

ZÁPADOČESKÁ UNIVERZITA V PLZNI
FAKULTA PEDAGOGICKÁ
CENTRUM BIOLOGIE, GEOVĚD A ENVIGOGIKY

**ŘASOVÁ FLÓRA MĚLKÝCH VODNÍCH NÁDRŽÍ
V OKOLÍ PLZNĚ**
BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

Kateřina Járová

Přírodovědná studia, biologie se zaměřením na vzdělání

Vedoucí práce: Mgr. Veronika Cholevová

Plzeň, 2017

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci vypracovala samostatně s použitím uvedené literatury a zdrojů informací.

V Plzni, dne

.....
Kateřina Járová

Poděkování

V první řadě bych ráda poděkovala Mgr. Cholevové za skvělé vedení, kterého se mi během výzkumu i psaní samotné práce dostalo. Její cenné rady, zkušenosti a nadhled byly pro tvorbu mé bakalářské práce zcela nezbytné.

Dále bych ráda věnovala díky i svému příteli, který mě trpělivě a pravidelně každý měsíc vozil na vybrané lokality a pomáhal s terénními odběry, a přátelům, kteří mi po celou dobu studia věřili a podporovali mě.

Obsah

1 Úvod.....	7
1.1 Cíle výzkumu	7
2 Literární rešerše.....	8
2.1 Mělké vodní nádrže.....	8
2.2 Vliv biomanipulace na zastoupení fytoplanktonu.....	13
2.3 Přežití řas v suchých obdobích	15
3 Charakteristika zkoumaných lokalit.....	17
3.1 Zatopený lom poblíž Chotíkova.....	17
3.2 Tůňka nedaleko Letkova	18
3.3 Jezírko u Letkova	18
4 Metodika práce.....	20
4.1 Odběry vzorků.....	20
4.2 Pomůcky.....	20
4.3 Determinační literatura	21
5 Výsledky	22
5.1 Získané hodnoty chemicko- fyzikálních parametrů.....	24
5.1.1 Hodnoty pH.....	24
5.1.2 Konduktivita.....	26
5.1.3 Teplota	28
5.2 Zooplankton	29
5.3 Druhový soupis	31
5.4 Sezónní dynamika	34
5.4.1 Sezónní dynamika za rok 2015	34
5.4.1 Sezónní dynamika za rok 2016	36
6 Diskuse.....	38
6.1 Chemicko-fyzikální parametry	38

6.2	Jakost vody sledovaných nádrží.....	42
6.3	Porovnání sledovaných lokalit	43
6.4	Srovnání sledovaných lokalit s podobnými	44
7	Závěr	49
8	Resumé.....	50
9	Literatura	51

1 Úvod

Řasy a sinice jsou organismy, které se díky své odolnosti vyskytují na Zemi již necelé 4 miliardy let (GOLUBIC et SEONG-JOO, 1999). Nalezneme je téměř všude – ve slané i sladké vodě, na kůře stromů, jako povlaky na kamenech, mnohdy i v symbióze s jinými organismy, jako jsou například lišejníky či houby. Také se aktivně podílejí na vytváření kyslíku (MEEKS et al., 2001; LESSER, 2004; BLÁHOVÁ, 2011; VANČUROVÁ, 2012; ČERVENKOVÁ, 2015).

Jakožto fotoautotrofní organismy jsou tedy primárními producenty. Ačkoliv na nich závisí koloběh látek na Zemi, mají také negativní dopad na přírodní prostředí a mohou být nebezpečné i pro člověka. Během posledních čtyřiceti let došlo k tzv. eutrofizaci, aneb k vzestupu přísunu živin, hlavně dusíku a fosforu. Důsledkem bylo přemnožení řas a sinic, které bylo pojmenováno vodním květem, což je charakteristicky převážně zelené zbarvení vodní hladiny (KALINA et VÁŇA, 2005).

Mnohé z řas i sinic také produkují toxiny, které jsou nebezpečné nejen pro člověka, ale i pro ryby či bezobratlé (CARMICHAEL, 1992; RINEHART et al., 1994; CARMICHAEL et al., 2001). Na druhou stranu jsou však člověkem všestranně využívány. V zemích jako je Korea či Japonsko jsou tradiční pochoutkou, zatímco v jiných částech světa se využívají k výrobě různých surovin (KALINA et VÁŇA, 2005).

Díky výzkumu řasové a sinicové mikroflóry ve vybraných lokalitách jsme schopni určit kvalitu vody (WHITTON et KELLY, 1995; CASCALLAR et al., 2003; LAVOIE et al., 2010).

1.1 Cíle výzkumu

1. Zpracování druhového soupisu společenstva sinic a řas studovaných lokalit.
2. Sledování chemicko- fyzikálních parametrů vody.
3. Sledování vývoje sezónní dynamiky mikroflóry.
4. Analýza a vyhodnocení získaných dat.

2 Literární rešerše

V této práci byly sledovány tři typy nádrží, které byly odlišné svým charakterem (Jezírko, Tůňka a Lom). Následující kapitola se zabývá obdobnými typy lokalit, ať už ve světě nebo konkrétně v České Republice.

2.1 Mělké vodní nádrže

Obecně platí, že mělká jezera představují poslední fázi sukcese. Změlčování je přírodním procesem stárnutí každé vodní nádrže. K tomuto jevu dochází například nahromaděním autochtonních sedimentů biologické produkce, jako je například odumřelý plankton. Proces změlčování je však důsledkem sedimentace hmoty velmi pomalý (DEMBOWSKA, 2008).

Obecně jsou mělké vodní nádrže z hlediska výskytu mikroskopických i makroskopických řas zajímavými lokalitami. Vždy však záleží na prostředí, ve kterém se takováto nádrž nachází. Podloží, zastínění, živiny, okysličení, eutrofizace a další faktory vždy určují charakter nádrže a tím pádem i ovlivňují organismy, které zde žijí (DEMBOWSKA, 2011). Ve struktuře i fungování vodních ekosystémů hraje centrální roli fytoplankton. Řasy i sinice značně přispívají k primární produkci a silně ovlivňují ostatní součásti ekosystému (zooplankton, makrofyta, atd.). Kvalita i kvantita fytoplanktonu závisí na výskytu živin a různých prvků, proto se velmi často používají k určování abundance či jako indikátor kvality vody (PASZTALENIEC et PONIEWOZIK, 2009).

Četné floristické průzkumy sinicových a řasových společenstev mělkých vodních těles poskytují zajímavé informace např. o kvalitativním a kvantitativním složení mikroflóry či o jejich sezónnosti. Studium řasové mikroflóry typické pro tůně v České republice se zabíraly KOČÁRKOVÁ et POULÍČKOVÁ (2001). Autorky během dvouletého průzkumu zmapovaly řasovou biodiverzitu tůní Litovelského Pomoraví. Během průzkumu se zaměřily zejména na zástupce fytoplanktonu. Pro svoji studii zvolily tůně s různým charakterem a způsobem vzniku (tůně periodicky vysychavé i stálé, luční i lesní a z hlediska vzniku přirozené i člověkem uměle vytvořené). Řasové organismy zaznamenané ve své práci rozčlenily do tří skupin. První skupina, která zahrnovala organismy charakteristické pro lesní tůně, se vyznačovala přítomností bičíkovců skupin

Euglenophyta, Cryptophyta a Dinophyta schopných výživy pomocí mixotrofie, ale také řasami a sinicemi snášejíci zastínění. Druhá skupina byla z druhového hlediska podstatně pestřejší. Charakterizovaly ji druhy lučních tůní. Spadali do ní zástupci téměř všech taxonomických skupin sladkovodních řas. Třetí skupinu tvořily pouze tři taxony, které byly společné pro obě předešlé skupiny, jednalo se o *Cryptomonas curvata*, *Euglena* sp. a *Trachelomonas volvocina*. Vyjmenované bičíkovce považují autorky za organismy s častým výskytem v malých vodních nádržích. Z výsledků práce autorek je patrné, že nejhojněji zastoupenou skupinou fytoplanktonu mělkých lokalit Litovelského Pomoraví bývají Euglenophyta.

Výzkum DŘÍMALOVÉ (2011) probíhal na pěti typech lokalit v oblasti Rozsečského rašeliníště u Kunštátu. Tři ze sledovaných lokalit byly tůně. Z výsledků práce je patrné, že uvedená stanoviště byla z hlediska řasové diverzity výrazně chudší ve srovnání s podobnými lokalitami. Na všech třech lokalitách byly nejhojněji zastoupeny rozsivky, ovšem ani jejich druhové zastoupení nebylo bohaté. Nejčastěji zpozorované byly druhy *Achnanthes minutissima*, *Cocconeis placentula* a *Pinnularia viridis*. Z dalších skupin byly v menším množství zaznamenány blíže nedeterminované druhy rodů *Euglena*, *Trachelomonas*, *Chlamydomonas* či *Cryptomonas*.

Řasová a sinicová mikroflóra malých mělkých nádrží, které vznikaly v místech těžby pískovce, nebyla zatím hlouběji studována. Dostupné studie algoflóry lomů po těžbě pískovců se zaměřovaly zejména na lokality výrazně větší a hlubší (např. KALCHEV et al., 2000; TAVERNINI et al., 2009; HETEŠA et al., 2012; HINDÁKOVÁ et HINDÁK, 2014). Více informací k diverzitě sinic a řas v lomech poskytují studie prováděné v lomech po těžbě granodioritu (např. NOLČOVÁ, 2013; HAVRÁNKOVÁ, 2014; VALEŠOVÁ, 2015; CAHOVÁ 2017), žuly (SVOBODOVÁ, 2008) kaolinu (ZAVŘELOVÁ, 2017) či živce (např. KAUFNEROVÁ, 2006). Obecně je fytoplankton mělkých pískovišť velmi chudý z důvodu nedostatku živin. Lokality jsou často závislé na dostatečném přísunu spodní vody, či na intenzitě srážek. Eutrofizaci můžeme sledovat u těchto lokalit v případě, že jsou nějakým způsobem využívány (ať už k rybolovu či koupání). Pokud jsou však lokality mělkého typu, jsou pro nedostatek živin velmi chudé (HETEŠA et al., 2012). POPELKOVÁ (2014) prováděla výzkum řasových společenstev mělkých vodních nádrží v okolí Jindřichova Hradce. Všechny tři lokality se nacházely na území bývalé pískovny, která je dnes přírodní památkou. Autorka ve své práci sledovala 3 lokality, z nichž jedna představovala trvalou nevysychavou tůň, další z lokalit představovala středně velkou periodickou tůň, která

byla závislá na srážkách a poslední z lokalit byla mělkou periodickou tůň. Na všech stanovištích dominovaly Bacillariophyceae a Zygnematophyceae. Na základě druhové diverzity lokalit byly stanoviště vyhodnoceny jako oligotrofní nádrže.

Druhovému složení lesních tůní se věnoval i HETEŠA et al. (2012), který je rozděluje základně na dvě skupiny, stálé a periodické tůně. Stálé tůně dále rozděluje na lesní, luční a průtočné. Mezi charakteristický fytoplankton lesních tůní uvádí autor převážně rody *Cryptomonas*, *Trachelomonas* a *Euglena*. Autor taktéž zmiňuje, že pro tyto typy lokalit je charakteristický pokryv hladiny například okřehky. Dále uvádí, že je pro lesní tůně typický výskyt makrofyt (např. *Phalaroides*, *Typha*). Pokud jde o fytoplankton lučních tůní, autor uvádí, že u lokalit nezasazených eutrofizací převažují bičíkovci nad kokálnými řasami. Druhový výskyt je podobně jako uváděly autorky KOČÁRKOVÁ et POULÍČKOVÁ (2001) výrazně bohatší než u lesních tůní. HETEŠA et al. (2012) také studoval průtočné systémy. Konkrétně se věnoval vzájemně propojeným lesním tůním. Oproti jednotlivým stanovištím jsou bohatší na abundanci fytoplanktonu (můžeme pozorovat např. *Lepocinclis acus*, *Desmodesmus communis*, *Trachelomonas* spp., *Euglena granulata*). Co se týče druhého typu tůní, periodických, k těm autor uvádí, že jejich fytoplankton obecně není příliš rozvinut, vzhledem k tomu že jsou to lokality závislé na dostatečném zavodnění.

Mělké nádrže jsou častým cílem algologických studií také na území dalších států ve střední Evropě. Výsledky algologického průzkumu pěti mělkých polských jezer publikovali KOZAK et KOWALCZEWSKA-MADURA (2009). Hlavním cílem studie byla kvalitativní a kvantitativní analýza fytoplanktonu sledovaných lokalit. Vzorky byly odebrány pouze jednou a to v létě roku 2007 ze středu jezer. Následně byly vzorky zafixovány Lugolovým roztokem a poté zpracovány pomocí mikroskopu po sedimentaci v Sedgwick-Rafterově komoře. V každém vzorku bylo nalezeno minimálně 300 jedinců (buňky, kolonie i filamenta). Během porovnání studovaných lokalit zjistili autoři největší množství biomasy fytoplanktonu na lokalitě Dobře, naopak nejnižší na lokalitě Brzostek. Společně s planktonními vzorky byly odebrány i vzorky pro chemickou analýzu vody. Na lokalitách byly studovány i chemicko-fyzikální parametry vody, jako je teplota, pH, konduktivita, průhlednost, koncentrace dusíku a fosforu. Dusík i fosfor jsou limitující prvky, které pozitivně ovlivňují abundanci fytoplanktonu (EDMONDSON, 1970).

V rámci chemického vyhodnocení KOZAK et KOWALCZEWSKA-MADURA (2009) byla na lokalitě Kazanie prokázána nejvyšší koncentrace amoniaku. Na lokalitě Brzostek

byly hodnoty amoniaku naopak nejnižší (stopy amoniaku byly nalezeny u tří ze studovaných lokalit), což koresponduje s tvrzením, že vyšší hodnoty dusíku pozitivně ovlivňují přítomnost fytoplanktonu. Na studovaných lokalitách bylo celkem určeno 94 taxonů. Nejvíce zastoupeny byly skupiny Chlorophyta (36 taxonů), následovány chrysophyty (11 taxonů) a cyanobakteriemi (10 taxonů). Druhově nejpočetnější lokalitou byla jezera Wójtostwo, Brzostek a Kazanie, kde bylo určeno 8 taxonomických skupin, u ostatních lokalit byl počet nižší. Z analýzy fytoplanktonu vyplynulo, že na lokalitě Dobře byly nejčastěji zpozorovány organismy z třídy Chlorophyceae, konkrétně šlo o druhy *Coleastrum reticulatum*, *Tetraedron minimum* a *Scenedesmus elliptiocus*. Na lokalitách Wójtostwo a Kazanie byl nejčastěji pozorovaný druh *Phacotus letincularis*. U ostatních lokalit nebyli zástupci z této třídy tak významní.

Další prostudovanou mělkou vodní nádrží na území Polska je lokalita Dabrówska. Maximální hloubka této lokality dosahuje 1,5 m. CELEWICZ-GOLDYNA et KUCZYŃSKA-KIPPEN (2008) provedly vedle průzkumu prostorové distribuce fytoplanktonu v oblastech nádrže s výskytem *Potamogeton pectinatus* (rdes hřebenitý) a *Phragmites australis* (rákos obecný) a v oblasti volné vody s důrazem na chemickou analýzu vody také průzkum vztahu mezi abundancí fytoplanktonu a zooplanktonu. V průběhu výzkumu bylo zaznamenáno 75 fytoplanktonních druhů. Podobně jako v ostatních lokalitách tohoto typu zde byly zjištěny druhy skupin Cyanophyta, Chlorophyta, Bacillariophyceae. Přítomnost rozsivek byla značně vysoká díky značnému podílu epifytických a bentických druhů. Nicméně na rozdíl od polských lokalit citovaných výše bylo na této lokalitě pozorováno nízké zastoupení druhů Euglenophyta. Zato zde byly překvapivě hojně zastoupeny skrytěnky, a to konkrétně druhy *Cryptomonas erosa*, *Cryptomonas marssonii*, *Cryptomonas ovata*, *Cryptomonas platyuris* a *Cryptomonas rostrata*. Nejrozmanitější druhové zastoupení autorky zaznamenaly v porostu *Phragmites australis* (*Oscillatoria limosa*, *Oscillatoria mougeotii*, *Planktothrix agardhii*, *Closterium acerosum*). Byla zde i nejvyšší koncentrace fytoplanktonu. Autorky přisuzují tento fakt vysoké koncentraci živin a vysokému podílu epifytických rozsivek. Nejvyšší abundanci v oblasti volné vody vykazovala Cryptophyta a Chlorophyta. Ačkoliv se rozsivky i skrytěnky vyskytovaly i v porostu *Potamogeton pectinatus*, patřil tento porost mezi nejhuději zastoupený ze studovaných zón. To autorky přisuzují tomu, že lokalita byla hojněji zastíněna makrofyty. Díky svému průzkumu autorky poukázaly i na rozsivkové druhy spojené s porosty

Potamogeton pectinatus (*Gomphonema acuminatum*, *Navicula cryptocephala*, *Stauroneis anceps*).

V letech 2008 a 2009 probíhal výzkum na východním Slovensku v Modre. Předmětem zkoumání byla malá eutrofní vodní nádrž. Cílem studie bylo určit biodiverzitu cyanobakterií a řas v souvislosti s aplikací kompozitního sorbentu na dno nádrže, který by na sebe měl vázat fosfor. Tímto krokem se mělo dojít ke snížení růstu fototrofních rostlin včetně cyanobakterií a řas. Výzkum nádrže měl tedy potvrdit účinnost vázání fosforu sorbentem ve vodě. Nádrž byla bohatá na zelené řasy. Ty během obou vegetačních sezón silně ovlivňovaly zbarvení vody do zelena až zeleno hněda. Na lokalitě bylo naopak zpozorováno nízké zastoupení druhů rozsivek. Těch bylo determinováno pouze 26 taxonů. Jejich nárůst byl pozorován pouze v březnu a dubnu po roztátí ledu na povrchu nádrže. V následujících měsících byly zaznamenávány pouze sporadicky. V trvalých preparátek rozsivek byla nejhojněji zastoupena i rozsivka rodu *Nitzschia*, avšak variabilita schránek této rozsivky byla poměrně velká. Vzhledem ke způsobu determinace druhů rozsivek z trvalých preparátů neměli autoři možnost pozorovat ultrastrukturu schránek, a proto naznačují, že si nemohou být jistí, zda se nejedná o více druhů rodu *Nitzschia*. Ve své práci označili všechny tyto monotypy souhrnně jako *Nitzschia palea* (HINDÁK et HINDÁKOVÁ, 2010).

