

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

ŘASOVÁ SPOLEČENSTVA MĚLKÝCH VODNÍCH NÁDRŽÍ
DIPLOMOVÁ PRÁCE

Bc. Kateřina Kulková
Učitelství pro 2. stupeň ZŠ, obor Bi-Fy

Vedoucí práce: Mgr. Veronika Cholevová

Plzeň 2019

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

V Plzni, dne

.....
Kateřina Kulková

Poděkování

Ráda bych poděkovala svému manželovi za neochvějnou podporu a trpělivost, kterou projevil, když mě vozil na všechny odběry, kde mnohdy musel poměrně dlouho čekat, nebo se se mnou brodit bahnem. Zároveň děkuji i jeho rodičům a své babičce za důvěru v průběhu celého studia.

V neposlední řadě bych ráda zmínila svou vedoucí, paní Veroniku Cholevovou, bez které by tato práce nemohla vzniknout. Její cenné rady, odbornost a dobrá nálada mi zpříjemnily nejen psaní této práce, ale i celé studium. Zároveň bych ráda poděkovala doktorce Choholouškové za pomoc s určením jedné z mokřadních rostlin.

Obsah

1 Úvod	6
1.1 Cíle výzkumu.....	6
1 Literární rešerše.....	7
2.1 Mělké vodní nádrže	7
2.2 Periodicky vysychající nádrže	9
2.3 Typy nádrží.....	10
2.4 Nádrže, které se využívají k rekreaci.....	14
3 Charakteristika lokalit.....	17
3.1 Chotíkovská lokalita.....	17
3.2 Tuňka nedaleko Letkova	18
3.3 Jezírko nedaleko Letkova	18
3.4 Lobezké lokality	18
4 Metodika.....	20
4.1 Terénní a laboratorní práce.....	20
4.2 Determinační literatura	21
5 Výsledky.....	22
5.1 Hodnoty pH povrchové vody	22
5.2 Teplota povrchové vody	23
5.3 Konduktivita povrchové vody	23
5.4 Druhové zastoupení sledovaných lokalit a sezónní dynamika	24
5.5 Zooplankton.....	31
6 Diskuze	32
6.1 Srovnání chemicko-fyzikálních parametrů.....	32
6.2 Srovnání sezónní dynamiky a druhového zastoupení sledovaných lokalit	36
6.3 Srovnání sledovaných lokalit s předešlými výzkumy	38
6.4 Blíže neurčené taxony	42
6.5 Jakost vody sledovaných nádrží	43
7 Závěr.....	45
8 Resumé	46
9 Literatura	47

1 Úvod

Řasová algoflóra mělkých vodních nádrží je tématem, kterému se mnozí algologové vyhýbají, ačkoliv se jedná lokality, které lze najít po celém světě. Díky nízké druhové diverzitě a abundanci fytoplanktonu nepůsobí vysoce atraktivně. Pokud nejsou využívány lidmi jako zdroj vody či k rekreaci, jsou často přehlíženy. Ačkoliv se mnozí autoři zabývali tzv. mělkými stanovišti a jakostí jejich vody (např. RAWSON, 1965; SCHELSKE et STOERMER, 1971; MOSS, 1990; SHEFFER et al., 1993; ASAEDA et BON, 1997; NIXDORF et DENEKE, 1997; SHEFFER, 2004; IBELINGS et al., 2007), pokud na jejich studie pohlédneme blíže, jedná se zpravidla o lokality, které dosahují hloubky několika metrů. Dalšími atraktivními mělkými lokalitami mohou být tůň (COLE, 1966; GRAY, 1988; COLLINSON et al., 1994; WILLIAMS, 1997; KOČÁRKOVÁ et POULÍČKOVÁ, 2001; POPELKOVÁ, 2014), které můžeme nalézt i v chráněných oblastech. Ty pro některé autory mohou být zajímavé díky svému postupnému vysychání. Nejčastěji se však algologické studie zabývají zkoumáním hlubších jezer (CARNEY, 1982; STRAILE, 2000; KRUTÍLKOVÁ, 2008; TAVERNINI et al., 2009; HETEŠA et al., 2012; HINDÁKOVÁ et HINDÁK, 2014;) či zatopených lomů (na území ČR byly na jejich studium zaměřeny zejména bakalářské a diplomové práce např. KOČVARA, 2008; SVOBODOVÁ, 2009; NOLČOVÁ, 2013; HAVRÁNKOVÁ, 2014; VALEŠOVÁ, 2015, CAHOVÁ, 2017).

