobionta) lokality „Na Plachtě“ v Hradci Králové. Survey of taxa of vascular plants (Cormobionta) in the locality „Na Plachtě“, Hradec Králové. *Acta Mus. Regina ehradec. ser. A 25* : 43 -68. strana.
- Shannon, C. E. (1948): A mathematical theory of communication. The Bell System Technical Journal, 27, 379–423 and 623–656.
- Soyinka, O. O. (2008). The feeding ecology of *Mugilcephalus* (Linnaeus) from a high brackish tropical lagoon in South-west, Nigeria. *African journal of biotechnology*, 7(22).
- Sousa, W. P. (1979). Disturbance in marine intertidal boulder fields: the nonequilibrium maintenance of species diversity. *Ecology*, 60(6), 1225-1239.
- Silvertown, J., McConway, K., Gowing, D., Dodd, M., Fay, M. F., Joseph, J. A., & Dolphin, K. (2006). Absence of phylogenetic signal in the niche structure of meadow plant communities. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 273(1582), 39-44.
- Slingsby, J. A., & Verboom, G. A. (2006). Phylogenetic relatedness limits co-occurrence at fine spatial scales: evidence from the schoenoids edges (Cyperaceae: Schoeneae) of the Cape Floristic Region, South Africa. *The American Naturalist*, 168(1), 14-27.
- Svoboda, P., Kulichová, J., & Št'astný, J. (2014). Spatial and tempoal community structure of desmids on a small spatial scale. *Hydrobiologia*, 722(1), 291-303.
- Šiška P. (2006): Plán péče pro přírodní rezervaci Borkovická blata – Agentura ochrany přírody a krajiny ČR.
- Št'astný, J. (2008). Desmids from ephemeral pools and aerophytic habitats from the Czech Republic. *Biologia*, 63(6), 888-894.
- Št'astný, J. (2009). The desmids of the Swamp Nature Reserve (North Bohemia, Czech Republic) and a small neighbouring bog: species composition and ecological condition of both sites. *Fottea*, 9(1), 135-148.
- Št'astný, J. (2010). Desmids (Conjugatophyceae, Viridiplantae) from the Czech Republic; new and rare taxa, distribution, ecology. *Fottea*, 10(1), 1-74.
- Tamura, K. Dudley J., Nei M., Kumar S. (2007). Molecular Evolutionary Genetics Analysis (MEGA) software version 4.0. *MolBiolEvol* 24:1596–1599.
- Townsend, C. R., Begon, M., & Harper, J. L. (2010). *Základy ekologie. Univerzita Palackého.*

Zvára, K. (2006). Biostatistika. *Nakladatelství Karolinum*, Praha, str. 102.

Webb, C. O. (2000). Exploring the phylogenetic structure of ecological communities: an example for rain forest trees. *The American Naturalist*, 156(2), 145-155.

7. Přílohy

Příloha 1: GPS souřadnice odběrových míst

Borkovická blata	
odběrové místo	GPS souřadnice
B1	49.23766/ 14.63206
B2	49.23687/14.62191
B3	49.23676/ 14.62218
B4	49.23682/ 14.62216
B5	49.23655/ 14.62194
B6	49.23645/ 14.62223
B7	49.23628/ 14.62252
B8	49.23601/ 14.62346
B9	49.23587/ 14.62369
B10	49.23567/ 14.62363
B11	49.23550/ 14.62394
B12	49.23549/ 14.62404

Na Plachtě	
odběrové místo	GPS souřadnice
P1	50.18725/ 15.85710
P2	50.18730/ 15.85711
P3	50.18584/ 15.86045
P4	50.18664/ 15.86274
P5	50.18704/ 15.86325
P6	50.18800/ 15.86189
P7	50.18816/ 15.86176
P8	50.18837/ 15.86081
P9	50.18851/ 15.86048
P10	50.18857/ 15.86044
P11	50.18850/ 15.85970
P12	50.18846/ 15.85958