Vztah mezi planktonními řasami a bakteriemi v malém jezeře studovali HICKMAN et PENN (1977). Výzkum probíhal na lokalitě Abbot's Pond, která se nachází nedaleko města Bristol na jihozápadu Anglie. Lokalita je malá, mělká (max. hloubka 4 m, průměrná hloubka 1,9 m) a zastíněna stromy. V průběhu letních měsíců docházelo v nádrži k teplotní a chemické stratifikaci s vyčerpáním zásob kyslíku v hypolimnionu. Během analýzy anaerobních bakterií nezpozorovali autoři téměř žádnou změnu v jejich abundanci a to až do měsíce června. Během června se však začaly jejich počty zvyšovat. Jejich největší rozvoj nastal během září. S ochlazením však došlo k poklesu abundance zaznamenaných druhů. Během izotermické změny na jaře a v zimě, kdy docházelo k rozplynutí hladin kyslíku, vykazovaly anaerobní bakterie větší koncentraci ve vzorcích odebraných z větší hloubky (2,5 m), tzn. anaerobní bakterie se dle očekávání rozmnožovaly lépe při menší koncentraci kyslíku ve vodě. Aerobní bakterie a fytoplankton byly z hlediska hloubky rozvrstveny nepravidelně. V době rozmnožení anaerobních bakterií došlo také k zvýšení počtu aerobních bakterií v hloubce pod 2 metry. U všech třech sledovaných skupin byl pozorován nárůst abundance v srpnu a září.

Sezónní změny ovlivnily převážně aerobní bakterie a fytoplankton – v průběhu dubna došlo k masivnímu zmnožení aerobních bakterií, zatímco řasová populace byla naopak velmi slabá. V červnu však obě skupiny reagovaly na tepelné změny poklesem abundance. Abundance populace aerobních bakterií však klesala pomaleji než abundance populace fytoplanktonu. V září byla zpozorovaná maximální produkce všech sledovaných skupin, která začala v listopadu rapidně klesat. Znovu bylo zpozorováno, že řasy ubývají mnohem rychleji než bakterie. Přes zimu nebyly zpozorovány žádné větší změny ani u jedné ze skupin. Ve studii musela být přítomnost bakterií a tedy i fytoplanktonu zkoumána v i hloubce (2 – 2,5 m), protože v povrchové vrstvě vody byla přítomnost anaerobních bakterií slabá. V rámci výzkumu bylo prokázáno, že většina populace aerobních bakterií pozitivně koreluje s nárůstem fytoplanktonu. Pro anaerobní bakterie platí, že je jejich výskyt ve vodní nádrži ovlivňován koncentrací kyslíku ve vodním sloupci (počet anaerobních bakterií byl během stratifikace velmi nízký všude kromě dna vodního sloupce). Během studie byla nejvyšší abundance anaerobních bakterií zaznamenána v září společně s přemnožením krásnoočka *Trachelomonas volvocina*. Tato studie prokázala stárnutí populace řas v průběhu května až července. V důsledku tohoto poskytovaly rozkládající se buňky řas velké množství organického materiálu využívaného bakteriemi. HICKMAN et PENN (1977) potvrdili, že je populace aerobních bakterií udávána primárně množstvím organických látek ve vodě.

2.2 Vliv biomanipulace na zastoupení fytoplanktonu

Vzhledem k tomu, že na počátku této práce byl předpoklad, že zkoumané nádrže budou eutrofního charakteru, jsou v následujícím textu zahrnuty informace poukazující na vliv biomanipulačních procesů, které eutrofizaci potlačují. Také díky vysazování japonských kaprů na jednu ze sledovaných lokalit je zajímavé srovnat, jak může změna rybí obsádky změnit přítomnost fytoplanktonu.

Vodní nádrže jsou určitým způsobem ovlivňovány eutrofizací způsobenou městským znečištěním. Mnohé z nich jsou tedy náchylné k masovému výskytu fytoplanktonu a vodním květům sinic (PERETYATKO et al., 2010).

Mezi lety 2004 a 2009 byl prováděn výzkum v osmačtyřiceti mělkých nádržích na území Brussels Capital Region v Belgii. Všechny sledované lokality dosahovaly maximální hloubky tří metrů. V průběhu výzkumu bylo 11 lokalit, které byly eutrofizací

nejvíce postiženy, uměle vyčištěno (odchytem ryb). Další dvě lokality, které nebyly tolik ovlivněny eutrofizací, byly dočasně vypuštěny z důvodu infrastrukturních prací. Cílem této manipulace bylo zlepšit ekologickou kvalitu a snížení biomasy fytoplanktonu, aby se zabránilo tvorbě škodlivých vodních květů. Všechny tyto lokality byly sledované alespoň rok před a rok po biomanipulaci. Během letního období (květen-září) byly z uvedených 13 nádrží příležitostně odebírány vzorky k určení fytoplanktonu. Odběry probíhaly každý měsíc nebo minimálně 3 krát během uvedeného tohoto období, a to minimálně jeden rok před a po biomanipulaci. Společně s fytoplanktonem byla sledována i přítomnost zooplanktonu. (TEISSIER et BACKER, 2011).

Před započítáním zásahů byly lokality charakterizovány vysokými nutričními hodnotami a zároveň byl vývoj makrofyt potlačován dominantními cyanobakteriemi. Z výsledků studie je patrné, že biomanipulace odstraněním ryb měla kaskádovitý efekt na zastoupení fytoplanktonu. Po srovnání lokalit ovlivněných změnou rybí obsádky s ostatními lokalitami bylo prokázáno, že ryby svou přítomností (vylučováním, rozhrabáváním sedimentů, atd.) přispívají k navyšování živin na sledovaných lokalitách. Jinými slovy, odstranění ryb může mít za následek podstatné snížení živin a následně i snížení biomasy fytoplanktonu (TEISSIER et BACKER, 2011).

KLOUČEK et VAVEROVÁ (2005) se věnovali biomanipulaci eutrofizovaných vod. Eutrofizace je problémem hlavně posledních několika desítek let, kdy vlivem průmyslu a zemědělství stoupá ve vodních nádržích koncentrace živin, převážně fosforu a dusíku. Tyto nutriety jsou hojně využívány hlavně sinicemi, které se významně rozmnožují a znehodnocují tak kvalitu vodních nádrží. Metod pro snížení eutrofizace je mnoho, avšak autoři se soustředili primárně na srážecí metodu za použití hlinitých solí. Z ekologického hlediska je to jeden z nejšetrnějších způsobů. Principem metody použité ve studii byla hydrolyzace hliníku, při které vznikaly vločky hydroxidu hlinitého a zároveň se tvořily nerozpustné komplexy s fosforem. Nejčastěji se využíval síran hlinitý, chlorid hlinitý nebo PAC. Pro sinice tedy zanikl zdroj živin a vločky klesly ke dnu jako sedimenty, při čemž se zbavily rozptýlených částic. Proces sedimentace ovlivňuje nejen sinice, ale dočasně i přítomnost fytoplanktonu, který je společně se sinicemi pročištěn. Omezení populace řas a sinic vede k zlepšení průhlednosti vody, menší sedimentaci (snížení odpadních produktů řas i sinic) a snížení spotřeby kyslíku. Druhové zastoupení fytoplanktonu tedy bylo významně ovlivněno a změnilo se jeho zastoupení. Může však trvat až několik let, než daná nádrž dosáhne své ekologické rovnováhy.

2.3 Přežití řas v suchých obdobích

Vzhledem k vysychání jedné ze sledovaných je zajímavé popsat, jakým způsobem může vysychání biotopu ovlivňovat řasovou mikroflóru.

Informací o tom, jak se řasy chovají v období sucha, není mnoho. Někteří autoři zmiňují přežití cyst či akinet (WEST et FRISCHT, 1927; FRITSCH, 1935; SMITH, 1938), ale až na tyto střípky není víc známo. Fyziologicky se dá prohlásit, že buňka, ve které se alespoň dočasně zastavil růst a která snížila svůj metabolismus na minimum, je v klidovém stádiu. Do této definice můžeme zahrnout oospory, zygospory, hypnospóry i akinety. Pro jakoukoliv řasu může jedno z těchto stádií pomoci v přežití suchých podmínek (EVANS, 1958).

Voda je základním prvkem pro všechno živé ve světě. Její vyschnutí tím pádem pro řasy představuje vysoký stres. Základem je rozlišit zda se jedná o řasy vodních (mořských či sladkovodních) nebo terestrických stanovišť. To, v jakém prostředí a v jaké podobě existují, může výrazně ovlivnit jejich toleranci vůči vysychání. I když se v našich sladkovodních rybnících vykytuje mnoho fytoplanktonu, mořská makrofyta se vyskytují převážně podél skalnatých pobřeží, kde přisedle rostou na tvrdém substrátu, jako jsou kameny, šterk či korálový útes. V těchto lokalitách se často potýkají s nedostatkem vody, pokud jsou vystaveny odlivu. Naopak v mělkých rybnících může dojít k vysychání v pravidelných a mnohem delších časových úsecích. Vyschnutí během odlivu u moře je považováno za „krátkodobý“ faktor, ačkoliv to může být vysoce variabilní v závislosti na meteorologických podmínkách. Navíc vysušení těchto druhů může být také způsobeno přehnanou salinitou, která nabourá osmotický potenciál buněk, který je nezbytný pro udržení turgoru. Pokud dochází k vysychání nedostatkem vody, dochází k zvýšení iontové koncentrace, ale poměry iontů zůstávají konstantní. Naopak při vysychání v přesoleném prostředí se s koncentrací iontů mění i jejich poměry. Tohle je jeden z faktorů, který je nutno brát v potaz při zkoumání stresu, který byl způsoben vysoušením (HOLZINGER et KARSTEN, 2013).

Řasy si proti vysychání vytvořily několik způsobů sebeobrany. Vlákňité zelené řasy, jako je *Klebsormodium* sp. či *Zygnema* sp., mohou vytvářet vícevrstevné struktury, které pomáhají organismus zastiňovat a snižují ztrátu vody jednotlivých filamentů (HOLZINGER et al., 2009). Další studie navrhuje, že v severoamerických pouštích si řasy

dokážou vytvořit obalnou membránu, která je chrání před světlem a vysušením. Druhy s touto strategií, které žijí v koloniích, prokázaly mnohem vyšší formu ochrany než buňky vyskytující se osamoceně (GRAY et al., 2007).

3 Charakteristika zkoumaných lokalit

Tato práce sleduje období jedné vegetační sezóny na třech lokalitách, které spadají pod Plzeňský kraj. První lokalitou je lom v oblasti Chotíkova (Příloha 1) který se nachází severozápadně od Plzně. Zbylé ze zmíněných lokalit se nacházejí v blízkosti vesnice Letkov (Příloha 2, Příloha 3), který leží východně od Plzně (Obr. 1).



Obr. 1 Zobrazení studovaných lokalit (zdroj podkladové mapy: Mapy.cz © 2017a)

3.1 Zatopený lom poblíž Chotíkova

Souřadnice: 49°48'2,7''N; 13°19'56,1''E

Lom (Příloha 1) se nachází necelé dva kilometry od Chotíkova. Leží v oblasti (GEOLOGY.CZ, ©2003-2012), kde se kdysi nacházely další dva lomy, které sloužily k těžbě silně kaolinitického pískovce. V současné době se v jednom z nich sezónně shromažďuje dešťová voda a druhý je zavalený.

Studovaný lom představuje zatopená mělká prohlubeň zarostlá makrofyty. Okolí lomu tvoří pole, která jsou pravidelně sklízena. Z polí je do lomu zanášen organický materiál v podobě pylu nebo kousků dřeva. Lokalita je volně přístupná a nemá žádný

přítok ani odtok. Zdrojem vody zde převážně dešťová voda a pravděpodobně podpovrchová voda. Dno je silně bahnité se spoustou nánosů a uhnílych kusů rostlin. Vzhledem k tomu, že je rozloha lokality, stejně jako hloubka, velmi malá a hlavně proměnlivá (v rozmezí 200 – 400 m²), nebyl lom nikdy využíván k rekreaci. Nedostatek vody se projevuje hlavně při velmi suchých obdobích (červen až listopad 2015, srpen 2016), kdy tato lokalita vysychá.

3.2 Tůňka nedaleko Letkova

Souřadnice: 49°44'3.1''N; 13°28'55.7''E

Tůňka (Příloha 2, Obr – A) leží přibližně kilometr severovýchodně od Letkova. Rozloha lokality se nedá zcela jistě určit. Důvodem je zarostlost okolní půdy a kolísavost výšky hladiny v průběhu teplých období. Lokalita se rozprostírá vedle letkovské čistírny odpadních vod. Tůňka je obklopena lesem, ze kterého je do vody větrem zanášen organický materiál. V okolí se nachází soustava menších rašelinišť, která jsou zdrojem přítoku.

Ačkoliv je Tůňka umístěna v lese, obklopena převážně listnatými ale i jehličnatými stromy, je přímo na rozcestí. Díky tomu je její část vystavena přímému slunečnímu osvětlení, avšak část lokality je stále zastíněna. Lokalita je hustě porostlá vegetací, převážně okřehkem menším (*Lemna minor*). V průběhu odběrů v letech 2015 a 2016 byly v tůňce nalezeny pulci populace skokanů (*Rana* sp.). Lokalita také funguje jako napajedlo pro lesní zvířata.

3.3 Jezírko u Letkova

Souřadnice: 49°44'6.52''N; 13°29'13.54''E

Jezírko (Příloha 3) je vzdálené necelých 300 metrů od výše zmíněné tůňky. Stejně jako ta je hustě obklopeno lesem, který zajišťuje bohatý přísun organického materiálu. Hned vedle jezírka stojí chata, která je majiteli využívána v letním období. Lokalita není nijak oplocena, Jezírko je tedy volně přístupné. Majitelé ústně souhlasili s probíhajícím výzkumem v letech 2015 a 2016. Během obou sezón byly v jezírku vysazení japonští kapři.

Břehy jsou plné nánosů a obložené kameny. Dno je bahnité až písčité. Jezírko je přístupné ze všech stran a má vlastní molo. Nemá žádný přítok či odtok. Rozloha vodní hladiny je zhruba 800 m². Zdrojem vody je podpovrchová a dešťová voda.

4 Metodika práce

Následující kapitola se soustředí na výzkumné postupy, které byly v průběhu terénní práce použity.

4.1 Odběry vzorků

V roce 2015 a 2016 byly sledovány tři lokality, jedna v Chotíkově a dvě v Letkově, ve kterých docházelo k pravidelným měsíčním odběrům od března až do listopadu. Odběry se uskutečňovaly vždy z několika míst (Příloha 4). Vzorky ke zkoumání řasových a sinicových společenstev byly odebírány v dopoledních hodinách v Letkově a v odpoledních hodinách v Chotíkově. Z každé lokality byly odebrány vždy alespoň tři vzorky – planktonní, bentický (promáčený substrát břehu) a epifytní (nárosty na rostlinách a kamenech). Pokud se ve vodě vyskytovaly viditelné nánosy řas či slizu, byly odebrány samostatně. Poté byly vzorky uchovávány v chladném prostředí v plastových lahvičkách. Pro relativní abundanci zooplanktonu byla ustálena odhadová stupnice od 0 do 3, kde 0 byla přidělena vzorku s nejnižším a 3 vzorku s nejvyšším výskytem zooplanktonu.

4.2 Pomůcky

Plankton byl odebírán pomocí planktonní sítě s oky o velikosti 20 μm . Epifytní vzorky byly seškrabovány žiletkou z rostlin a kamenů ponořených ve vodě. Bentos byl získáván plastovým kapátkem z převážně bahnitých substrátů dna. Vodní vzorky byly poté uchovávány v plastových lahvičkách a zkumavkách.

Mezi další zkoumané hodnoty patřila kyselost, teplota a konduktivita vody, které byly získávány pomocí kapesního pHmetru/teploměru/konduktometru Combo (HANNA, HI 98129).

Lokality byly průběžně zaznamenávány pomocí digitálního fotoaparátu OlympusCamedia C-500 ZOOM.

Determinace druhé probíhala nejdéle 24 hodin po jejich odebrání. Do té doby byly vzorky skladovány v chladničce. Odebrané vzorky byly pozorovány světelným

mikroskopem Olympus BX 51. Fotodokumentace zaznamenaných taxonů byla pořizována digitální kamerou Olympus DP 72 s využitím programu QuickPhotoCamera 2.3.

4.3 Determinační literatura

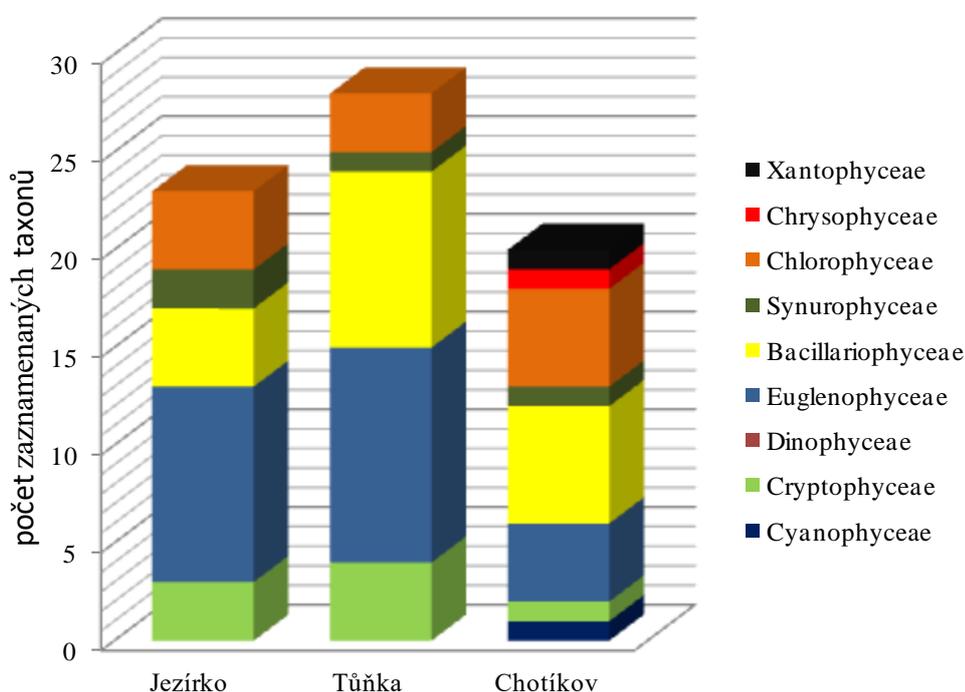
Odebrané vzorky, které zůstaly přes noc v chladu, byly vždy druhý den zpracovány s využitím světelného mikroskopu a určeny pomocí dostupné literatury: HINDÁK et al. (1978), Ettl et al. (1983), Ettl et al. (1985), POPOVSKÝ et PFIESTER (1990), KRAMMER et LANGE-BERTALOT (1991a), KRAMMER et LANGE-BERTALOT (1991b), KRAMMER et LANGE-BERTALOT (1997a), KRAMMER et LANGE-BERTALOT (1997b), LANGE-BERTALOT et KRAMMER (2000), JOHN et al. (2002), LANGE-BERTALOT et KRAMMER (2002), WOŁOWSKI et HINDÁK (2005), COESEL et MEESTERS (2007), HINDÁK (2008), JOHN et WILLIAMSON (2009). Veškeré živé vzorky byly zdokumentovány a jejich fotografie uvedené v této práci byly pořízeny autorkou, není-li řečeno jinak.