Tato práce se věnuje rozboru výsledků algologických a chemicko-fyzikálních parametrů zaznamenaných v průběhu jediné vegetační sezóny roku 2018 v mělkých vodních nádržích v okolí města Plzeň. Jedná se o rozmanité typy nádrží, které byly vybrány pro odlišnost jejich charakteru. Mezi studovanými lokalitami nalezneme mělký lom, ve kterém se kdysi těžil kaolonický pískovec, tůňi nedaleko rašeliniště, jezírko u lesní chaty, ale i lokality, které byly vyhloubeny nově v nedávné době a využívají se k rekreaci. V souvislosti s rekreací se tato práce okrajově věnuje i rozvoji vodního květu a nebezpečnosti sinic.

1.1 Cíle výzkumu

Cílem této práce bylo vypracovat druhový soupis společenstev sinic a řas studovaných lokalit, sledovat chemicko-fyzikální parametry povrchové vody, zaznamenat vývoj sezónní dynamiky mikroflóry a následně analyzovat a vyhodnotit získaná data.

1 Literární rešerše

Tato práce předkládá informace o rozvoji řasové mikroflóry sedmi vodních nádrží, z nichž tři byly v letech 2015 až 2016 zmapovány JÁROVOU (2017). Sledované nádrže jsou převážně mělkého charakteru, s prvky periodického vysychání, a proto se následující kapitola zabývá obecným charakterem obdobných nádrží. Studie pojednávající o algoflóře obdobných lokalit byly shrnuty v bakalářské práci (JÁROVÁ, 2017), na kterou tato práce navazuje.

2.1 Mělké vodní nádrže

Mělké vodní nádrže je možné nalézt po celém území České Republiky. Společné je pro ně štěrkovité či písčité dno, které může být překryto vrstvou organogenního bahna. Největší výzvě tyto lokality čelí v letních měsících, kdy je jejich biotop vážně ohrožen kolísáním vodního sloupce a změnou dynamiky (CHYTRÝ et al., 2010).

Jezera, která se dají charakterizovat jaké mělké nádrže, jsou ve světě častější než jezera hluboká. Pro lidi mají velký význam. Zajišťují výživu, pitnou vodu, transport či slouží jako rekreační prvky (PADISÁK et REYNOLDS, 2003). Tyto typy lokalit mohou velmi snadno změnit svou rovnováhu. Během krátké doby, kdy je voda průhledná, může rychle dojít k fázi, kdy lokalitě dominuje fytoplankton. Toto chování vysvětluje teorie alternativní a stabilní rovnováhy, kdy dochází ke změnám mezi ekologickými stavy. Patří to k meziročnímu a dlouhodobému vývoji dané lokality a úzce to souvisí se změnou hladiny živin, vody a interferencí ze strany lidí (SHEFFER et al., 1993). Na stejné lokalitě mohou současně nastat různé typy rovnováhy. V zátocích mohou dominovat makrofyta, zatímco v hlavní části jezera dochází eutrofizaci a výskytu vodního květu (DOKULIL et TREBUNER, 2003).

V těchto typech nádrží velmi záleží na obsahu živin. Pokud je jich nedostatek, mají makrofyta velmi často malý vliv na vývoj řasové a sinicové mikroflóry, vzhledem k tomu, že je jejich růst omezen pouze na břehy. Rostliny jsou pouze drobné, či zcela chybí. Čím větším množstvím živin daná nádrž disponuje, tím pravděpodobněji uvidíme hustší porost cévnatých rostlin. Nedochozí tedy pouze k přemnožení řas a sinic v následku nadměrného množství živin (SHEFFER, 2004). Navíc i makrofyta mohou ovlivnit fyzikální i chemické vlastnosti vodního sloupce, převážně hladinu kyslíku, oxidu uhličitého, amoniaku, pH vody i teplotu. Díky své struktuře dokáží rostliny přeměnit energii ze slunečního záření