Příloha 2: Hodnocení stavu lokalit

Lokalita Borkovická blata

Odběrové místo		Stav lokalit		
		říjen 2015	duben 2016	září 2016
1	mělká tůň	voda (< 5 cm)	voda (< 10 cm)	téměř vyschlé (<3 cm)
2	hlubší kanál	voda	voda	voda
3	mělká tůň	mělká voda (< 5 cm)	mělká voda (< 5 cm)	vlhká hlína
4	hlubší kanál	voda	voda	voda
5	mělká tůň	mělká voda (< 10 cm)	mělká voda (< 10 cm)	vlhká hlína
6	hlubší tůň	voda	voda	voda
7	mělká tůň	mělká voda (<10 cm)	mělká voda (< 10 cm)	téměř vyschlé (<3 cm)
8	mělká tůň	mělká voda (< 5 cm)	mělká voda (< 5 cm)	vlhká hlína
9	litorál velkého jezírka	voda	voda	voda
10	mělká tůň	mělká voda (< 5 cm)	mělká voda (<10 cm)	téměř vyschlé (<3 cm)
11	mělká tůň	mělká voda (<10 cm)	mělká voda (<10 cm)	mělká voda (<10 cm)
12	mělká tůň	mělká voda (<10 cm)	mělká voda (<10 cm)	mělká voda (<10 cm)

Lokalita Na Plachtě

Odběrové místo		Stav lokalit		
		červenec 2015	září 2015	březen 2016
1	mělká tůň	sucho	sucho	mělká voda (<10 cm)
2	mělká tůň	sucho	sucho	mělká voda (<10 cm)
3	mělká tůň	sucho	sucho	sucho
4	mělká tůň	vlhká hlína	sucho	mělká voda (<10 cm)
5	mělká tůň	sucho	sucho	vlhká hlína
6	hlubší tůň	vlhká hlína	sucho	voda
7	mělká tůň	vlhká hlína	sucho	mělká voda (<10 cm)
8	hlubší tůň	mělká voda (< 10 cm)	vlhká hlína	voda
9	hlubší tůň	voda	mělká voda (< 5 cm)	voda
10	hlubší tůň	vlhká hlína	vlhká hlína	voda
11	hlubší tůň	voda	voda	voda
12	hlubší tůň	voda	voda	voda

Odběrové místo		Stav lokalit	
		květen 2016	září 2016
1	mělká tůň	sucho	sucho
2	mělká tůň	sucho	sucho
3	mělká tůň	mělká voda (< 5 cm)	sucho
4	mělká tůň	voda	sucho
5	mělká tůň	mělká voda (< 10 cm)	Vlhká hlína
6	mělká tůň	voda	sucho
7	mělká tůň	mělká voda (<10 cm)	sucho
8	hlubší tůň	voda	mělká voda (< 10 cm)
9	hlubší tůň	voda	sucho
10	hlubší tůň	voda	sucho
11	hlubší tůň	voda	voda
12	hlubší tůň	voda	voda