5 Výsledky

V roce 2015 bylo na sledovaných lokalitách nalezeno celkem 59 taxonů sinic a řas. Na lokalitě Jezírko byla nejvýznamněji zastoupena skupina Euglenophyceae s 10 druhy, dále následovala skupina Bacillariophyceae se 4 druhy, Chlorophyceae se 2 druhy, Cryptophyceae se 2 druhy, Synurophyceae se 2 druhy a Dinophyceae s 1 druhem (Obr. 2).

Na lokalitě Tůňka byla také nejvýznamnější skupina Euglenophyceae s 11 druhy. Z hlediska počtu druhů následovaly dále skupiny Bacillariophyceae s 9 druhy, Cryptophyceae se 4 druhy, Chlorophyceae se 3 druhy a Synurophyceae s 1 druhem (Obr. 2).

Na lokalitě v Chotíkově byly nejhojněji zastoupenou skupinou Bacillariophyceae s 6 druhy, 4 druhy byla zastoupena krásnoočka, následovala skupina Chlorophyceae s 5 druhy. U zbylých skupin (Cyanophyceae, Cryptophyceae, Synurophyceae, Chrysophyceae a Xantophyceae) byl zaznamenán výskyt pouze jediného druhu v dané skupině (Obr. 2).

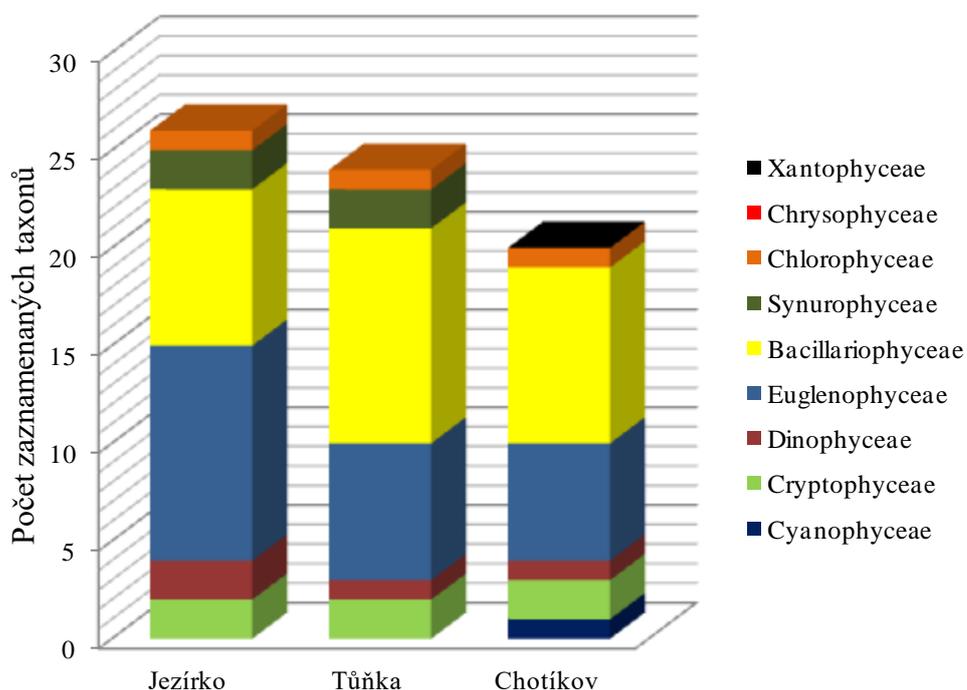


Obr. 2 Druhové zastoupení řasové mikroflóry zaznamenané v průběhu vegetačního období 2015

V roce 2016 bylo na sledovaných lokalitách nalezeno celkem 49 druhů sinic a řas. Na lokalitě Jezírko byla nejvýznamněji zastoupena skupina Euglenophyceae s 11 druhy, dále následovala skupina Bacillariophyceae s 8 druhy, Cryptophyceae se 2 druhy, Synurophyceae se 2 druhy, Dinophyceae se 2 druhy a Chlorophyceae pouze s jediným zástupcem (Obr. 3).

Na lokalitě Tůňka byla také nejvýznamnější skupina Bacillariophyceae s 11 druhy. Z hlediska počtu druhů následovaly dále skupiny Euglenophyceae se 7 druhy, Cryptophyceae a Synurophyceae se 2 druhy. U zbylých skupin (Dinophyceae a Chlorophyceae) byl zaznamenán výskyt pouze jednoho druhu v dané skupině (Obr. 3).

Na lokalitě v Chotíkově byly nejhojněji zastoupenou skupinou Bacillariophyceae s 9 druhy, 6 druhů byla zastoupena krásnoočka, následovala skupina Cryptophyceae se 2 druhy. U zbylých skupin (Dinophyceae a Cyanophyceae) byl zaznamenán výskyt pouze jednoho druhu v dané skupině (Obr. 3).



Obr. 3 Druhové zastoupení řasové mikroflóry zaznamenané v průběhu vegetačního období 2016

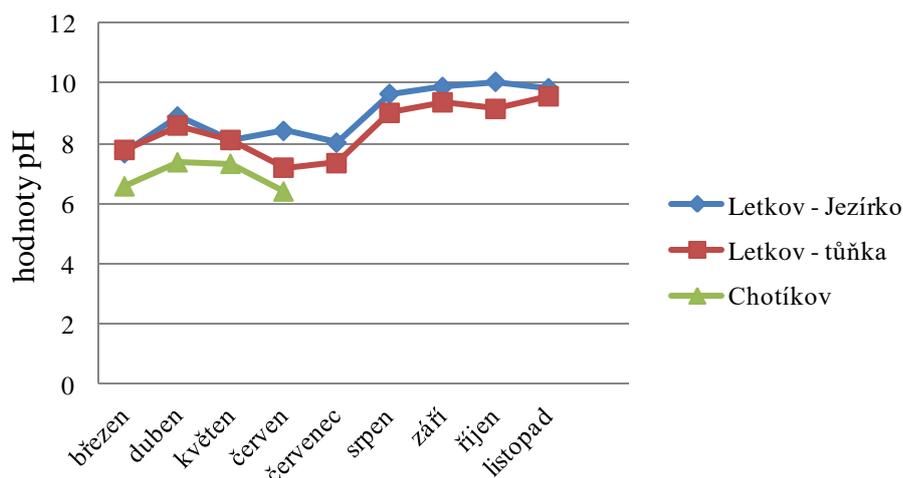
5.1 Získané hodnoty chemicko-fyzikálních parametrů

Na všech třech lokalitách byly in situ měřeny základní chemicko-fyzikální parametry vody, konkrétně se jednalo o hodnoty pH, teploty povrchové vody a konduktivity (Příloha 5 – 7).

5.1.1 Hodnoty pH

Hodnoty pH jsou úzce spojeny s výskytem řas a sinic, protože jsou ovlivňovány fotosyntetickou produkcí, kdy z oxidu uhličitého vzniká kyslík. Čím méně oxidu uhličitého se nachází v měřené lokalitě, tím je voda zásaditější. Eukaryotické řasy obecně preferují nižší pH, ve kterém naopak skupina Cyanobacteria nepřežívá (BROCK, 1973).

Hodnoty pH povrchové vody na obou lokalitách, které se nacházejí v oblasti Letkova, byly v roce 2015 zpočátku téměř totožné (Obr. 4). Při měření na počátku vegetační sezóny (březen 2015) se hodnoty pohybovaly kolem 7,68, již od dubna se hodnoty postupně zvyšovaly až k 10,05. Jediný mírný výkyv nastal v červnu a červenci na lokalitě označené jako Tůňka, kde hodnoty poklesly na 7,2 a 7,35. Koncem sezóny (listopad 2015) se již stupeň pH na lokalitě Jezírko blížil k deseti (9,88 pH), zatímco na lokalitě Tůňka nepřesáhl 9,57 (Obr. 4).

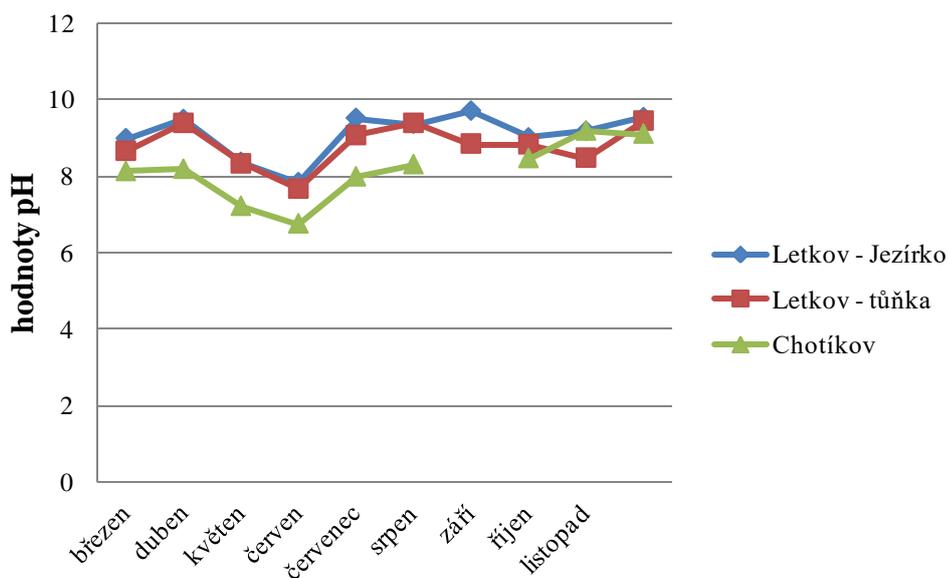


Obr. 4 Naměřené hodnoty pH povrchové vody zaznamenané v průběhu vegetačního období 2015

V roce 2016 se hodnoty pH povrchové vody na lokalitách v Letkově oproti předešlé vegetační sezóně mírně ustálily. Na lokalitě označené jako Jezírko přesahovalo naměřené pH hodnoty 9 až na výkyv, ke kterému došlo v dubnu a květnu 2016, kdy naměřené hodnoty byly 8,37 a 7,84. Na lokalitě označené jako Tůňka se hodnoty podobně jako předešlou sezónu pohybovaly v rozpětí od 7,67 (květen 2016) do nejvyšší naměřené hodnoty 9,39 (březen a červenec 2016), (Obr. 5).

V Chotíkově byly v roce 2015 hodnoty měřeny pouze do června, než došlo k úplnému vyschnutí lokality. Zde se pohybovaly mezi 6,41 a 7,38 pH (Obr. 4).

V roce 2016 nebylo tak rozsáhlé období sucha, díky čemuž bylo možné zaznamenávat chemicko-fyzikální parametry vody. Lokalita vyschla pouze koncem srpna. Oproti sezóně 2015 se hodnoty pH blížily nebo přesahovaly 8 (Příloha č. 5 – Tab. 1). K výkyvu hodnot došlo stejně jako u dvou předešlých lokalit v dubnu a květnu 2016, kdy byly naměřeny hodnoty 7,22 a 6,76 (Obr. 5).



Obr. 5 Naměřené hodnoty pH povrchové vody zaznamenané v průběhu vegetačního období 2016

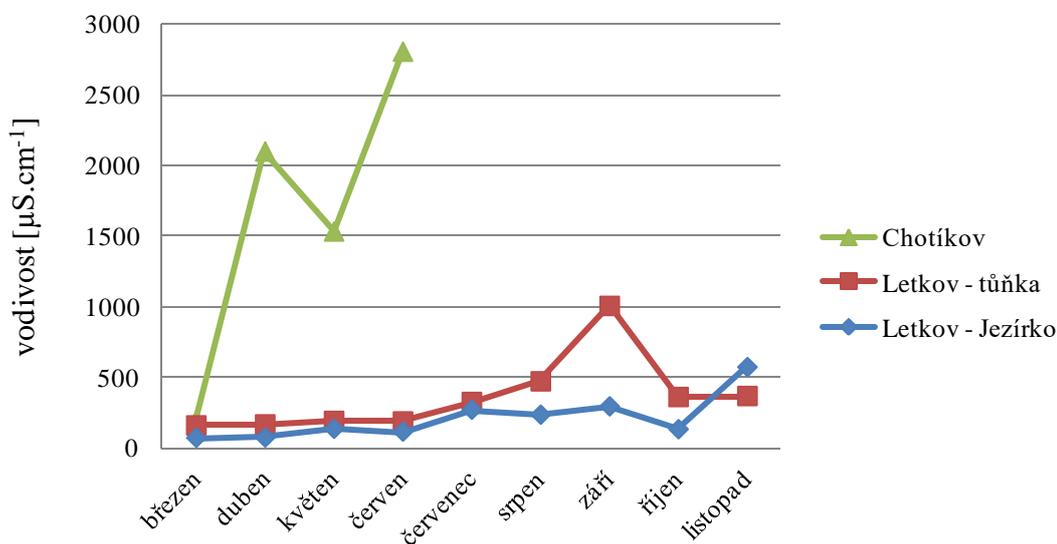
5.1.2 Konduktivita

Konduktivita, aneb elektrická vodivost, popisuje schopnost látky vést elektrický proud. Je tedy přímo úměrná organickým látkám, které byly ve vodě rozpuštěny (LELLÁK et KUBÍČEK, 1992).

Na lokalitě Jezírko v roce 2015 začalo měření konduktivity vody v březnu a dubnu na velmi nízkých hodnotách $69,9 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ a $72,1 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Poté se hodnoty konduktivity postupně zvyšovaly přes $134 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ až ke $293 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Nejvyšší naměřená hodnota byla v listopadu $571 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Obr. 6).

Konduktivita na lokalitě Tůňka se v průběhu první poloviny měření, do června 2015, držela s mírným kolísáním kolem $165 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Poté začaly hodnoty narůstat až k $470 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. K největšímu výkyvu došlo v průběhu září 2015, kdy hodnota konduktivity dosahovala $1004 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Obr. 6).

V Chotíkově v roce 2015 bylo první měření konduktivity na velmi nízké hodnotě $196 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Během dalšího měření hodnota konduktivity výrazně vzrostla na $2097 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Hodnota poté znovu klesla na $1531 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Během posledního měření v červnu byla hodnota $2804 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Obr. 6).

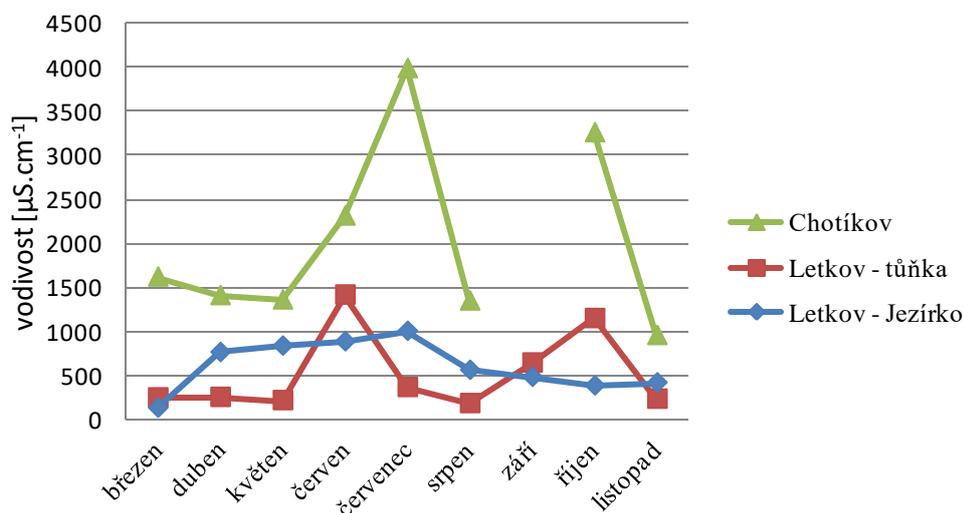


Obr. 6 Naměřené hodnoty konduktivity povrchové vody zaznamenané v průběhu vegetačního období 2015

Během roku 2016 byly skoky v hodnotách konduktivity mnohem výraznější. Na letkovském jezírku při prvním sezónním měření byla hodnota vodivosti $126 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Hodnoty v dalších měsících skokově narůstaly od $758 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (březen) přes $831 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (duben) až k nejvyšší hodnotě $999 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (červen). V následujících měsících začaly hodnoty konduktivity znovu klesat na $556 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (červenec) až k $379 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (září). V posledních dvou měsících sezóny vodivost nepřesáhla $537 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Obr. 7).

Na lokalitě Tůňka se první tři měsíce měření pohybovaly hodnoty kolem $248 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. V květnu došlo k nárůstu na $1411 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, poté opět poklesly v červnu na $631 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ a červenci na $178 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Následující dva měsíce byl znovu nárůst v srpnu na $639 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ a v září na $1144 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, než hodnoty znovu klesly v říjnu na $228 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. V posledním měření v listopadu byla hodnota konduktivity $498 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Obr. 7).

V Chotíkově byly hodnoty konduktivity v roce 2016 výrazně vyšší než u zbylých dvou lokalit. První tři měsíce se hodnoty držely kolem $1405 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, poté však došlo k nárůstu hodnot v květnu na $2309 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ a v červnu na $3985 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Následující měsíc hodnoty opět poklesly na $1344 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. V srpnu měření neproběhlo z důvodu vyschnutí lokality a hodnota v září byla $3256 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Na podzim došlo k prudkému poklesu konduktivity, kdy se hodnoty držely maximálně kolem $952 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Obr. 7).