v jinou. Populace makrofyt i mikrofyt tuto energii nepřeměňují pouze procesem fotosyntézy, ale vyrábějí z ní také teplo. Rostliny, které rostou mimo vodu, tuto energii využívají převážně k evaporaci a transportu produktů transpirace skrz vodivá pletiva, avšak vodní rostliny touto energií zahřívají okolní vodu (DALE et GILLESPIE, 1977). V takovýchto případech musí být vegetace kontrolována, jinak dochází k eutrofizaci vodní nádrže, která se může projevit například vodním květem (SHEFFER, 2004). Problémy s eutrofizací mělkých vodních nádrží jsou často cílem mnoha studií (SCHELSKE et STOERMER, 1971; MOSS, 1990; ASAEDA et BON, 1997; SHEFFER, 2004; IBELINGS et al., 2007). I když v těchto nádržích omezíme přísun živin a pokusíme se o jejich vyčištění, málokdy se dokáží vrátit do svého původního stádia (SHEFFER et al., 1993).

Podle některých autorů jsou tedy dva typy mělkých vodních nádrží. První typ je bez živin a s nedostatkem makrofyt. Voda má v tomto případě dobrou kvalitu. V druhém typu dochází k přemnožení fytoplanktonu a přehnané eutrofizaci (BLINDOW et al., 1993). Dle SHEFFERA (2004) jsou tyto typy vodních nádrží ovlivňovány nejen živinami a ponořenými makrofyty, zákalem, ale i rybami. Ať už druhy, které se živí jinými rybami, nebo těmi, co se živí fytoplanktonem či fytobentosem.

Dle SHEFFERA et al. (2006) je druhové složení v daných vodních nádržích přímo úměrné jejich velikosti. V menších vodních tělesech je výskyt ryb omezen, díky čemuž v nich obvykle dominuje hlavně vegetace. Tento nedostatek v potravním řetězci vysvětluje, proč se kolem takovýchto malých nádrží často zdržuje větší množství obojživelníků či ptáků. Nicméně izolace a velikost takovýchto lokalit má však i negativní dopad na druhovou bohatost fytoplanktonu dané nádrže.

Nádržím, ve kterých dochází ke kompletnímu promísení všech vrstev vodního sloupce díky jejich mělkosti, říkáme polymorfní. Obvykle se jedná o nádrže či jezera, které nejsou hlubší než tři metry, ale jejichž rozloha může dosahovat až sta kilometrů čtverečných. Díky sedimentaci a dopadu jiných prvků vodní vegetace (makrofyt) a zooplanktonu je charakter mělkých vodních nádrží výrazně odlišný od hlubších jezer či rybníků. Samozřejmě mnohdy záleží i na okolní krajině, ve které se nádrž nachází. Druhové zastoupení mělkých vodních nádrží může být výrazně ovlivněno například lidským zásahem. Pokud se v okolí nacházejí pole, která jsou pravidelně obdělávána, dojde k nánosu organického materiálu (např. větrem) do vody, což ovlivní charakter celého vodního tělesa. Mnohdy jsou menší nádrže využívány i k rekreačním účelům (SHEFFER et MARTEN, 2004).

Pokud chceme určit charakter vodní nádrže, můžeme řasy i sinice využít jako bioindikátory stavu životního prostředí. Jakmile určíme sezónní dynamiku, vyjdeme ze znalosti podmínek, ve kterých jsou dané druhy schopné existence. Řasy a sinice jako takové reagují nejen na chemické a fyzikální vlastnosti vody, ale i přítomnost zooplanktonu. Proto je při určování charakteru potřeba zvážit více faktorů. Výskyt druhů se musí mapovat a pravidelně zaznamenávat. Ve chvíli, kdy dojde k vymizení sledovaného druhu, můžeme předpokládat, že došlo ke zhoršení stavu vodní nádrže (BELLINGER et SIGER, 2015). Kromě druhového složení je dalším faktorem stratifikace dané nádrže. Může ovlivnit přenos kyslíku a ostatních rozpuštěných plynů ve vertikálním vodním sloupci a tím pádem ovlivnit sedimenty v nádrži (CONDIE et WEBSTER, 2001).

2.2 Periodicky vysychající nádrže

Periodicky vysychající nádrže jsou nádrže, které mají pravidelná období sucha, která se mohou lišit svou délkou. Oproti lokalitám, které vodu v průběhu vegetačních sezón neztrácejí (pokud nedojde k výraznému období sucha) se liší tím, že mají faunu, která se umí ztrátě vody přizpůsobit. Popřípadě je obývají druhy, které v období sucha migrují do stálých vod (WILLIAMS, 1997).