Příloha 3: Seznam druhů, jejichž sekvence byla nahrazena sekvencí jiného druhu

druh	nahrazeno sekvencí
<i>Actinotaenium capax</i>	<i>Actinotaenium turgidum</i>
<i>Actinotaenium didymocarpum</i>	<i>Actinotaenium cucurbita</i>
<i>Actinotaenium kriegeri</i>	<i>Actinotaenium cucurbita</i>
<i>Actinotaenium perminutum</i>	<i>Actinotaenium inconspicuum</i>
<i>Closterium acutum</i>	<i>Closterium baillyanum</i>
<i>Closterium attenuatum</i>	<i>Closterium baillyanum</i>
<i>Closterium closterioides</i>	<i>Closterium baillyanum</i>
<i>Closterium costatum</i>	<i>Closterium baillyanum</i>
<i>Closterium gracile</i>	<i>Closterium baillyanum</i>
<i>Closterium idiosporum</i>	<i>Closterium baillyanum</i>
<i>Closterium incurvum</i>	<i>Closterium baillyanum</i>
<i>Closterium kuetzingii</i>	<i>Closterium baillyanum</i>
<i>Closterium macilentum</i>	<i>Closterium baillyanum</i>
<i>Closterium moniliferum</i>	<i>Closterium baillyanum</i>
<i>Closterium parvulum</i>	<i>Closterium baillyanum</i>
<i>Closterium praelongum</i>	<i>Closterium baillyanum</i>
<i>Closterium pronum</i>	<i>Closterium baillyanum</i>
<i>Closterium ralfsii</i>	<i>Closterium baillyanum</i>
<i>Closterium regulare</i>	<i>Closterium baillyanum</i>
<i>Closterium rostratum</i>	<i>Closterium baillyanum</i>
<i>Closterium striolatum</i>	<i>Closterium baillyanum</i>
<i>Closterium sublaterale</i>	<i>Closterium baillyanum</i>
<i>Closterium tumidulum</i>	<i>Closterium baillyanum</i>
<i>Closterium turgidum</i>	<i>Closterium baillyanum</i>
<i>Closterium venus</i>	<i>Closterium baillyanum</i>
<i>Cosmarium blytii</i>	<i>Cosmarium subcostatum</i>
<i>Cosmarium formosulum</i>	<i>Cosmarium botrytis</i>
<i>Cosmarium goniodes</i>	<i>Cosmarium contractum</i>
<i>Cosmarium moniliforme</i>	<i>Cosmarium contractum</i>
<i>Cosmarium parvulum</i>	<i>Cosmarium contractum</i>
<i>Cosmarium pygmaeum</i>	<i>Cosmarium regnellii</i>
<i>Cosmarium speciosum</i>	<i>Cosmarium botrytis</i>
<i>Cosmarium tetraophthalmum</i>	<i>Cosmarium botrytis</i>
<i>Euastrum ansatum</i>	<i>Euastrum oblongum</i>
<i>Micrasterias americana</i>	<i>Micrasterias mahabuleshwariensis</i>
<i>Micrasterias crux-melitensis</i>	<i>Micrasterias furcata</i>
<i>Micrasterias papillifera</i>	<i>Micrasteria radiosa</i>
<i>Pleurotaenium crenulatum</i>	<i>Pleurotaenium trabecula</i>
<i>Pleurotaenium truncatum</i>	<i>Pleurotaenium nodulosum</i>
<i>Staurastrum alternans</i>	<i>Staurastrum lapponicum</i>

druh	nahrazeno sekvencí
<i>Staurastrum boreale</i>	<i>Staurastrum polymorphum</i>
<i>Staurastrum brebissonii</i>	<i>Staurastrum lapponicum</i>
<i>Staurastrum hexacerum</i>	<i>Staurastrum polymorphum</i>
<i>Staurastrum hirsutum</i>	<i>Staurastrum lapponicum</i>
<i>Staurastrum inflexum</i>	<i>Staurastrum margaritaceum</i>
<i>Staurastrum spongiosum</i>	<i>Staurastrum gladiusum</i>
<i>Staurodesmus omearae</i>	<i>Staurodesmus glaber</i>
<i>Tetmemorus granulatus</i>	<i>Tetmemorus laevis</i>