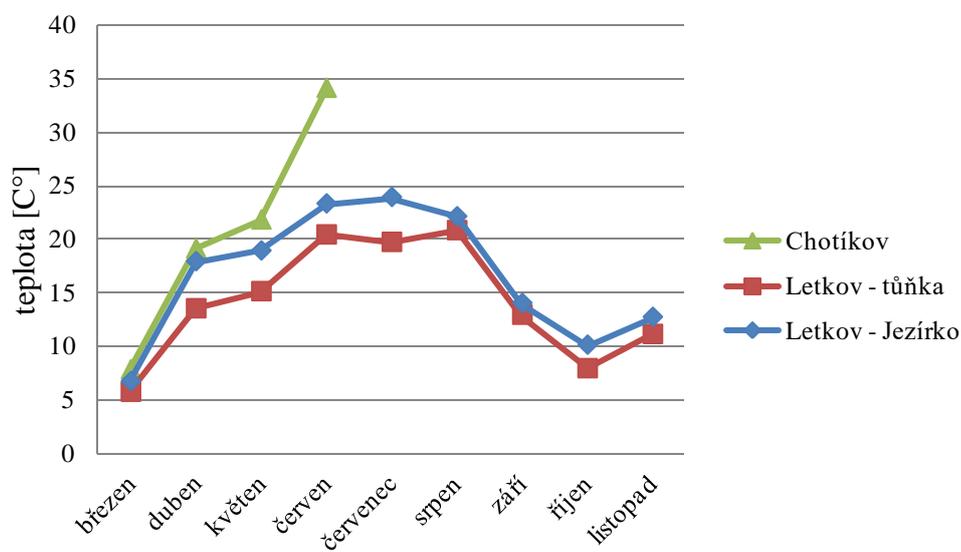


Obr. 7 Naměřené hodnoty konduktivity povrchové vody zaznamenané v průběhu vegetačního období 2016

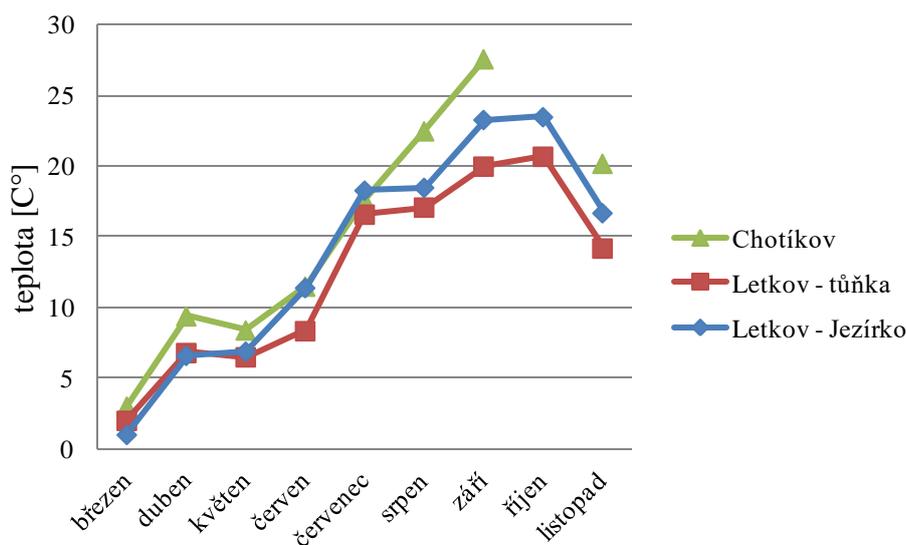
5.1.3 Teplota

Teplota povrchové vody je ovlivňována převážně povětrnostními podmínkami a slunečním zářením.

Z vývoje grafů (Obr. 8 a 9) je patrné, že na lokalitách v Letkově se v obou sezónách teplota povrchové vody lišila pouze minimálně. Naměřené hodnoty odpovídaly vlivu okolního prostředí.



Obr. 8 Naměřené hodnoty teploty povrchové vody zaznamenané v průběhu vegetačního období 2015



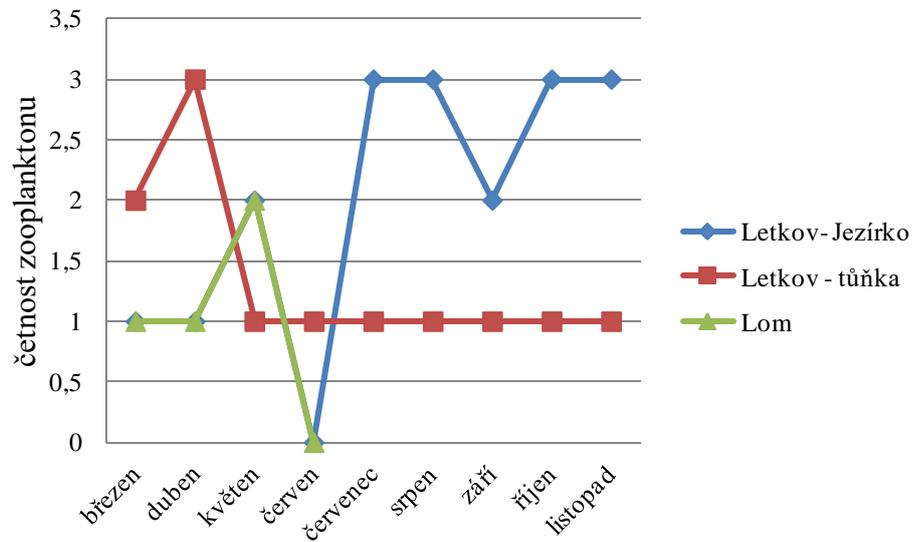
Obr. 9 Naměřené hodnoty teploty povrchové vody zaznamenané v průběhu vegetačního období 2016

5.2 Zooplankton

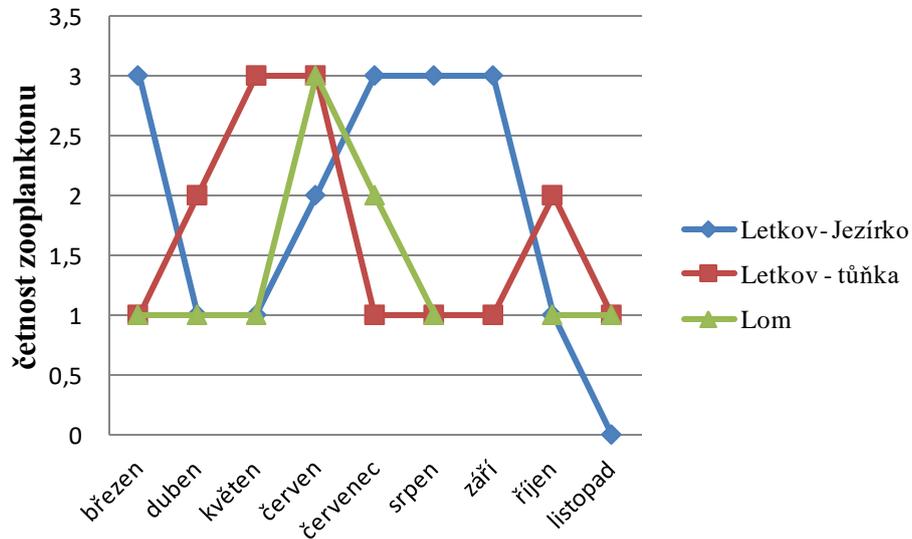
Z vývoje grafu 2015 (Obr. 10) je patrné, že vývoj zooplanktonu lokality Chotíkov korespondoval s vývojem zooplanktonu na lokalitě Jezírko. Začátkem sezóny, v březnu, byl výskyt zooplanktonu nižší a na předem stanovené stupnici se pohyboval kolem 1. V květnu se abundance zooplanktonu o jeden stupeň navýšil, poté však v červnu znovu poklesla na ojedinělý výskyt (hodnota 1). Během července došlo k vyschnutí lokality Chotíkov, proto nebylo možné dále zaznamenávat množství zooplanktonu. Na lokalitě Jezírko došlo k zvýšenému výskytu zooplanktonu, který se již do konce sezóny vyskytoval hojně (hodnota 3).

Na lokalitě Tůňka byl trend rozvoje zooplanktonu v roce 2015 (Obr. 10) odlišný. Začátkem sezóny, a to od března až května, byl zooplankton dle stanové stupnice pozorován hojněji (2, 3), ale od června došlo k poklesu zastoupení zooplanktonu. Do konce roku byl pozorován v nižší míře, kterou definuje číslo 1.

Hodnoty abundance zooplanktonu v sezóně 2016 byly zcela odlišné (Obr. 11). Na lokalitě Jezírko byl nejvyšší výskyt zooplanktonu zaznamenán v únoru, červnu, červenci a srpnu. Naopak na lokalitě Tůňka byl nejvyšší výskyt zooplanktonu v době, kdy byl na Jezírku útlum, a to pouze v dubnu a květnu. Podobně na tom byla lokalita v Chotíkově, kde byl nejvýraznější výskyt zooplanktonu také během květnového odběru.



Obr. 10 Četnost zooplanktonu zaznamenaná na sledovaných lokalitách v průběhu vegetačního období 2015



Obr. 11 Četnost zooplanktonu zaznamenaná na sledovaných lokalitách v průběhu vegetačního období 2016

5.3 Druhový soupis

Během obou sledovaných vegetačních sezón bylo celkem nalezeno 108 taxonů řas a sinic (Tab. 1).

Tab. 1 Druhový soupis za sezónu 2015 a 2016 („x“ značí přítomnost taxonu na lokalitě)

Taxon	Jezírko	Tůňka	Chotíkov
ODD.: Cyanobacteria			
Třída: Cyanophyceae			
<i>Anabaena</i> sp.			x
<i>Phormidium formosum</i> (ANAGNOSTIDIS, K. & KOMÁREK, J.)			x
ODD.: Cryptophyta			
Třída: Cryptophyceae			
<i>Cryptomonas</i> sp. 1		x	x
<i>Cryptomonas</i> sp. 2	x	x	x
<i>Cryptomonas</i> sp. 3	x	x	
<i>Cryptomonas</i> sp. 4		x	
ODD.: Dinophyta			
Třída: Dinophyceae			
<i>Gymnodinium</i> sp.	x	x	
<i>Peridinium</i> sp.	x		
ODD.: Euglenophyta			
Třída: Euglenophyceae			
<i>Euglena</i> sp.			x
<i>Euglena</i> cf. <i>clavatus</i>			x
<i>Euglena gracilis</i> (KLEBS)			x
<i>Euglena limnophila</i> var. <i>limnophila</i> (LEMM)		x	
<i>Euglena sanguinea</i> (EHRENBERG)	x	x	
<i>Euglena texta</i> (HÜBNER)		x	x

<i>Euglena viridis</i> (EHRENBERG)	X	X	X
<i>Lepocinclis acus</i> (MÜLLER)		X	
<i>Monomorpha pyriformis</i> (EHRENBERG)	X		
<i>Phacus curvicauda</i> (SWIRENKO)	X		
<i>Trachelomonas abrupta</i> var. <i>minor</i> (DEFLANDRE)	X	X	
<i>Trachelomonas bacillifera</i> (PLA YFAIR)	X		
<i>Trachelomonas caudata</i> (EHRENBERG)	X	X	
<i>Trachelomonas cervicula</i> (STOKES)		X	
<i>Trachelomonas</i> cf. <i>conica</i>	X	X	X
<i>Trachelomonas hispida</i> (PERTY)	X		
<i>Trachelomonas hispida</i> var. <i>granulata</i> (PLA YFAIR)		X	
<i>Trachelomonas volvocina</i> (EHRENBERG)		X	
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> (EHRENBERG)	X		
ODD.: Heterokontophyta			
Třída: Bacillariophyceae			
<i>Cymbella</i> sp.	X	X	
<i>Cymbella amphicephala</i> (KÜTZING)	X	X	
<i>Eunotia bilunaris</i> (EHRENBERG)	X	X	X
<i>Gomphonema consector</i> (HOHN, HELLERMANN)			X
<i>Gomphonema johsonii</i> (BAHLS)	X	X	X
<i>Hantzschia amphioxys</i> (EHRENBERG)	X	X	X
<i>Navicula</i> sp.	X		
<i>Navicula trivialis</i> (LANGE-BERTALOT)		X	
<i>Nitzschia</i> sp.	X		
<i>Nitzschia brevissima</i> (VAN HEURCK)			X
<i>Nitzschia palea</i> (KÜTZING)			X
<i>Pinnularia</i> sp.		X	
<i>Pinnularia biceps</i> (GREGORY)		X	
<i>Pinnularia borealis</i> (EHRENBERG)			X
<i>Pinnularia brebissoni</i> (SMITH)	X	X	X
<i>Pinnularia divergens</i> (SMITH)		X	

<i>Pinnularia microstauron</i> (EHRENBERG)		X	X
<i>Pinnularia oblonga</i> (RABENHORST)		X	
<i>Pinnularia saprophila</i> (LANGE-BERTALOT)			X
<i>Pinnularia viridis</i> (NITZSCH)	X	X	X
<i>Tabellaria flocculosa</i> (ROTH)	X		
Třída: Synurophyceae			
<i>Synura</i> sp. 1	X		X
<i>Synura</i> sp. 2	X		
<i>Mallomonas</i> sp.		X	
ODD.: Chlorophyta			
Třída: Chlorophyceae			
<i>Desmodesmus</i> sp. 1	X		X
<i>Desmodesmus quadrispina</i> (CHODAT)			X
<i>Chlamydomonas</i> sp. 1	X	X	
<i>Chlamydomonas</i> cf. <i>stellata</i>		X	
<i>Sorastrum pediatriforme</i> (BOCK)			X
<i>Carteria</i> sp.			X
<i>Stigeoclonium</i> cf. <i>subsecundum</i>	X	X	
<i>Stigeoclonium</i> sp.			X
<i>Oedogonium</i> sp. steril.	X		
ODD.: Ochrophyta			
Třída: Chrysophyceae			
<i>Ochromonas</i> sp.			X
Třída: Xanthophyceae			
<i>Ophiocytium cochleare</i> (BRAUN)			X

5.4 Sezónní dynamika

Následující kapitola je zaměřena na rozbor sezónní dynamiky a v průběhu obou vegetačních sezón 2015 a 2016.

5.4.1 Sezónní dynamika za rok 2015

Sezónní dynamika na žádné z lokalit nebyla nijak výrazná. V průběhu roku byl na lokalitách v Letkově zaznamenán nejčastější výskyt řas z rodu *Trachelomonas*, konkrétně *Trachelomonas volvocina* a *Trachelomonas* cf. *conica*.

Na lokalitě Jezírko byl v březnu, kdy započaly odběry, nejvýznamnější výskyt řas *Trachelomonas volvocinopsis*, *Trachelomonas* cf. *conica*. Dále byly ve vzorku pozorovány dva blíže neurčené druhy rodu *Synura*. Rozsivky také nebyly nijak významné, v lednovém vzorku se objevily pouze dva druhy, *Gomphonema johsonii* a *Eunotia bilunaris*. V dubnu byly v živých preparátech dominantní pouze řasy rodu *Trachelomonas*, naopak ze skupiny Bacillariophyceae byly zaznamenány dva nové druhy, *Tabellaria flocculosa* a *Pinnularia viridis*. S příchodem léta byl pozorován úpadek druhového zastoupení. V období května až července byl zaznamenán občasný výskyt bičíkovců rodů *Cryptomonas* a *Chlamydomonas*. Rozsivky touto dobou vymizely a v trvalých preparátech byla zaznamenána pouze *Eunotia binularis*. V červnu byl zjištěn dříve nepozorovaný zástupce *Trachelomonas hispida*. Koncem září koncentrace fytoplanktonu výrazně vzrostla. Došlo k výraznému přemnožení zástupců skupin Euglenophyceae (*E. sanguinea*, *E. viridis*, *T.* cf. *conica*, *T. volvocinopsis*, *T. caudata*, *T. bacillifera*, *T. abrupta* var. *minor* a dalších), *Peridinium* sp. a blíže neurčitelných kokálních řas (Příloha č. 10 – Obr. A). Skupina Bacillariophyceae nebyla v žádném z dalších měsíců vegetačního období svým kvalitativním či kvantitativním zastoupením nikterak významná.

Druhá lokalita, Tůňka, byla svým druhovým zastoupením velmi podobná předešlé lokalitě. Valnou většinu pozorovaných zástupců čas tvořili zástupci skupiny Euglenophyta. V březnu byly pozorovány druhy *Lepocinclis caua* (Příloha 8 – Obr. A), *Trachelomonas volvocina*, *Trachelomonas conica*, *Trachelomonas hispida* var. *granulata* a blíže neurčení bičíkovci rodů *Cryptomonas* a *Mallomonas*. Z vláknitých řas bylo determinováno pouze *Stigeoclonium* cf. *subsecundum*. Skupina Bacillariophyceae byla

zastoupena především zástupci *Eunotia bilunaris*, *Hantzschia amphioxys* a *Pinnularia biceps*. V dubnových vzorcích byla koncentrace fytoplanktonu stále vysoká. Kromě bičkatých řas z rodů *Cryptomonas* a *Trachelomonas* byly často pozorované druhy *Euglena limnophila* var. *limnophila* a *Chlamydomonas* cf. *stellata*. V průběhu května až října došlo k výraznému úpadku ve výskytu fytoplanktonu, a to jak v kvalitativním, tak také kvantitativním složení. Ve vzorcích byly stále zpozorovatelné druhy *Trachelomonas volvocina* a *Trachelomonas conica*, s občasným výskytem zástupců euglén (*E. viridis*, *E. sanguinea*). Pouze v červnu byla zpozorována vláknitá řasa *Oedogonium* sp. ve sterilním stavu a rozsivky *Navicula trivialis* a *Pinnularia borealis*. V průběhu října začala abundance fytoplanktonu stoupat, ačkoliv druhová diverzita již nebyla tak vysoká jako začátkem roku. Determinováni byli zástupci *Trachelomonas caudata* a *Trachelomonas cervicula*, kteří do té doby pozorováni nebyli. V posledním sledovaném měsíci, listopadu, byla zaznamenána četná palmelová stádia euglenofytních řas a přemnožení druhu *Trachelomonas*. Zástupci Bacillariophyceae byli v trvalých preparátech od září velmi slabě zastoupeni z hlediska kvalitativního složení vzorku i abundance zaznamenaných druhů.