WILLIAMS (1997) člení periodicky vysychající vody do dvou základních kategorií. První jsou střídavé vody. V nich můžeme vodu najít v cyklických obdobích, popřípadě v průběhu roku vysychají při podmínkách, které lze předvídat. Druhé jsou občasně vody, které se zaplňují s nepředvídatelnou periodou.

Definice mělkých vodních nádrží, které trpí na vysychání, není však tak zjevná. Existuje mnoho přístupů a není zcela jasné, kde je hranice, která určuje, která lokalita je ještě mělkého charakteru a která již hlubokého. Kolísání hladin je naprosto běžným jevem pro většinu nádrží, zvláště v letních dnech (COLE, 1966). Někteří autoři (COLE, 1966; COLLINSON et al., 1994) rozlišují mělké vodní nádrže na základě jejich vytrvalosti, jinými slovy na trvalé a dočasné vody. Dle COLE (1966) obecně platí, že jsou lokality považovány za trvalé, pokud mají očividné vodní zdroje – prameny či čerpadla. Za dočasné vody označuje ty, co pravidelně vysychají. Na základě své studie autor definoval ještě třetí typ lokalit a to „částečně trvalé vody“, jež mohou v obdobích vysokého sucha vysychat. Z informací, které autor získal od respondentů výzkumu, bylo zjevné, že takové lokality byly několik let bez vyschnutí, ale jednou za pár let z nich voda zcela zmizela.

Kolem roku 1990 nebyly tyto lokality pro vědce nijak atraktivní, a to i přes to, že navzdory své velikosti mohou být druhově bohaté. COLLINSON et al. (1995) se taktéž zabývali tzv. dočasnými lokalitami a jejich rozdílem oproti lokalitám trvalým. Ve své práci autoři poukazují na fakt, že označení „dočasná lokalita“ může znamenat mnoho rozdílných stanovišť – od louže po dešti až po tůň, ve kterých je voda po dobu celého roku až na období občasného vysychání. Zpravidla však tyto lokality v průběhu roku periodicky vysychají, obvykle po dobu tří až osmi měsíců a to v létě či na podzim. Vznikají v místech, kde jsou v terénu jakékoliv prohlubně, které se periodicky plní vodou.

Ačkoliv jsou mělké nádrže často spojovány s teplejším klimatem, vyskytují se převážně v severní Evropě či severní Americe (WILLIAMS, 1997). Periodické vysychání vede k navrácení minerálů do půdy a podporuje tak produktivitu dané lokality, zatímco mělkost umožňuje rychlé zahřátí vody na jaře, čímž dochází k rychlejšímu nárůstu druhů, které vyžadují vyšší teplotu. Z relativního nedostatku větších predátorů mohou prospívat bezobratlé druhy. Nejdůležitější však je, že takovéto lokality mohou celá staletí či tisíciletí přežívat prakticky v obdobné podobě vzhledem k tomu, že sedimentace v nich je velmi pomalá. To, že tyto lokality dokáží vydržet, je pravděpodobně výsledkem rychlé oxidace organické hmoty během periodického vyschnutí. Sedimenty se díky tomu nehromadí s takovou rychlostí. Když se podíváme na trvalé lokality, v nich dochází k postupné sedimentaci organického materiálu, kdy je rychlost rozkladu výrazně pomalejší (GRAY, 1988).

Vzhledem ke své velikosti jsou dočasné lokality často náchylné vůči škodám způsobeným lidskou činností. Drobné změny v hydrologii regionu (kanalizace, čerpání podzemní vody, klimatické změny) mohou takovéto lokality potencionálně velmi ovlivnit. Navíc většina těchto lokalit spoléhá na pravidelné srážky či podzemní vodu, jsou tedy náchylné i na hodnoty pH a acidifikaci, kterou může způsobit odtok znečištěné vody (GRAY, 1988).

2.3 Typy nádrží

Trofie vodní nádrže je jedním z ukazatelů kvality vody dané lokality. Velmi často indikuje druhové zastoupení fytoplanktonu bohatost živin ve vodě. Nezáleží však pouze na kvantitě ale i kvalitě přítomných živin. Odlišné druhy řas i sinic mohou využívat různé zdroje dusíku, což může vést k jejich přemnožení (BERMAN et CHAVA, 1999). Z hlediska

trofie patří mezi základní typy nádrže dystrofní, eutrofní, mezotrofní a oligotrofní (LELLÁK et KUBÍČEK, 1992).