Příloha 4: Seznam druhů z Borkovických blat

Číslo odběru (datum)	1 (Říjen 2015)												2 (Duben 2016)												3 (Září 2016)											
	Lokalita	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6	7	9	10	11	12
Taxon																																				
<i>Actinotaenium capax</i> var. <i>minus</i>	24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Actinotaenium cucurbita</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Actinotaenium didymocarpum</i>	0	43	37	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Actinotaenium diplosporum</i>	0	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	7	0	0	0	12	3	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Actinotaenium inconspicuum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	28	0	1	0	0	2	0	2	0	0	0	
<i>Actinotaenium kriegeri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	10	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	21	0	21	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Actinotaenium turgidum</i>	0	0	0	0	1	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	4	2	1	0	0	0	0	
<i>Closterium acutum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	
<i>Closterium attenuatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Closterium baillyanum</i> var. <i>alpinum</i>	0	0	0	0	0	12	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	
<i>Closterium baillyanum</i> var. <i>baillyanum</i>	0	0	0	0	0	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	
<i>Closterium baillyanum</i> var. <i>crassum</i>	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	
<i>Closterium calosporum</i> var. <i>brasiliense</i>	0	10	0	95	0	19	0	0	95	0	0	0	0	1	1	9	0	0	0	21	0	0	0	0	6	0	151	2	0	0	21	0	0	0	0	
<i>Closterium calosporum</i> var. <i>calosporum</i>	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Closterium costatum</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	0	
<i>Closterium diana</i>	0	48	0	27	0	36	0	0	88	0	0	4	0	173	0	141	0	174	2	0	109	40	6	2	19	5	0	6	0	18	35	38	17	0	17	
<i>Closterium diana</i> var. <i>minus</i>	41	2	0	36	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Closterium gracile</i>	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
<i>Closterium idiosporum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	54	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Closterium incurvum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Closterium lunula</i>	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	3	2	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	
<i>Closterium macilentum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Closterium moniliferum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
<i>Closterium parvulum</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Closterium pronum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
<i>Closterium ralfsii</i> var. <i>hybridum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	
<i>Closterium ralfsii</i> var. <i>ralfsii</i>	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
<i>Closterium regulare</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	3	0	0	0	0	0	5	0	
<i>Closterium rostratum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	19	0	
<i>Closterium striolatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Closterium turgidum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Closterium venus</i>	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	13	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Cosmariium botrytis</i>	67	35	0	2	0	0	0	5	0	13	0	0	133	2	0	0	0	0	0	30	3	0	0	0	1	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	
<i>Cosmariium difficile</i>	0	4	0	0	0	0	0	18	0	28	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	1	1	0	0	6	0	0	5	1	8	4	0	1	0	0	
<i>Cosmariium granatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Cosmariium impressulum</i>	0	2	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	13	1	0	0	0	5	0	1	0	0	0	14	0	0	0	0	
<i>Cosmariium moniliforme</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	2	3	0	0	0	
<i>Cosmariium pachydermum</i>	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	
<i>Cosmariium perforatum</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Cosmariium portianum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	
<i>Cosmariium pseudopyramidatum</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

Číslo odběru (datum)	1 (30.07.2015)				2 (23.09.2015)			3 (23.03.2016)										4 (12.5.2016)										5 (13.9.2016)		
Lokalita	8	9	11	12	9	11	12	1	2	3	5	6	7	8	9	10	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	8	11	12	
Taxon																														
<i>Cosmarium subgranatum</i>	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	0
<i>Euastrum ansatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	31	31	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euastrum bidentatum</i>	7	38	0	0	23	0	0	37	0	0	54	53	0	0	55	0	0	0	16	24	14	22	21	21	0	0	38	5	0	
<i>Euastrum binale</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	4	5	0	0	2	0	0	0	0	0	0	
<i>Euastrum oblongum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	69	42	0	0	18	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Euastrum verrucosum</i>	0	0	9	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	6	6	
<i>Pleurotaenium crenulatum</i>	0	0	0	0	22	0	1	0	0	0	0	0	0	0	46	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	19	4	
<i>Pleurotaenium trabecula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	
<i>Staurastrum boreale</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	
<i>Staurastrum brebissonii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	2	0	0	0	0	0	0	
<i>Staurastrum hexacerum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	48	0	10	0	60	9	0	0	0	0	0	0	8	5	0	0	0	0	0	0	
<i>Staurastrum hirsutum</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Staurastrum inflexum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	122	0	4	7	12	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Staurastrum spongiosum</i>	0	0	0	0	0	0	0	14	0	0	15	11	0	0	0	0	0	1	48	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Staurodesmus mucronatus</i>	0	8	0	0	43	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	4	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	
<i>Tetmemorus granulatus</i>	0	0	5	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Tetmemorus laevis</i>	0	0	0	0	0	0	0	24	57	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	