V Chotíkově byla druhová diverzita zajímavější než na předešlých dvou lokalitách. Začátkem sezóny, v březnu, vzorku dominovala Euglenophyta, konkrétně druhy *Monomorphina pyrum*, *Phacus curvicauda*, *Euglena gracilis* a *Trachelomonas* cf. *conica*. Taktéž byla zpozorována četná palmelová stádia euglenofytních zástupců. V tuto dobu by ve vzorku také zaznamenan jediný zástupce Cyanophyceae, *Phormidium formosum*. Dále byly zpozorovány druhy *Ochromonas* sp. a *Ophiocytium cochleare*. Bacillariophyceae tvořily bezvýznamnou složku fytoplanktonu, v trvalém preparátu byla zpozorována pouze *Nitzschia palea* a *Pinnularia brebissonii*. Duben byl charakteristický výskytem stejných druhů jako předešlý měsíc. Navíc byly zpozorovány druhy *Desmodesmus quadrispina* a *Carteria* sp. Květen byl výjimečný tím, že ve vzorku byly zpozorovány heterotrofní zástupci rodu *Euglena*. Taktéž došlo k přemnožení *E. gracilis* a *T. conica*, s občasným výskytem druhu *Synura* sp. S nástupem teplého období nebyl zaznamenaný žádný výrazný úbytek v koncentraci fytoplanktonu. Ve vzorku se vyskytovala četná palmelová stádia krásnooček společně s *Euglena texta* a *Euglena* cf. *clavatus*. Od následujícího měsíce až do konce sezóny na této lokalitě nedocházelo k pravidelným odběrům z důvodu vyschnutí.

5.4.1 Sezónní dynamika za rok 2016

V roce 2016 byla sezónní dynamika v podstatě obdobná jako v předchozím vegetačním období. Na letkovských lokalitách opět dominovali zástupci ze skupiny Euglenophyceae. Znatelná změna byla zpozorována na lokalitě Chotíkov, kde oproti předešlému roku byla zpozorována menší druhová diverzita.

V roce 2016 byly koncem února na lokalitě Jezírko zaznamenány druhy *Trachelomonas volvocinopsis*, *Trachelomonas abrupta* var. *minor*, *Euglena gracilis* a blíže neurčená řasa rodu *Synura*. Ze skupiny Bacillariophyceae byly determinovány druhy *Pinnularia brebissonii*, *Gomphonema johsonii*, pozorován byl i blíže neurčený zástupce *Cymbela* sp. V následujícím měsíci (březen) se druhové zastoupení fytoplanktonu snížilo. Ve vzorcích byli zpozorováni pouze zástupci rodu *Trachelomonas*. V trvalém preparátu byly stále přítomny *Pinnularia brebissoni* a *Gomphonema johsonii*, ale nově byly zaznamenány druhy *Eunotia bilunaris*, *Hantzschia amphioxys* a *Tabelaria flocculosa*. V dubnu byl zpozorován výskyt *Trachelomonas volvocinopsis*, *Trachelomonas conica* a *Trachelomonas abrupta* var. *minor*. Nově byli ve vzorku zjištěni *Euglena sanguinea*, *Cryptomonas* sp. 1 a *Desmodesmus* sp. Květen byl charakteristický četnými zástupci blíže neurčených kokálních řas, pouze občasným výskytem *Trachelomonas conica* a *Euglena sanguinea*. Rozsivky byly nejvýrazněji zastoupeny pouze první tři odběry (únor – duben), od května byly v preparátu občasně pozorovány již výše uvedené druhy, s výjimkou *Nitzschia* sp. V červnu a červenci se fytoplankton nijak neobměnil, pouze byla oproti předchozímu období nově zaznamenána *Trachelomonas hispida*. V srpnu došlo na této lokalitě k přemnožení zástupců rodu *Synura*. Dále byly zpozorovány druhy *Euglena sanguinea*, *Euglena gracilis*, *Trachelomonas volvocinopsis*, *Trachelomonas bacillifera* a *Gymnodinium* sp. V trvalém preparátu byla determinována rozsivka *Cymbella amphicephala*. Zbytek sezóny (září – listopad) byl na počet i abundanci druhů velmi chudý. Ve vzorcích byli po skromnu zjištěni již zmínění zástupci.

Stejně jako v předešlé sezóně byla i v roce 2016 lokalita Tůňka z hlediska sezónního rozvoje společenstev fytoplanktonu velmi podobná Jezírku. V únoru byli zpozorováni zástupci krásnooček *Trachelomonas volvocina*, *Trachelomonas* cf. *conica* a *Lepocinclis acus*. Druhové zastoupení rozsivky bylo začátkem sezóny bohatší. Během rozborů trvalých preparátů byly zjištěny druhy *Eunotia bilunaris*, *Gomphonema johsonii*, *Hantzschia amphioxys*, *Pinnularia viridis* (Příloha 9 – Obr. C) a *Pinnularia* sp. Následující

měsíc (březen) byl výrazně chudší, zpozorována byla pouze *Cryptomonas* sp. 1, *Cryptomonas* sp. 2 a z rozsivek *Pinnularia biceps*, *Pinnularia diversgens* a *Tabelaria flocculosa*. Duben byl druhově významnější. Ve fytoplanktonu byli zaznamenáni bičíkovci *Euglena sanguinea*, *Euglena viridis*, *Synura* sp., *Trachelomonas volvocina* a *Trachelomonas cervicula*. Naopak skupina rozsivek byla od dubna z hlediska kvalitativního a kvantitativního zastoupení velmi chudá, občasné byli v preparátech zjištěni již dříve zaznamenaní zástupci. Odběry v květnu a červnu byly velmi chudé. Ve vzorcích byli zjištěni *Trachelomonas* cf. *conica*, *Synura* sp., *Euglena gracilis* a *Desmodesmus* sp. V srpnu poté došlo k navýšení početnosti fytoplanktonu. Zpozorováni byli dříve nezaznamenané taxony *Gymnodinium* sp., *Trachelomonas conica*, *Cryptomonas* sp. 1 a 2, *Euglena viridis* a *Euglena sanguinea*. Nově byla zpozorována rozsivka *Cymbella amphicephala*. Období mezi zářím a listopadem bylo poté znovu velmi chudé z kvantitativního i kvalitativního hlediska. Objevovaly se pouze již výše zmíněné druhy, jedinou výjimku tvořily rozsivky. V září byl zpozorován druh *Pinnularia borealis*, v říjnu *Pinnularia microstauron* a v listopadu *Navicula* sp.

V Chotíkově byla v únoru pozorována četná palmelová stádia krásnooček, která byla doprovázena bičíkatými řasami *Euglena gracilis* a *Cryptomonas* sp. 2. Rozsivky nebyly výrazně rozmanitější. Zpozorovány byly druhy *Pinnularia divergens*, *Pinnularia borealis* a *Pinnularia brebissonii*. V březnu byly ve vzorcích zaznamenány *Cryptomonas* sp. 3, *Euglena* sp., *Desmodesmus* sp. a *Monomorphina pyrum*. Z Bacillariophyceae byli zaznamenáni *Hantzschia amphioxys* a *Gomphonema johsonii*. V tomto měsíci měsíc vykazovaly nejbohatší druhové zastoupení rozsivky se zástupci *Hantzschia amphioxys*, *Pinnularia borealis*, *Pinnularia brebissonii* a *Nitzschia palea*. V květnu až červenci byl fytoplankton velmi chudý jak z kvantitativního tak i kvalitativního hlediska. Jediným dříve nepozorovaným zástupcem byla *Anabaena* sp. (červen) a *Euglena agilis* (červenec). V srpnu lokalita obdobně jako v předešlém roce vyschnula. Od října až do listopadu byl zaznamenán téměř nulový výskyt fytoplanktonu, jedinou výjimkou byla *Trachelomonas volvocina* a rozsivky *Pinnularia microstauron*, *Pinnularia saprophila*, *Pinnularia viridis* a *Pinnularia brebissonii*.

6 Diskuse

Následující kapitola se soustředí na srovnání chemicko-fyzikálních parametrů na jednotlivých lokalitách a následným srovnáním lokalit mezi sebou. Je zde vyhodnocena i jakost vody a srovnání druhového zastoupení na jednotlivých stanovištích. Poté jsou lokality srovnány s podobnými.

6.1 Chemicko-fyzikální parametry

Naměřené hodnoty teploty povrchové vody se na všech třech lokalitách během vegetačních sezón 2015 a 2016 měnily v závislosti na povětrnostních podmínkách. Změna sledovaných parametrů byla nejvýrazněji pozorována na lokalitě v Chotíkově, která je oproti zbylým dvěma lokalitám podstatně mělčí a leží na přímém slunci. Vlivem vysokých teplot v průběhu léta 2015 tato lokalita začala od května postupně vysychat. V červenci již nebyla na lokalitě žádná voda. Vzhledem k dlouhému období sucha zůstala lokalita po zbytek vegetačního období vyschnutá. Ve vegetační sezóně 2016 došlo také k vyschnutí této lokality, nicméně díky častým dešťům byla tato skutečnost pozorována pouze během srpnového odběru.

Z výsledků měření (Obr 8 a 9, Příloha 6) jsou také patrné rozdílné hodnoty teplot povrchové vody lokalit Tůňka a Jezírko. Hladina lokality Jezírko je oproti Tůňce méně zastíněná okolní vegetací, proto zde docházelo v průběhu obou vegetačních sezón k většímu ohřevu vody vlivem slunečního záření.

Hodnoty pH vlivem fotosyntézy v průběhu dne kolísají (LLOYD et al., 1977). K odběrům proto docházelo pravidelně každý měsíc ve stejný čas, aby se předešlo nepřesnostem v měření. Hodnoty mohou být dále ovlivněny geologickým podložím (VESELÁ, 2007), dále místem, dobou či hloubkou odběru, substrátem a vegetací kolem nádrže i v ní (ŘEHOUNKOVÁ et PRACH, 2006a).

Trend vývoje hodnot pH byl na všech studovaných lokalitách obdobný. Hodnoty pH povrchové vody lokality Jezírko se po celou sezónu 2015 pohybovaly v alkalické oblasti (Obr. 4, Příloha 5). Hodnoty pH v průběhu této sezóny na lokalitě Jezírko vykazovaly dvě maxima (duben a září/říjen). Zvýšení hodnot pH povrchové vody v tomto případě s velkou pravděpodobností souvisí s postupným nárůstem biomasy sinic a řas v nádrži v tomto období. Jejich rozvoj mohl ovlivnit uhličitánovou rovnováhu a způsobit

posun hodnot pH do alkalické oblasti. Obdobný vývoj hodnot byl zaznamenán v roce 2015 na lokalitě Tůňka (Obr. 4, Příloha 5). I zde byla v obdobích maximálních hodnot pH zaznamenána vyšší abundance fytoplanktonu. Na lokalitě Chotíkov byl zpozorován stejný trend vývoje hodnot pH ve sledovaném období jako u předchozích lokalit. Naměřené hodnoty však byly o něco nižší (viz Obr 4, Příloha 5), než u lokalit u Letkova. Toto je s největší pravděpodobností důsledkem odlišného podloží lomu v Chotíkově. Na základě geologické stavby má kaolinický pískovec kyselý charakter. Vzhledem k pouze krátkému záznamu vývoje řasových společenstev není možné potvrdit, zda mohl být vývoj hodnot pH ovlivněn rozvojem fytoplanktonu, jak tomu bylo u lokalit u Letkova.

Ve vegetační sezóně 2016 měl vývoj hodnot pH povrchové vody opět obdobný charakter u obou lokalit u Letkova (Jezírko, Tůňka). Na lokalitě Jezírko byla zjištěna dvě maxima hodnot pH (březen a červen-srpen) za vegetační období. Pokles hodnot byl zaznamenán v květnu. Sledované letní maximum hodnot pH odpovídá pozorovanému přemnožení zástupců krásnooček (*Euglena sanguinea*, *Trachelomonas volvocina*, *T. cf. conica*) a bičíkovce *Synura* sp. Přemnožené druhy tak s největší pravděpodobností ovlivňovaly uhličitánovou rovnováhu ve vodním sloupci a způsobily zvýšení hodnot pH. Březnové maximum rozvoje avšak s rozvojem fytoplanktonu ovlivněno být nemohlo. Rozvoj řasové mikroflóry v tomto období byl relativně malý. Na lokalitě Tůňka byla pozorována podobná období maximálních hodnot pH jako u lokality Jezírko (březen, červenec). Rozvoj mikroflóry v letních měsících zde byl však odlišný. Vyšší hodnoty pH v březnu měly pravděpodobně spojitost s přemnožením bičíkovců *Trachelomonas volvocinopsis*, *T. hispida* var. *granulata* a *Cryptomonas* sp. 1 a 2. V létě však bylo množství, ale i druhová pestrost řas na lokalitě nízké a tak nemohlo vést ke zvýšení hodnot pH. Obdobně jako u předchozí lokality mohly hodnoty pH ovlivňovat faktory jako například hloubka a doba odběru, zastínění lokality, místo odběru, apod. V lomu v Chotíkově byly hodnoty pH povrchové vody opět nižší ve srovnání s lokalitami poblíž Letkova (viz Obr. 4, Příloha 5). Vzhledem k pouze částečným výsledkům rozvoje fytoplanktonu není zcela jasné, jakou měrou byl vývoj hodnot pH povrchové vody ovlivněn jejich rozvojem. I v tomto roce byly zaznamenané hodnoty pH nižší oproti hodnotám zjištěným na lokalitách Jezírko a Tůňka. To jen podporuje tvrzení, že nižší hodnoty pH lomu u Chotíkova jsou odvozeny od typu podloží lokality. Svůj podíl na změně hodnot pH v roce 2016 mohlo mít pozorované hnojení nedalekých zemědělských ploch.

Hodnoty konduktivity byly pro obě sezóny rozdílné. V roce 2015 byl trend vývoje hodnot na obou lokalitách v Letkově obdobný, k výkyvu směrem k vyšším hodnotám došlo pouze v září (lokalita Tůňka) a částečně v listopadu (lokalita Jezírko). V průběhu sezóny byly sledovány faktory, které by mohly vést k ovlivnění hodnot konduktivity. Během letních měsíců byly zaznamenány vyšší teploty vzduchu a docházelo k průběžnému mírnému vysychání obou lokalit, avšak z grafu (Obr. 6) není v průběhu tohoto období patrný nárůst hodnot vodivosti v důsledku vysychání a tedy možnosti zahuštění obsahu nádrže. Proto vysychání nádrží s největší pravděpodobností hodnoty konduktivity příliš neovlivnilo. Jak uvádí LANGHAMMER (2002) hodnoty vodivosti poukazují na míru antropogenní zátěže. Množství iontů ve vodě znečišťující látky zvyšují. Dalším faktorem, který by tak mohl mít vliv na vodivost na lokalitě Tůňka, by mohl být přítok, kterým je nádrž zásobena. Voda, která sem přitéká, však pochází z nedalekého rašeliniště, odkud není předpoklad přítoku znečišťujících látek a tedy navýšení hodnot konduktivity. Důvod krátkodobého zvýšení konduktivity na těchto dvou lokalitách tedy není zřejmý a nebyl zaznamenán. Naměřené hodnoty vodivosti bohužel poukazují na možné znečištění, z hodnot samotných však zdroj znečištění nelze detekovat LANGHAMMER (2002). Lokalita Chotíkov je výrazně ovlivňována srážkami, které kromě hodnot pH výrazně ovlivňují i hodnoty konduktivity (splachy z okolních polí, naředění obsahu nádrže apod.). V období poklesu hodnot konduktivity byly zaznamenány deště. Změna hodnot vodivosti (pokles či zvýšení) tak s největší pravděpodobností závisela na intenzitě srážek ve sledovaném období (od letních měsíců měření nebylo prováděno z důvodu vyschnutí nádrže).

Druhou vegetační sezónu byl pozorován odlišný vývoj hodnot vodivosti oproti roku 2015 (Obr. 7, Příloha 7). V únoru byly naměřené hodnoty velmi nízké, ale tuto skutečnost není možné porovnat s předešlým rokem, kde odběry započaly až v břenu. Nicméně vzhledem k velmi nízkým hodnotám v březnu 2015 se dá předpokládat, že byly hodnoty na počátku obou vegetačních období podobné. V období únor – červen došlo na lokalitě Jezírko ke značnému nárůstu hodnot (Příloha 7), které poté začaly postupně klesat. Na lokalitě Tůňka dosáhla vodivost v průběhu sezóny prvního maxima hodnot v květnu, další nárůst hodnot byl pozorován v září. Tak jako v předešlém období ze zaznamenaných informací bohužel není zřejmý konkrétní činitel, který nárůst hodnot vodivosti způsobil. Oproti sezóně 2015 byly srážky četnější, avšak nemohou vysvětlit rozdílný trend křivek vývoje vodivosti u nádrží u Letkova. Chotíkov byl stejně jako předešlý rok ovlivněn vysycháním vzhledem k tomu, že je ze všech lokalit nejmělkčí. Díky častým přeháňkám

však došlo k úplnému vyschnutí pouze na přechodnou dobu a to v srpnu. Vývoj hodnot konduktivity je na této lokalitě značně závislý na množství srážek. Lokalita je s největší pravděpodobností sycena pouze srážkovou vodou. Vysoké hodnoty vodivosti naměřené v červnu a září tak s velkou pravděpodobností souvisí s nízkou hladinou vody v nádrži oproti běžnému stavu, resp. relativně velkým zahuštěním obsahu vodní nádrže při nízkém stavu vody. Pokles hodnot v červenci (oproti vysokým červnovým hodnotám) je s největší pravděpodobností spjat se srážkami, které byly v tomto období zaznamenané. Patrně mohlo dojít k naředění obsahu vysychající nádrže v období června a tedy ke snížení hodnot vodivosti v červenci.

Množství fytoplanktonu je ovlivňováno přítomností zooplanktonu, avšak ani na jedné z lokalit nebyl výskyt zooplanktonu dostatečně hojný na to, aby ovlivnil produkci fytoplanktonu. Většina zaznamenaných taxonů (*Euglena sanguinea*, *Mallomonas* sp., *Synura* sp., *Trachelomonas volvocina*) jsou organismy, které se proti požití mohou bránit různými trny či výběžky, které činí tyto organismy obtížně popíratelnými pro zooplankton (DODSON, 1974).

V průběhu vegetační sezóny 2015 byly na lokalitě Jezírko pozorovány ve vývoji zooplanktonu dvě maxima (červen/červenec – říjen/listopad). Na lokalitě byly v tuto dobu pozorovány blíže neurčitelné kokální řasy (Příloha 10 – Obr. A), které by mohly být pro zooplankton vhodným zdrojem obživy. Co se týče lokality Tůňka, zde k maximu v četnosti zooplanktonu nastalo pouze v dubnu, kdy byla četnost fytoplanktonu vyšší. Avšak pozorované druhy nejsou pro zooplankton dobře požitelné. Vzhledem k tomu, že se zooplankton na lokalitě vyskytoval, ačkoliv v menším zastoupení, je možné, že se zde vyskytovaly zástupci, kteří se živí jiným zdrojem potravy. Některé skupiny zooplanktonu mají řasy jako hlavní složku potravy, nicméně dokážou přežít i díky požitím bakterií či jiných drobnějších prvků (SÝKOROVÁ, 2010). Na lokalitě v Chotíkově nebylo možné v tomto roce určit vývoj zooplanktonu vůči fytoplanktonu vzhledem k vyschnutí lokality.