K tomuto rozdělení napomohlo včasné rozpoznání rozdílů mezi kvalitou a kvantitou planktonu ve vodních nádržích a jezerech. Trofický systém se posléze začal vyvíjet a souběžně s ním se zaznamenávaly jednotlivé druhy fytoplanktonu. Tato oblast byla zkoumána především evropskými vědci (RAWSON, 1956; RAWSON, 1965; HARPER et al., 1992; VADINEANU et al., 1992; NIXDORF et DENEKA, 1997; LACOUL et al., 2011).

Dystrofní nádrže, ve kterých jsou hladiny živin velmi nízké značně limitují rozvoj fytoplanktonu a právě proto se jejich studiem . mnoho algologů nezabývalo. FERGUSON et al. (2002) v devadesátých letech zaznamenali v dystrofních nádržích na území USA (Cape May Country) rody *Phormidium*, *Oscillatoria*, *Chlorella*, *Eunotia*, *Nitzschia* a *Navicula*, nicméně jejich abundance byly velmi nízké.

Pro oligotrofní nádrže je typický nedostatek základních živin (fosfor, dusík) oproti eutrofním, kde dochází k přehlcení těchto živin a tím pádem i k přemnožení místních druhů. V oligotrofních nádržích sice může být bohaté druhové složení, ale s nižší četností. Popřípadě může být lokalita chudá na výskyt fytoplanktonu (BELLINGER et SIGER, 2015). Oproti eutrofním nádržím jsou tyto lokality druhově chudší. Data taktéž mohou být zkreslena zaznamenáním „vzácných“ druhů fytoplanktonu, pokud je brán v potaz. Výskyt těchto zástupců úzce souvisí s obdobím, ve kterém byl vzorek odebrán i na intenzitě, se kterou byl mikroskopován. Ekologové se v určování trofie vody obvykle zajímají více o složení populace fytoplanktonu nežli o počet jednotlivých druhů (RAWSON, 1956). V oligotrofních nádržích převládají převážně zástupci ze skupin Bacillariophyceae, Chrysophyceae a Chlorophyceae. Zřídka se mohou vyskytovat i sinice. V kyselejších prostředí mohou dominovat také zástupci ze skupiny Dinophyceae a Cryptophyceae (LACOUL et al., 2011). Konkrétně skrytěnky se v mělkých oligotrofních jezerech pohybují převážně na hranici kyslíkaté a bezkyslíkaté vrstvy (SMOLANDER et ARVOLA, 1988; PEDROS ALIÓ et al., 1995; GERVAIS, 1997; KNAPP et al., 2003). Možnost vertikální migrace přináší aktivně pohyblivé části fytoplanktonu spoustu výhod: optimální využití světla, zásobení živinami během noci a snížení ztrát kyslíku (GERVAIS, 1997). Z této složky fytoplanktonu v mělkých nádržích či tůňkách můžeme hojně pozorovat např. zástupce ze skupiny Dinophyceae (např. obrněnku *Peridinium umbonatum*) či Chrysophyceae (např. druhy rodu *Dinobryon*). Dále jsou typičtí zástupci rodů *Mallomonas*, *Scenedesmus* a *Synura*. Zmíněné rody osidlují taktéž převážně lokality, které disponují acidickým pH (HINDÁK et al., 1978). Ze zástupců ze skupiny rozsivek zde převažují rody *Tabellaria*

a *Cyclotella* (RAWSON, 1965). RODHE (1948) poukázal na druhy *Dinobryon divergens*, *Uroglena americana*, které vysloveně preferují nižší koncentraci živin. MCFETERS et al. (1978), kteří studovali nárůst heterotrofních bakterií a extracelulárních produktů řas v oligotrofních vodách, zase uvádí jako běžně se vyskytující rody oligotrofních nádrží *Gleocapsa*, *Stigonema* a *Chlorella*. KALFF et KNOECHEL (1978) zkoumali dynamiku fytoplanktonu v oligotrofních i eutrofních nádržích. Množství fytoplanktonu porovnávali s naměřenými hodnotami fosforu a křemíku v daných lokalitách. Na lokalitách, které dle množství živin byly vyhodnoceny jako oligotrofní, byly nejčastěji pozorovány druhy *Asterionella formosa*, *Fragilaria crotonensis*, *Tabellaria fenestrata* a *Synedra radians*. NOLČOVÁ (2013) určila charakter zatopených lomů nedaleko Štěnovic jako oligotrofní až mírně mezotrofní díky výskytu taxonů *Asterionella formosa*, *Dinobryon divergens*, *Fragilaria capucina* či *Tabellaria flocculosa*.