V sezóně 2016 byl trend vývoje zooplanktonu na lokalitě Jezírko a Tůňka obdobný s předchozí sezónou. Co se týče lokality Chotíkov, zde bylo maximum zooplanktonu pozorováno v květnu. Na lokalitě však v té době nedošlo k výraznému přemnožení fytoplanktonu, proto lze předpokládat, že v době odběru již nebyly pozorovatelné požitelné druhy, popřípadě měl zooplankton jiný druh obživy než je fytoplankton. Jedním z pozorovaných zástupců zooplanktonu byl jedinec ze skupiny Cladocera. Tito jedinci se živí filtrací i predací, ale v době nedostatku potravy dokážou uzpůsobit svůj filtrační aparát

tak, že pozmění velikosti filtračních ok. Díky tomu jsou schopni filtrovat podstatně rychleji (LAMPERT et BRENDELBERGER, 1996).

6.2 Jakost vody sledovaných nádrží

Abychom byli schopni s jistotou určit trofii vody, bylo by vhodné zpracovat kompletní chemické analýzy, které ani na jedné ze sledovaných lokalit prováděny nebyly. Nicméně jednotlivé skupiny řas a sinic se rozlišují svými ekologickými preferencemi. Řasové organismy je možné rozřadit do skupin, které se vyskytují prakticky všude (např. rod *Chlamydomonas*), ty, které jsou specifické pro určité prostředí. Tyto druhy mají jasně definované environmentální podmínky, jako je například pH, přítomnost živin (od eutrofních po oligotrofní), koncentrace vápníku, slanost a pohybového potenciálu vody (BELLINGER et SIGEE, 2015).

Dle RAWSONA (1956), který se zabýval studiem řas jako bioindikátorů, charakterizují zástupci z rodů a skupin *Dinobryon*, *Chlorophyceae*, *Tabellaria* a *Synedra* oligotrofní typy vod. Naopak zástupci rodů *Anabaena*, *Microcystis*, *Fragilaria* a *Melosira* jsou indikátory eutrofních vod. Naopak BELLINGER et SIGEE (2015) řadí obecně *Chlorophyta* mezi zástupce eutrofních a mezotrofních vod, které velmi často tvoří vodní květy. Zdůrazňuje však, že se ekologické podmínky liší v závislosti na individuálních jedincích. Do stojatých a mělkých nádrží, jako jsou výše studované lokality v této práci, řadí převážně zástupce rodů *Oedogonium*, *Scenedesmus* a *Chlamydomonas*. Naopak např. WOŁOWSKI et HINDÁK (2005), se zabývají spíše charakteristikou stanovišť jednotlivých druhů.

Lokalita Jezírko měla v průběhu obou vegetačních sezón své stálé zástupce. Nejhojněji zastoupenými druhy byly *Trachelomonas volvocina* a *Trachelomonas* cf. *conica*, které bylo možné vidět v každém odebraném vzorku. Občasně došlo k výskytu i jiných druhů z této skupiny. Dle RAWSONA (1956) jsou oligotrofní vody význačné velkým počtem rozdílných druhů a přítomností zástupce *Tabellaria flocculosa*. Tuto skutečnost potvrzují i autoři determinační literatury, KRAMMER et LANGE-BERTALOT (1991a) a LANGE-BERTALOT et KRAMMER (2000). Na základě této charakteristiky by mohla být tato lokalita vyhodnocena jako oligotrofní. BELLINGER et SIGEE (2010) zmiňují, že krásnoočka jsou jednou ze skupin řas, které se velmi dobře adaptují na dané prostředí

nehledě na trofii. Často se vyskytují právě v mělkých jezerech či rybnících. Autoři dále uvádějí, že v oligotrofních vodách slouží jako bioindikátor oligotrofní i řasy ze skupiny Chrysophyceae. Na lokalitě byli nalezeni zástupci rodu *Mallomonas* i *Synura*.

Druhá lokalita, Tůňka, na tom byla obdobně. Nejdominantnější byla také skupina Euglenophyta, s nejčastějším výskytem *Trachelomonas* cf. *conica* a *Trachelomonas volvocina*. Zástupce *Trachelomonas volvocina* a *Trachelomonas conica* jsou dle výzkumu DANILOV et EKELUND (2001) taktéž bioindikátory oligotrofních vod. Naopak občasný výskyt zástupců rodu *Chlamydomonas* by dle BELLINGER et SIGEE (2015) naznačoval spíše mezotrofní stanoviště. Oligotrofii této lokality podporuje občasný výskyt zástupce rodu *Mallomonas* (BELLINGER et SIGEE, 2010).

Chotíkovská lokalita během první sezóny v roce 2015 svým druhovým zastoupením naznačovala spíše mezotrofní charakter stanoviště a to díky častému výskytu *Desmodesmus* sp., který spadá do skupiny Chlorophyta. Tuto skupinu BELLINGER et SIGEE (2015) označují jako představitele mezotrofních stanovišť. Výjimku tvoří například Moueotika, kterou autoři řadí mezi zástupce, kteří se vyskytují spíše v kyselém prostředí. Tato řasa však na lokalitě nebyla pozorována. Nicméně po vyschnutí a obnovení vodního zdroje v roce 2016 se ve vzorcích objevovala zástupci, kteří dle RAWSON (1956), KRAMMER et LANGE-BERTALOT (1991a) a DANILOV et EKELUND (2001) naznačují oligotrofní vody (*Tabellaria flocculosa*). Další nalezení zástupci nejsou determinační literaturou (KRAMMER et LANGE-BERTALOT, 1991a; KRAMMER et LANGE-BERTALOT, 1991b; KRAMMER et LANGE-BERTALOT, 1997a; KRAMMER et LANGE-BERTALOT, 1997b; LANGE-BERTALOT et KRAMMER, 2000; HINDÁK, 2008) definováni jako bioindikátory konkrétního typu prostředí.

6.3 Porovnání sledovaných lokalit

Obecně lze říci, že lokality v Letkově jsou podstatně stářejší než Chotíkovská lokalita. Hlavním důvodem je vysychání Chotíkovské lokality, které znamenalo zastoupení fytoplanktonu i ostatních skupin řas či sinic v jednotlivých sezónách. Sezónní dynamika lokalit v Letkově si byla v průběhu obou vegetačních sezón velmi podobná. Lokality se nacházejí nedaleko od sebe a mají velmi podobné podmínky. Obě leží v lese, částečně zakryté stromy, z části je vodní hladina dostupná dennímu osvětlení. Lokalita Jezírko

je však o něco hlubší, což ovlivňovalo hlavně naměřené hodnoty teplot. Vzhledem k tomu, že obě lokality leží v lese a v blízkosti nejsou žádná pole využívaná k zemědělství, můžeme předpokládat, že odebrané vzorky nebyly poznamenány hnojením.

Na obou lokalitách v průběhu vegetačních sezón bylo pozorováno několik dominantních zástupců. Pro obě lokality byl zaznamenán společný, blíže neurčený druh *Trachelomonas cf. conica*. Tato řasa odpovídala definicí dle WOŁOWSKI et HINDÁK (2005), pouze velikostně byla menší než udávají autoři. V letních měsících poté na obou lokalitách v průběhu obou vegetačních sezón došlo k významnému přemnožení zástupců *Euglena sanguinea*. Během roku 2015 a 2016 byla pro lokalitu Letkov také dominantní řasa *Trachelomonas volvocinopsis*, zatímco pro lokalitu Tůňka řasa *Trachelomonas volvocina*.

Naopak lokalita v Chotíkově se od výše zmíněných lokalit lišila. Lokalita leží uprostřed polí a není zakrytá okolní vegetací. Proto na ni během letních měsíců dopadá přímé slunce, což způsobilo během obou vegetačních sezón postupné až úplně vyschnutí. Vegetační sezóna 2015 byla oproti následujícímu roku druhově výrazně bohatší. Zpozorováni byli např. *Monomorphina pyrum*, *Phacus curvicauda* a *Ochromonas* sp., kteří následující rok již nebyli pozorováni. V červenci 2015 však došlo k úplnému vyschnutí této lokality, proto výzkum nemohl pokračovat až do obnovení vodních zdrojů, ke kterému došlo v průběhu zimních měsíců. V roce 2016 byly pozorování hlavně zástupci rodu *Euglena* a ubylo druhové diverzity. Ani v jedné sezóně nebyl žádný konkrétní druh výrazně dominantní.

Při srovnání čistě druhového zastoupení jednotlivých lokalit byly počty nalezených řas velmi podobné. Na lokalitě Jezírko bylo nalezeno 30 taxonů, na lokalitě Tůňka 33 taxonů a na lokalitě Chotíkov 29 taxonů.

6.4 Srovnání sledovaných lokalit s podobnými lokalitami v ČR i zahraničí

Jak je zmíněno již v rešerši práce, existuje jen velmi málo výzkumů, které jsou zaměřeny na podobné typy lokalit. Podobnosti se dají nalézt mezi lokalitou Tůňka a stanovišti studovanými KOČÁRKOVOU et al. (2004), DŘÍMALOVOU (2011) a POPELKOVOU (2014), nicméně lokalita v Chotíkově je velmi specifická svým umístěním i mělkostí, a floristické studie algologického zaměření u podobných lokalit nebyly zaznamenány. Lokality s podobným podložím studovala POPELKOVÁ (2014), ačkoliv to byly charakterem tůně. Ohledně lokality Jezírko se dá pouze spekulovat, vzhledem k tomu že lokalita spíše

připomíná zahradní nádrže než menší jezera, na které autoři často zaměřují svou pozornost (např. HICKMAN et PENN, 1977; FONCESA et BICUNDO, 2007; CELEWICZ-GOLDYNA et KUCZYŃSKA-KIPPEN, 2008; KOZAK et KOWALCZEWSKA-MADURA, 2009).

Studiem stanovišť, která se podobají lokalitě Tůňka, se zabývaly KOČÁRKOVÁ et al. (2004). Tůně se nacházejí v Litovelském Pomoraví nedaleko Olomouce. Autorky se soustředily čistě na druhový soupis fytoplanktonu na studovaných lokalitách (Kolečko a Pontonová). Shody z hlediska řasové diverzity bychom mohli najít v některých pozorovaných rodech, ve výjimečných případech byly pozorovány shodné druhy. Pro obě lokality Litovelského Pomoraví byli významní zástupci Cryptophyta, Euglenophyta, Dinophyta, Chlamydomphyceae a Bacillariophyceae. Celkem bylo zaznamenáno 123 taxonů (88 na lokalitě Kolečko, 85 na lokalitě Pontonová). Podobnost Tůňky s lokalitou Kolečko je v přítomnosti zástupců rodu *Cryptomonas* (na lokalitě Kolečko byly zaznamenány druhy *C. curvata*, *C. marssonii*, *C. reflexa*), dále pak byly shodně zaznamenány rody *Chlamydomonas*, *Pinnularia* a druh *Trachelomonas hispida*. Naopak na lokalitě Pontonová byl pozorován zástupce *Trachelomonas volvocinopsis* a taktéž zástupci z rodu *Cryptomonas*. Lokality studované KOČÁRKOVOU et al. (2004) byly na fytoplankton sice bohatší, ale rodové zastoupení bylo velmi podobné. Mezi druhy, které nebyly pozorovány na lokalitě Tůňka, patří například *Hydrodictyon reticulatum*, který byl výrazně zastoupen na obou studovaných lokalitách Litovelského Pomoraví.

HINDÁK et HINDÁKOVÁ (2010) se taktéž zabývali studiem řas a sinic v malé eutrofní vodní nádrži v Modre. V práci zaznamenali 44 druhů cyabonakterií a 102 druhů řas. Je tedy patrné, že lokalita se od výše studovaných lišila hlavně výraznou přítomností sinic, která je dána eutrofizací. Výrazně zastoupena zde byla skupina Bacillariophyceae, zde však lze pozorovat pouze jedinou podobnost v zaznamenání *Nitzschia palea*, a to s lokalitou v Chotíkově. Co se týče ostatních skupin, jediná podobnost s výše uvedenými lokalitami je výskyt zástupců z rodu *Cryptomonas* a *Chlamydomonas*.

Pro lokality Jezírko a Tůňka studovaných v této práci byly charakterističtí zástupci z rodu *Trachelomonas* a *Euglena*. Je možné předpokládat, že jsou to charakterističtí zástupci mělkých vodních nádrží. Tuto skutečnost podporují kromě výzkumů zmíněných výše například i práce autorek KOČÁRKOVÉ et POULÍČKOVÉ (2001), které v tůních různého charakteru (lesní, luční aj.) pozorovaly krásnoočka. Pro všechny zkoumané lokality bylo charakteristické vysoké zastoupení této skupiny.

HETEŠA et al. (2012) také pozorovali druhové složení různých typů tůní. Uvádí, že pro lesní tůně jsou charakterističtí zástupci rodů *Cryptomonas*, *Trachelomonas* a *Euglena*, kteří byli pozorováni i na lokalitě Tůňka. Lze tedy předpokládat, že jsou to běžní zástupci obdobných lokalit. Autoři dále pozorovali pokryv vodní hladiny různými druhy okřehek, což se znovu shoduje s lokalitou Tůňka. Na té byl pozorován *Lemna minor* (okřehek menší). Dle autora je pro lesní tůně typický i výskyt makrofyt (např. *Phalaroides*, *Typha*), ty však na lokalitě Tůňka nebyly pozorovány. Autor se také věnuje složení fytoplanktonu průtočných systémů, resp. vzájemně propojených lesních tůní. Na fytoplankton jsou bohatší a převažují zde bičíkatí zástupci. Tento typ lokalit se nejvíce podobá svým druhovým zastoupením lokalitě Tůňka, která je živena přítokem z nedalekého rašeliniště.

Stanoviště studované KOZAK et KOWALCZEWSKA-MADURA (2009) se podobala především lokalitě Jezírko. Autorky studovaly mělká jezera na území Polska, ale našly zde odlišné druhy jako například *Coleastrum reticulatum* či *Scenedesmus ellipticus*. Druhy rodů *Trachelomonas* či *Euglena* ve své práci nezmiňují. Na dvou ze studovaných lokalit však autorky pozorovaly výskyt *Cryptomonas marssonii* a *Cryptomonas ovata*. Nedá se však s jistotou prohlásit, že rod *Cryptomonas* patří mezi charakteristické zástupce mělkých nádrží, vzhledem k tomu, že zástupci jsou kosmopolitně charakterističtí pro jarní fytoplankton (ARVOLA, 1986). Rozdílnosti mezi studovanými lokalitami a mezi lokalitou Jezírko je možné vysvětlit odlišným podložím, což nelze nijak blíže určit, protože autoři ve své práci neuvádějí chemicko-fyzikální parametry vody (KOZAK et KOWALCZEWSKA-MADURA, 2009).

Výzkum POPELKOVÉ (2014) je velmi zajímavý tím, že se druhový soupis výrazně liší, ačkoliv charakter lokalit, které autorka studovala, se velmi podobá lokalitě v Chotíkově a v Letkově (Tůňka). Zaznamenáni byli taktéž zástupci z rodu *Euglena*, např. *Euglena gracilis*, *Euglena viridis* a *Monomorphina pyrum*, které se vyskytovaly na lokalitách studovaných POPELKOVOU (2014) i ve výsledcích této práce. Nicméně POPELKOVÁ (2014) poté zaznamenala mnoho dalších zástupců Euglenophyta (*E. ehrenbergii*, *E. sociabilis*, *Lepocinclis ovum*, *Phacus alatus*, atd.), kteří v chotíkovském lomu pozorováni nebyli. Shodně byli zaznamenáni i zástupci rodů *Mallomonas* a *Synura*. Odlišnosti byly dále znatelné v zastoupení Bacillariophyceae, které byly ve studii autorky hojně zastoupeny a jen pár zástupců bylo shodných s lokalitami studovanými v této práci (*Eunotia bilunaris*, *Pinnularia borealis*, *Tabellaria flocculosa*).

Na lokalitách Jezírko a Tůňka byly velmi často pozorováni blíže neurčitelní zástupci rodu *Cryptomonas* (Příloha 10 – Obr B). Výskyt těchto taxonů v nádržích mělkého charakteru podporují také CELEWICZ-GOLDYNA et KUCZYŃSKA-KIPPEN (2008). Autorky sledovaly závislost druhů na přítomnosti makrofyt. Zástupce skrytěnek našly v oblasti nádrže obrostlé *Potamogeton pectinatus* (rdes hřebenitý). Přítomnost rodu *Cryptomonas* na lokalitách mělkého typu zaznamenala i POPELKOVÁ (2014), HINDÁK et HINDÁKOVÁ (2010), KOČÁRKOVÁ et al. (2004) a FONCESA et BICUNDO (2007). Můžeme tedy usuzovat, že skrytěnky podobně jako krásnoočka patří mezi zástupce charakteristické pro mělké vodní nádrže.

Lokalita v Chotíkově se od ostatních dvou studovaných lokalit (Jezírko, Tůňka) odlišuje hlavně svým podložím. Studie lomů se převážně zaměřují spíše na hlubší či větší pískovcové jámy, proto informací o podobných lokalitách není mnoho. Dle HETEŠA et al. (2012) jsou pískoviště dolíky vzniklé převážně povrchovou těžbou. Jejich fytoplankton je zpravidla velmi chudý vlivem nedostatku živin. Tyto lokality jsou závislé na srážkách (popřípadě na přítoku). Pískoviště, které však vzniklo usazováním (nikoliv těžbou) studoval GARNIER et BENEST (1990). Autoři se soustředili na vztah mezi fytoplanktonem a bakterioplanktonem. Nicméně podobně jako na lokalitě Chotíkov pozorovali dvě maxima fytoplanktonu (jaro a červenec). Třída Cryptophyceae zde tvořila významné zastoupení fytoplanktonu. TAVERNINI et al. (2009) se soustředili na lomy vzniklé těžbou písku. Lokality byly zásobeny podzemní vodou a těžba započala v roce 2002 a v době zkoumání fytoplanktonu (2005 a 2006) stále probíhala. Lomy byly výrazně bohatší na druhovou diverzitu než na lokalitě Chotíkov, která je oproti oběma lokalitám výrazně menší. Další vliv mohlo mít právě zásobení podzemní vodou, zatímco Chotíkov je pravděpodobně závislý čistě na srážkách. Významný faktor v rozdílnosti druhové diverzity hraje i poloha lokalit. Chotíkov leží v mírném pásu, zatímco lokality studované TAVERNINI et al. (2009) leží na rozhraní mírného a subtropického pásu. Většina řas je schopná rychlejšího růstu při vyšších teplotách. Klíčovým je rozmezí 25-35 °C. Při 25 °C většina řas začíná rychleji růst, ale hranice 35° je pro většinu řas smrtelná (BUTTERWICK et al., 2005).

Mnoho mělkých nádrží, o jejichž algologické mikroflóře máme dostupné informace, jsou eutrofního charakteru (BENNION, 1994; PERROW, 1997; SHEFFER et GEEST, 2006; FONCESA et BICUNDO, 2007). Při srovnání výsledků těchto prací s výsledky rozborů lokalit Jezírko, Tůňka a Chotíkov je patrné, že trofický stav lokality má na složení mikroflóry zásadní vliv. Nejvýznamnějším znakem je hojná přítomnost zástupců skupiny

Cyanophyceae (rody *Microcystis*, *Planktothrix*). Co se týče druhového soupisu, bývá na eutrofních lokalitách výrazně bohatší oproti mělkým oligotrofním nádržím, pro které jsou typické převážně bičíkovci.

7 Závěr

Cílem této práce bylo zaznamenat biodiverzitu řasové a sinicové mikroflóry a chemicko-fyzikální parametry tří mělkých nádrží nedaleko města Plzeň. V průběhu dvouletého průzkumu (2015 – 2016) bylo na všech třech lokalitách nalezeno celkem 108 taxonů sinic a řas. Na lokalitě Jezírko bylo pozorováno 30 taxonů, na lokalitě Tůňka 33 taxonů a na lokalitě v Chotíkově 29 taxonů.

Na lokalitě Jezírko převažovaly v průběhu obou vegetačních sezón zástupci skupiny Euglenophyceae. Na lokalitě Tůňka v průběhu vegetační sezóny 2015 převažovaly také Euglenophyceae, ale v průběhu vegetačního období 2016 již převládaly Bacillariophyceae. Na lokalitě v Chotíkově převažovaly v průběhu obou sezón Bacillariophyceae.

Z hlediska trofie vody se všechny tři lokality řadí mezi oligotrofní až mírně mezotrofní. Vzhledem k tomu, že se jedná o značně malé a mělké lokality, není ani jedna z nich nijak využívána k rekreačním účelům, proto kvalita vody není přímo ovlivněna přítomností lidí.

Na žádné z těchto lokalit v minulých letech neprobíhal algologický výzkum, nebylo tedy možné naměřené hodnoty a soupis druhů porovnat s předchozími daty. Navíc publikace přinášející informace o řasové diverzitě podobných typů lokalit jsou výjimečné. Bakalářská práce tedy přináší nové informace o složení řasové mikroflóry na zajímavých, dosud málo studovaných lokalitách.

8 Resumé

Tato bakalářská práce se zabývá algologickým průzkumem mělkých nádrží v okolí Plzně, konkrétně nedaleko Letkova a Chotíkova. Cílem práce bylo zaznamenat druhovou diverzitu řas a sinic, sledování chemicko-fyzikálních parametrů povrchové vody v mělkých nádržích a zaznamenání sezónní dynamiky ve studovaných lokalitách. Druhový soupis i s naměřenými hodnotami je součástí práce. Výsledky poté byly srovnány se studii podobných lokalit v České republice i v zahraničí.

Klíčová slova: biodiverzita, mělká jezera, pískovcové lomy, řasy, sinice

This bachelor's thesis deals with the algological survey of shallow reservoirs near Pilsen. The aim of this study was to map a cyanobacterial and algal species diversity, monitoring of chemical-physical variables of surface water and to observe algal Gross seasonal dynamics. The list of found species and recorded variables values are part of the thesis. The results were compared with the studies of simile localities in the Czech Republic and abroad.

Key words: algae, biodiversity, Cyanobacteria, sand-pit lake, shallow lake

9 Literatura

- ARVOLA, L. 1986. Spring fytoplankton of 54 small lakes in southern Finland. *Hydrobiologia* 137, 125–134.
- BELLINGER, E. et SIGEE, D. 2010. *Freshwater algae: Identification and use as bioindicators*. Willey-Blackwell, 271 s. Manchester.
- BELLINGER, E. et SIGEE, D. 2015. *Freshwater algae: Identification, enumeration and use as bioindicators*. Willey-Blackwell, 268 s. Manchester.
- BENNION, H. 1994. A diatom-phosphorus transfer function for shallow, eutrophic ponds in southeast England. *Hydrobiologia* 275/276, 391–410.
- BLÁHOVÁ, V. 2011. *Techniky izolace a kultivace lišejníkových fotobiontů*. MS, Bakalářská práce, Masarykova univerzita v Brně, 1–39. Brno.
- BROCK, T. 1973. Lower pH limit for the existence of blue-green algae: evolutionary and ecological implications. *Science* 179, 480–483.
- BUTTERWICK, C., HEANEY, S.I. et TALLING, J.F. 2005. Diversity in the influence of temperature on the growth rates of freshwater algae, and its ecological relevance. *Freshwater Biology* 50, 291–300.
- CAHOVÁ, T. 2017. *Variabilita řasových společenstev v Růženině lomu – rozsivky jako bioindikátory ekologického stavu vod v průběhu roku*. MS, Bakalářská práce, Masarykova univerzita v Brně, 1–70. Brno.
- CARMICHAEL, W.W. 1992. Cyanobacteria secondary metabolites – the cyanotoxins. *Journal of Applied Bacteriology* 72, 445–459.
- CARMICHAEL, W.W., AZEVEDO, S.D.F.O., AN, J.S., MOLICA, R.J.R., JOCHIMSEN, E.M., LAU, S., RINEHART, K.L., SHAW, G.R. et EAGLESHAM, G.K. 2001. Human fatalities from Cyanobacteria: Chemical and biological evidence for cyanotoxins. *Environmental Health Perspectives* 109, 663–668.
- CELEWICZ-GOLDYNA et KUCZYŃSKA-KIPPEN, N. 2008. Spatial distribution of phytoplankton communities in small water body. *Botanika – Steciana* 12, 15–21.
- ČERVENKOVÁ, T. 2015. *Vliv environmentálních faktorů na diverzitu lišejníkových fotobiontů*. MS, Bakalářská práce, Univerzita Karlova v Praze, 1–38. Praha.
- COESEL, F.M. et MEESTERS, K.J. 2007. *Desmids of the lowlands: Mesotaeniaceae and Desmidiaceae of the european lowlands*. KNNV Publishing, 351 s. Zeist.

- DANIL, R.A. et EKELUND, N.G.A. 2001. Phytoplankton communities at different depths in two eutrophic and two oligotrophic temperate lakes at higher latitude during the period of ice cover. *Acta Protozoologica* 40, 197–201.
- DEMBROWSKA, E. 2008. Phytoplankton of shallow lakes in the Iławskie lake district. *Limnological Papers* 3, 19–31.
- DEMBROWSKA, E. 2011. Cyanobacterial blooms in shallow lakes of the Iławskie Lake District. *Gagarina* 9, 87–100.
- DODSON, S.I. 1974. Adaptive chase in plankton morphology in response to size-selective predation: A new hypothesis of cyclomorphosis. *Limnology and Oceanography* 19(5), 721–729.
- DŘÍMALOVÁ, J. 2011. *Řasová flóra Rozsečského rašeliniště u Kunštátu*. MS, Bakalářská práce, Masarykova univerzita v Brně, 1–54. Brno.
- EDMONDSON, W.T. 1970. Phosphorus, nitrogen and algae in Lake Washington after diversion of sewage. *Science* 169, 690–691.
- ETTL, H., GERLOFF, J., HEYNING, H. et MOLLENHAUER, D. 1985. *Chrysophyceae und Haptophyceae, Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Gustav Fischer Verlag, 515 s. Jena.
- ETTL, H., GERLOFF, J., HEYNING, H. et MOLLENHAUER, D. 1983. *Chlorophyta 1 : Phytomonadina, Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Gustav Fischer Verlag, 807 s. Stuttgart.
- EVANS, J.H. 1958. The survival of freshwater algae during dry periods: Part I. An investigation of five small ponds. *Journal of Ecology* 46, 149–168.
- FONSECA, B.M. et BICUDO C.E. 2007. Phytoplankton seasonal variation in shallow stratified eutrophic reservoir (Carcas pond, Brazil). *Hydrobiologia* 600, 267–282.
- FRITSCH, F.E. 1935. *The Structure and Reproduction of the Algae*. Cambridge university Press, 791 s. Cambridge.
- GARNIER, J. et BENEST, D. 1990. Seasonal coupling between phyto and bacterioplankton in a sand pit lake (Créteil lake, France). *Hydrobiologia* 287, 71–77.
- GEOLOGY.CZ. ©2003-2012. Geologické lokality: Malesická skála [online]. [cit. 2017-06-17]. Dostupné z www: <http://lokality.geology.cz/989>
- GOLUBIC, S. et SEONG-JOO, L. 1999. Early cyanobacterial fossil record: preservativ, palaeoenvironments and identification. *European Journal of Phycology* 34, 339–348.

- GRAY, D.W., LEWIS, L.A. et CARDON, Z.G. 2007. Photosynthetic recovery following desiccation of desert green algae (Chlorophyta) and their aquatic relatives. *Plant, cell and environment* 30, 1240–1255.
- HAVRÁNKOVÁ, M. 2014. *Sinice a řasy zatopených lomů v okolí Štěnovic*. MS, Bakalářská práce, Západočeská univerzita v Plzni, 1–76. Plzeň.
- HETEŠA, J., MARVAN, P., SKÁCELOVÁ, O. et KOPP, R. 2012. *Řasy a sinice mokřadů dolního Podýjí*. Folia Forestalia Bohemica. 168 s. Kostelec nad Černými lesy.
- HINDÁK, F. 2008. *Atlas of Cyanophytes*. Veda, 253 s. Bratislava.
- HINDÁK, F. et HINDÁKOVÁ A. 2010. Cyanobaktérie a riasy malej eutrofnej vodnej nádrže v Modre. *Bulletin Slovenskej Botanickéj Spoločnosti* 32(2), 1–7.
- HINDÁK, F., CYRUS, Z., MARVAN, P., JAVORNICKY, P., KOMÁREK, J., Ettl, H., ROSA, K., SLÁDEČKOVÁ, A., POPOVSKÝ, J., PUNČOCHÁŘOVÁ, M. et LHOTSKÝ, O. 1978. *Sladkovodné riasy*. SPN, 724 s. Bratislava.
- HINDÁKOVÁ, A. et HINDÁK, F. 2014. Mikroflóra siníc a rias pieskoviskových jazier Mláky při Sekuliach na Záhorí (západné Slovensko). *Bulletin Slovenskej Botanickéj Spoločnosti* 36 (2), 135–143.
- HOLZINGER, A. et KARSTEN, U. 2013. Desiccation stress and tolerance in green algae: Consequences for ultrastructure, physiological, and molecular mechanisms. *Frontiers in Plant Science* 4, 327.
- HOLZINGER, A., RODELA, M.Y. et LUTZ, C. 2009. The vegetative arctic freshwater green alga *Zygnema* is insensitive to experimental UV exposure. *Micron* 40, 831–838.
- JOHN, D.M. et WILLIAMSON, D.B. 2009. *A practical guide to the Desmids of the west of Ireland*. Martin Ryan Institute, National University of Ireland, 196. Galway.
- KALCHEV, R.K., BESHKOVA, M.B., TSVETKOVA, R.L. et BOTEV, I.S. 2000. Phytoplankton composition and structure of three sand-pit lakes at different stages of their successional development. *Phytologia balcanica* 6(1), 199–131.
- KALINA, T. et VÁŇA, J. 2005. *Sinice, řasy, houby, mechorosty a podobné organismy v současné biologii*. Karolinum, 308 s. Praha.
- KAUFNEROVÁ, V. 2006. *Řasová flora zatopených lomů na Poběžovicku*. MS, Diplomová práce, Západočeská univerzita v Plzni, 1–60. Plzeň.
- KLOUČEK, V. et VAVEROVÁ, I. 2005. Lake restoration: Rekultivace eutrofizovaných nádrží metodou srážení fosforu hlinitými solemi. *Vodní hospodářství*, 97–98.

- KOČÁRKOVÁ, A. et POULÍČKOVÁ, A. 2001. Druhové spektrum čas v planktonu tůní Litovelského Pomoraví. *Czech Phycology* 1, 37–44.
- KOČÁRKOVÁ, A., POULÍČKOVÁ A. et LELKOVÁ, E. 2004. Phytoplankton ecology of two foodplain pools near Olomouc. *Czech phycology* 4, 111–121.
- KOZAK, A. et KOWALCZEWSKA-MADURA, K. 2009. Pelagic fytoplankton of shallow lakes. *Polish journal of Environmental studies* 19, 593–597.
- KRAMMER, R. et LANGE-BERTALOT, H. 1991a. *Bacillariophyceae, 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Gustav Fisher Verlag, 576 s. Stuttgart – Jena.
- KRAMMER, R. et LANGE-BERTALOT, H. 1991b. *Bacillariophyceae, 4. Teil: Achnantheaceae, Kritische Ergänzungen zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema. Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Gustav Fisher Verlag, 436 s. Stuttgart – Jena.
- KRAMMER, R. et LANGE-BERTALOT, H. 1997a. *Bacillariophyceae, 1. Teil: Naviculaceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Gustav Fisher Verlag, 876 s. Stuttgart – Jena.
- KRAMMER, R. et LANGE-BERTALOT, H. 1997b. *Bacillariophyceae, 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Gustav Fisher Verlag, 610 s. Stuttgart – Jena.
- LAMPERT, W. et BRENDELBERGER, H. 1996. Strategies of phenotypic low-food adaptation in *Daphnia*: Filter screens, mesh sizes, and appendage beat rates. *Limnology and Oceanography* 41(2), 216–223.
- LANGE-BERTALOT, H. et KRAMMER, K. 2000. *Diatoms of Europe, Vol. 1: The genus Pinnularia*. A.R.G. Gantner Verlag K. G., 703 s. Ruggell.
- LANGE-BERTALOT, H. et KRAMMER, K. 2002. *Diatoms of Europe, Vol. 3: Cymbella*. A.R.G. Gantner Verlag K. G., 584 s. Ruggell.
- LANGHAMMER, J. 2002. Kvalita povrchových vod a jejich ochrana. [online]. [cit. 2017-06-21]. Dostupné z www:
https://web.natur.cuni.cz/~langhamr/lectures/wq/skripta/skriptaWQ_2009_web.pdf
- LAVOIE, I., VNCENT, W.F., PIENITZ, R. et PAINCHAUD, J. 2004. Benthic algae as bioindicators of agricultural pollution in the stress and rivers of southern Québec (Canada). *Aquatic Ecosystem Health and Management* 7, 43–58.
- LELLÁK, J. et KUBÍČEK, F. 1992. *Hydrobiologie*. Karolinum, 257 s. Praha.
- LESSER, M.P., MAZEL, CH.H., GORBUNOV, M.Y et FALKOWSKI, P.G. 2004. Discovery of symbiotic nitrogen-fixing cyanobacteria in corals. *Science* 305, 997–1000.

- LLOYD, N., CANVIN D. et CULVER D. 1977. Photosynthesis and Photorespiration in Algae. *Plant physiology* 59, 936–940.
- MAPY.CZ, ©2017a. [online]. [cit. 2017-06-17]. Dostupné z [www: https://mapy.cz/zakladni?x=13.3266001&y=49.7391718&z=12&source=pubt&id=15207366&q=Letkov](https://mapy.cz/zakladni?x=13.3266001&y=49.7391718&z=12&source=pubt&id=15207366&q=Letkov)
- MAPY.CZ, ©2017b. [online]. [cit. 2017-06-17]. Dostupné z [www: https://mapy.cz/letecka?x=13.3266001&y=49.7391718&z=12&source=pubt&id=15207366&q=Letkov](https://mapy.cz/letecka?x=13.3266001&y=49.7391718&z=12&source=pubt&id=15207366&q=Letkov)
- MEEKS, J.C., ELHAI, J., THIEL, T., POTTS, M., LARIMER, F., LAMERDIN, J., PREDKI, P. et ATLAS, R. 2001. An overview of the genome of *Nostoc punctiforme*, a multicellular symbiotic cyanobacterium. *Photosynthesis research* 70, 85–106.
- NOLČOVÁ, L. 2013. *Řasová společenstva zatopených lomů v okolí Štěnovic*. MS, Bakalářská práce, Západočeská univerzita v Plzni, 1–62. Plzeň.
- PASZTALENIEC, A. et PONIEWOZIK, M. 2010. Phytoplankton based assessment of the ecological status of four shallow lakes (Eastern Poland) according to Water Framework Directive – a comparison of approaches. *Limnologica* 40, 251–259.
- PERETYATKO, A., TEISSIER, S., BACKER, S.D. et TRIEST, L. 2010. Assessment of the risk of cyanobacterial bloom occurrence in urban ponds: probabilistic approach. *Limnologica* 46, 121–133.
- PERROW, M.R., MEIJER, M.L., DAWIDOWICZ, P. et COOPS, H. 1997. Biomanipulation in shallow lakes: state of the art. *Hydrobiologia* 342/343, 355–365.
- POPELKOVÁ, M. 2014. *Řasová společenstva mělkých vodních nádrží v okolí Jindřichova Hradce*. MS, Bakalářská práce, Západočeská univerzita v Plzni, 1–79. Plzeň.
- POPOVSKÝ, J. et PFIESTER, L.A. 1990. Dinophyceae (Dinoflagellida). Süßwasserflora von Mitteleuropa. – *Gustav Fisher Verlag*, 272 s. Stuttgart – Jena.
- RAWSON, D.S. 1956. Algal indicators of trophic lake types. *Limnology and Oceanography* 1, 18–25.
- ŘEHOUNKOVÁ, K. et PRACH, K. 2006. Spontaneous vegetation succession in disused gravel-sand pits: Role of local site and landscape factors. *Journal of Vegetation Science* 17(5), 583–590.
- RINEHART, L.K., NAMIKOSHI, M. et CHOI, B.W. 1994. Structure and biosynthesis of toxins from blue-green algae (cyanobacteria). *Journal of Applied Phycology* 6, 159–176.

- SCHEFFER, M. et GEEST, J. 2006. Small habitat size and isolation can promote species richness: second-order effect on biodiversity in shallow lakes and ponds. *Oikos* 112(1), 227–231.
- SMITH, G.M. 1938. *Cryptogamic botany, Vol. 1: Algae and fungi*. McGraw-Hill book company, 545 s. New York and London.
- SVOBODOVÁ, I. 2008. *Řasová a sinicová flóra v zatopených lomech na Skutečsku*. MS, Bakalářská práce, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, 1–57, České Budějovice.
- SÝKOROVÁ, V. 2010. *Vliv kvality potravy na růst a přežívání sladkovodního zooplanktonu*. MS, Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy v Praze, 1–35, Praha.
- TAVERNINI, S., NIZZOLI, D., ROSSETTI, G. et VIAROLI, P. 2009. Trophic state and seasonal dynamics of fytoplankton communities in two sand-pit lakes at different successional stages. *Journal of Limnology* 68(2), 217–228.
- TEISSIER, S., BACKER, S., PERETYATKO, A. et TRIEST, L. 2011. Strength of fytoplankton-nutrient relationship: evidence from 13 biomanipulated ponds. *Hydrobiologia* 689, 147–159.
- VALEŠOVÁ, E. 2015. Biodiverzita sinic a čas zatopených lomů v okolí Stoda. MS, Bakalářská práce, Západočeská univerzita v Plzni, 1–76. Plzeň.
- VANČUROVÁ, L. 2012. *Diverzita fotobiontů ve stélkách lišejníků rodu Stereocaulon (Lecanoromycetes, Ascomycota)*. MS, Diplomová práce, Univerzita Karlova v Praze, 1–72. Praha.
- VESELÁ, J. 2007. *Ekologie a rozšíření sinic a řas malých vodních toků v NP České Švýcarsko*. MS, Diplomová práce, Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy v Praze, 1–86. Praha.
- WEST, G.S. et FRITSCH, F.E. 1927. *A treatise on the british freshwater algae in which are included all the pigmented protophyta hitherto found in british freshwaters*. Cambridge university press. 555 s. Cambridge.
- WHITTON, B.A. et MARTYN, G.K. 1995. Use of algae and other plants for monitoring rivers. *Australian Journal of Ecology* 20, 45–56.
- WOLOWSKI, K. et HINDÁK, F. 2005. *Atlas of Euglenophytes*. Veda, 136 s. Bratislava.
- ZAVŘELOVÁ, K. 2017. *Řasová flóra Maršovského jezírka na Brněnsku*. MS, Bakalářská práce, Masarykova univerzita v Brně, 1–59. Brno.

Přílohy

Příloha 1 Fotodokumentace lokality Chotíkov

Příloha 2 Fotodokumentace lokality Tůňka

Příloha 3 Fotodokumentace lokality Jezírko

Příloha 4 Vyobrazení odběrových míst

Příloha 5 Hodnoty pH povrchové vody naměřené ve vegetačním období roků 2015 a 2016

Příloha 6 Hodnoty teploty povrchové vody naměřené ve vegetačním období roků 2015 a 2016

Příloha 7 Hodnoty konduktivity povrchové vody naměřené ve vegetačním období roků 2015 a 2016

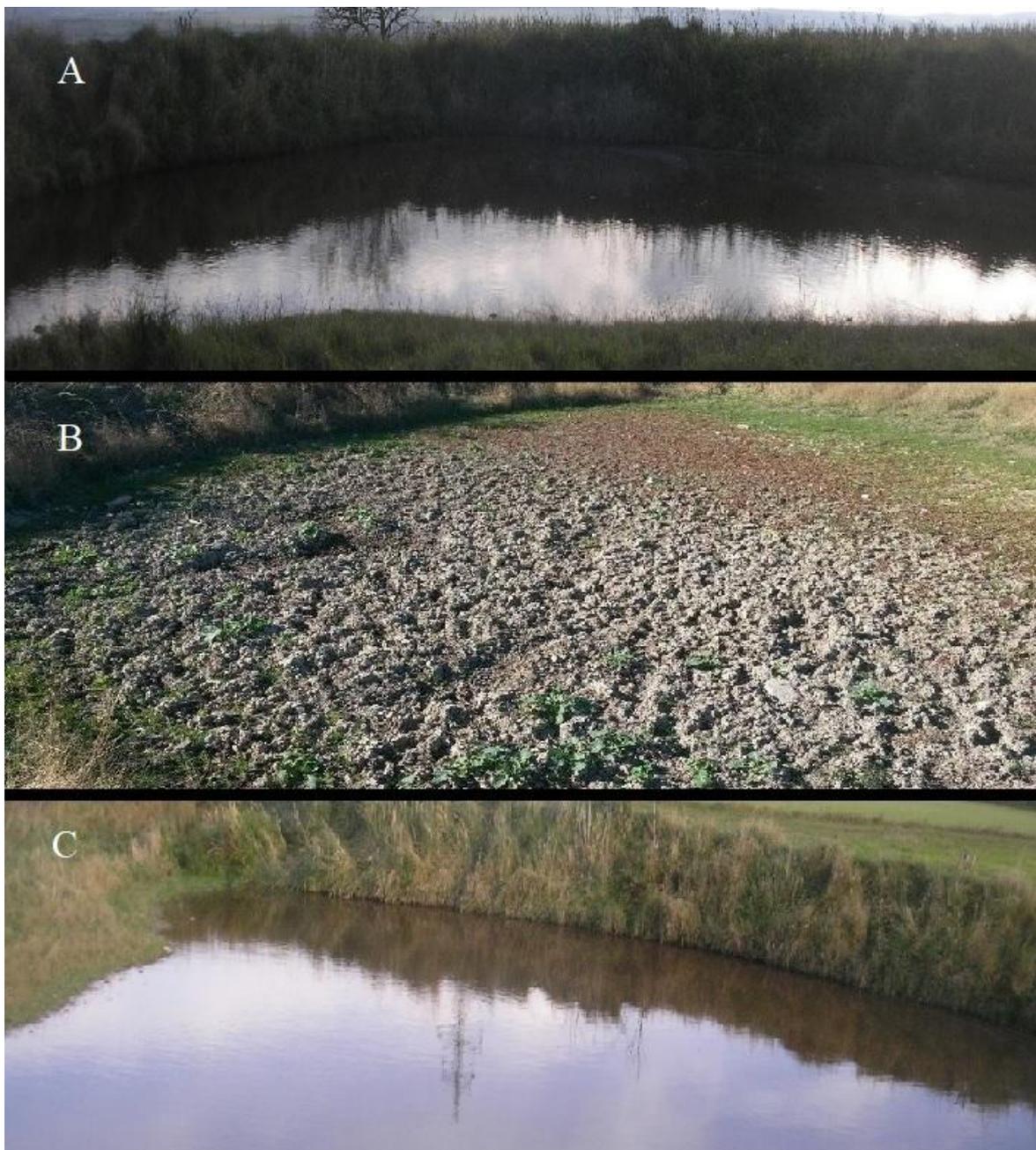
Příloha 8 Fotodokumentace vybraných druhů krásnooček

Příloha 9 Fotodokumentace vybraných druhů rozsivek

Příloha 10 Fotodokumentace problematicky determinovaných druhů

Přílohy

Příloha 1 Fotodokumentace lokality Chotíkov (A – zatopený lom v Chotíkově, foceno březen 2015; B – vyschnutá lokalita v období letních měsíců, foceno v srpnu 2016; C – zatopený lom v Chotíkově, foceno květen 2016)



Příloha 2 Fotodokumentace lokality Tůňka (A – lokalita Tůňka v Letkově, foceno duben 2015)



Příloha 3 Fotodokumentace lokality Jezírko (A, B – fotodokumentace lokality pořízena v červnu 2015; C – fotodokumentace pořízena během odběru v červenci 2016)



Příloha 4 Vyobrazení odběrových míst (značena červeným kroužkem), upraveno podle MAPY.CZ, s. r. o. (2017b)



Obr. A: Lokalita Choťkov



Obr. B: Lokalita Tůňka, Letkov



Obr. C: Lokalita Jezirko, Letkov

Příloha 5 Hodnoty pH povrchové vody naměřené ve vegetačním období roků 2015 a 2016
(x – vynechání měření z důvodu vyschnutí lokality)

Sezóna	Jezírko		Tuňka		Chotíkov	
	2015	2016	2015	2016	2015	2016
Únor		8,99		8,66		8,13
Březen	7,68	9,49	7,79	9,39	6,58	8,19
Duben	8,9	8,37	8,6	8,33	7,38	7,22
Květen	8,11	7,84	8,12	7,67	7,33	6,76
Červen	8,42	9,52	7,2	9,07	6,41	7,99
Červenec	8,03	9,37	7,35	9,39	x	8,31
Srpen	9,65	9,71	9,02	8,85	x	x
Září	9,88	9,01	9,37	8,83	x	8,47
Říjen	10,05	9,18	9,15	8,48	x	9,19
Listopad	9,84	9,54	9,57	9,45	x	9,11

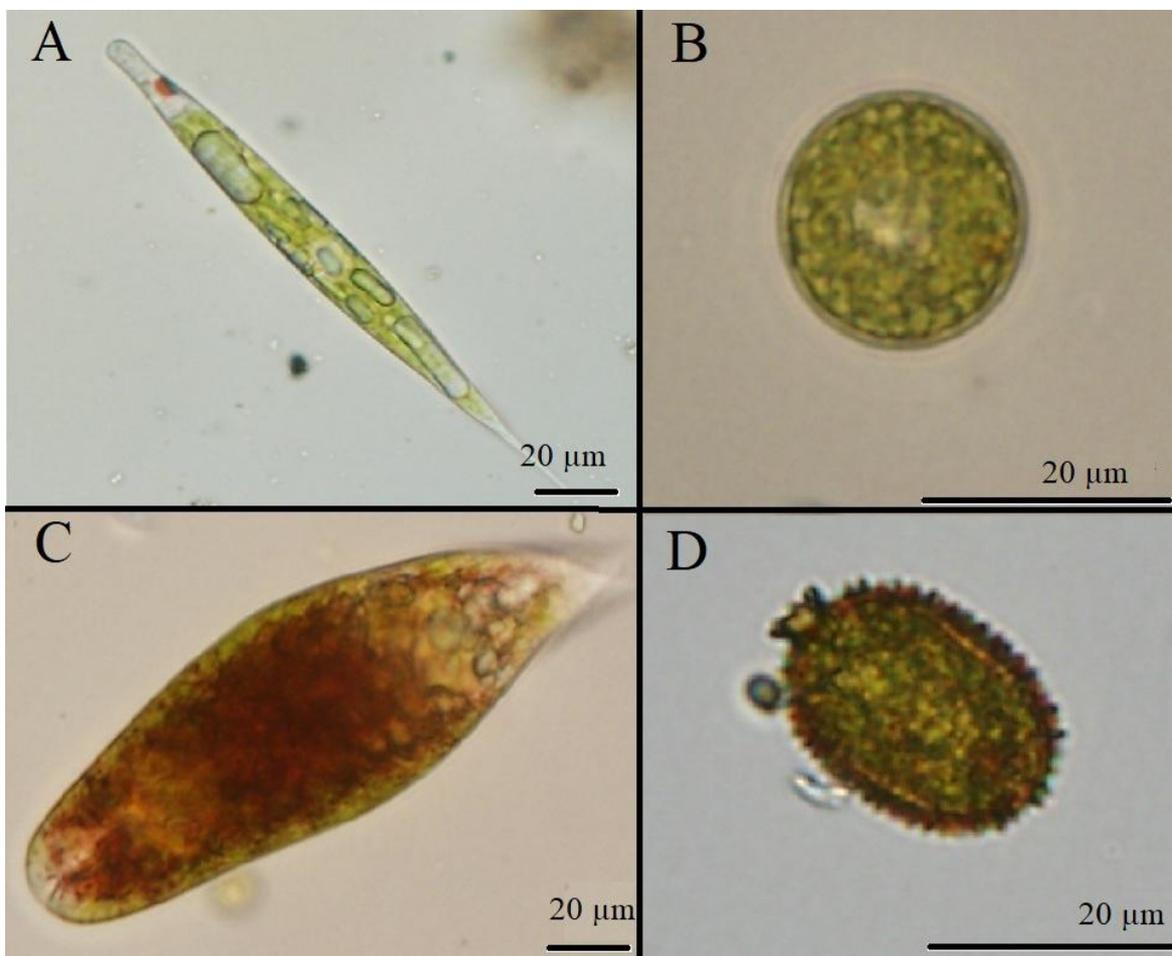
Příloha 6 Hodnoty teploty povrchové vody naměřené ve vegetačním období roků 2015 a 2016 (x – vynechání měření z důvodu vyschnutí lokality)

Sezóna	Jezírko		Tuňka		Chotíkov	
	2015	2016	2015	2016	2015	2016
Únor		6,6		6,8		9,4
Březen	6,7	6,9	5,7	6,5	7,8	8,4
Duben	17,9	11,4	13,5	8,35	19,1	11,5
Květen	18,9	18,3	15,1	16,6	21,8	17,6
Červen	23,3	18,5	20,4	17,1	34,1	22,5
Červenec	23,9	23,3	19,7	20	x	27,6
Srpen	22,1	23,5	20,8	20,7	x	x
Září	14	16,7	12,9	14,2	x	20,2
Říjen	10,1	10,7	7,9	8,8	x	9,5
Listopad	12,7	6,9	11,1	5,7	x	4,9

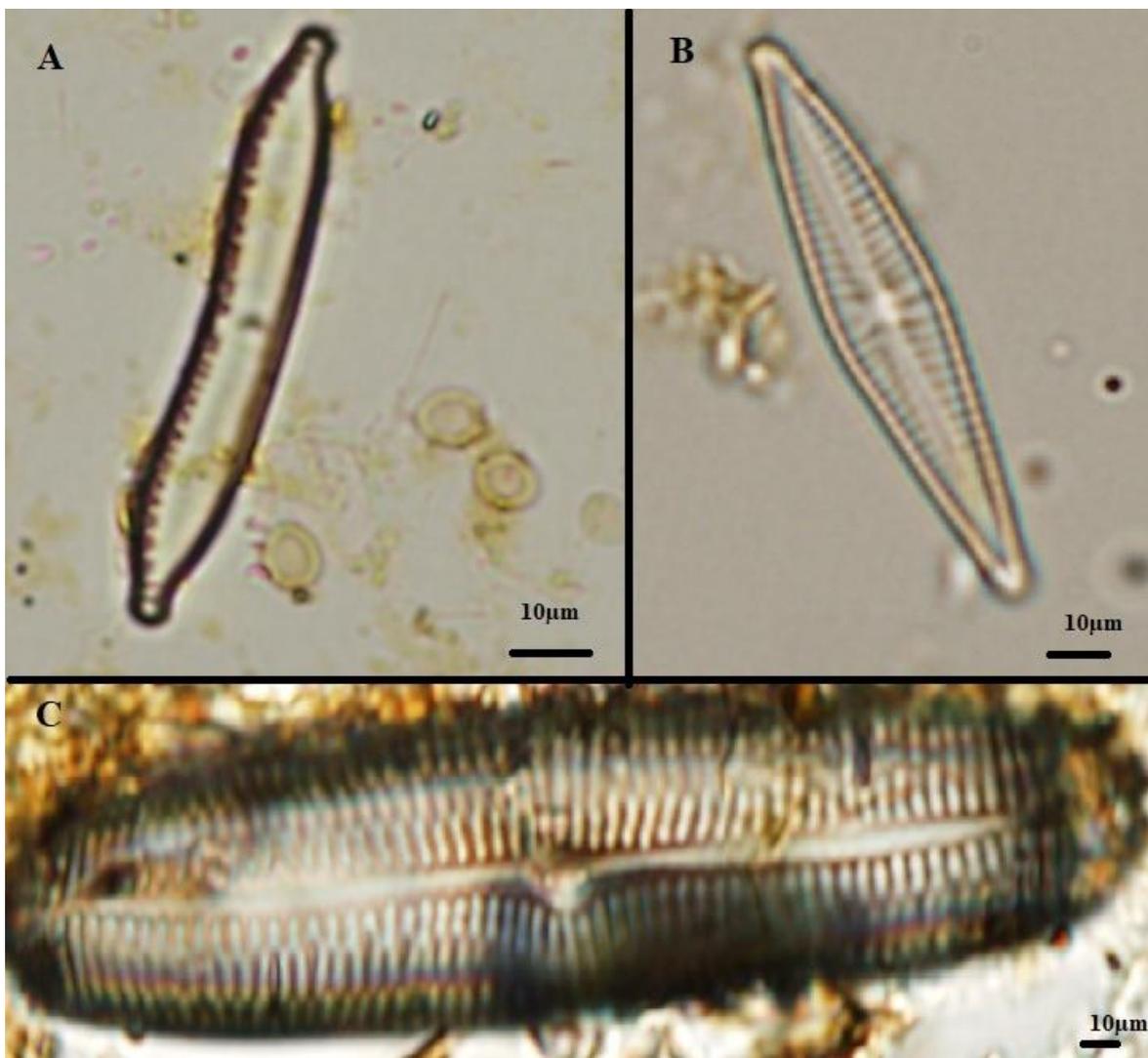
Příloha 7 Hodnoty konduktivity povrchové vody naměřené ve vegetačním období roků 2015 a 2016 (x – vynechání měření z důvodu vyschnutí lokality)

sezóna	Jezírko		Tuňka		Chotíkov	
	2015	2016	2015	2016	2015	2016
únor		126		242		1616
březen	69,9	758	158	248	196	1405
duben	72,1	831	165	212	2097	1356
květen	134	880	190	1411	1531	2309
červen	114	999	186	361	2804	3985
červenec	269	556	324	178	x	1344
srpen	234	476	470	639	x	x
září	293	379	1004	1144	x	3256
říjen	131	413	359	228	x	952
listopad	571	537	366	498	x	864

Příloha 8 Fotodokumentace vybraných zástupců Euglenophyta (A – *Lepocinclis acus* (MÜLLER), B – *Trachelomonas volvocinopsis* (EHRENBERG), C – *Euglena sanguinea* (EHRENBERG), D – *Trachelomonas bacillifera* (PLAYFAIR))



Příloha 9 Fotodokumentace vybraných druhů rozsivek (A - *Hantzschia amphioxys* (EHRENBERG), B – *Gomphonema johsonii* (BAHLS), C – *Pinnularia viridis*(NITZSCH))



Příloha 10 Fotodokumentace problematicky determinovaných druhů (A – blíže neurčitelné kokální řasy, B – zástupce rodu *Cryptomonas*, C – blíže neurčitelné kokální řasy, D – klíčící zelená vláknitá řasa)