Mezotrofní typy nádrží, neboli středně úživné vody, tvoří přechod, ve kterém není nedostatek avšak ani nadbytek živin. RAWSON (1956) mezotrofní vody považuje jako „nejasný“ přechod mezi oligotrofními a eutrofními nádržemi, kde dochází k výskytu zástupců z obou typů trofie. Považuje však také za možné to, že jde pouze o kosmopolitní druhy, které jsou zvyklé přežívat v horších podmínkách a snadno se přizpůsobí svému prostředí. Mezi typické zástupce patří například *Fragilaria capucina*, *F. crotonensis* a *Stephanodiscus niagarae* (ze zde zmíněných byl *S. niagarae* pozorován pouze v Severní Americe, STOERMER et al., 1989; JULIUS et al., 1998). POPELKOVÁ (2014) určila charakter mělkých vodních nádrží v okolí Jindřichova Hradce jako mezotrofní až mírně eutrofní. Jako bioindikátory v tomto případě sloužily druhy *Closterium moniliferum*, *Closterium enhrenbergii*, *Closterium praelongum*, *Cosmarium obtusatum*, *Closterium pseudolunula*, *Closterium kuetzingii*, *Cosmarium botrytis* a *Cosmarium impresulum*. Taktéž zaznamenala druhy, které dle COESEL et MEESTERS (2007) upřednostňují spíše mezotrofní až oligotrofní vody: *Staurastrum alternans* a *Closterium setaceum*.

Eutrofní nádrže či spíše eutrofizace jako taková se stala problémem dvacátého století. Dle HARPERA et al. (1992) je přímým následkem zemědělství a průmyslu, kdy dochází k výplachu živin z půdy do vod. Popisuje nám jaký biologický efekt má zvýšení koncentrace hnojiv (hlavně fosforu, dusíku a uhlíku, ale někdy i jiných, jako je např. křemík, sodík, železo) na vodní ekosystém. Je velmi těžké ji přesně definovat, protože jednotlivé vodní nádrže, jezera i řeky se liší díky předchozím podmínkám a okolnímu prostředí. Každá lokalita je tedy individuální a rozdílně reaguje na koncentraci živin (HARPER et al., 1992). Přítomnost eutrofizace nám může napovědět již zbarvení dané

lokality, vzhledem k tomu, že voda často bývá zelená až zelenohnědá. V letních měsících taktéž často dochází k masivnímu nárůstu fytoplanktonu, který na hladině utváří hustou vrstvu. V praxi se zdá, že je zde mnoho druhů a je obtížné najít hranici, která určí, zda jde pouze o druhovou bohatost dané lokality či je druhová bohatost způsobena eutrofizací (RAWSON, 1956). V eutrofních nádržích se nejčastěji vyskytují např. *Microcystis aeruginosa*, *Gloeotrichia*, *Chroococcus*, *Nostoc*, *Oscillatoria rubescens* či *Anabaena* (BELLINGER et SIGER, 2015). Jedná se převážně o zástupce ze skupiny sinic. Z rozsivek jsou to převážně *Melosira*, *Fragilaria* a *Asterionella* (RAWSON, 1965). KALF et KNOECHEL (1978) pozorovali v eutrofních nádržích výraznou dominanci druhu *Ceratium hirundinella*. V letních měsících, kdy v lokalitách došlo k utvoření vodního květu nárůstem masy fytoplanktonu, dominovaly na lokalitě rody *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Microcystis* a *Oscillatoria*. DOBRÁ (2011) studovala biodiverzitu řas a sinic na Černém rybníce v přírodním parku Manětínská, kde v letních měsících pozorovala výrazný nárůst fytoplanktonu. Ačkoliv v jejím výzkumu nebyla prováděna chemická analýza vzorků, která by potvrdila eutrofizaci vodní nádrže, dle přítomnosti vodního květu ji můžeme předpokládat. V tomto období na nádrži dominovaly druhy *Microcystis aeruginosa*, *M. ichthyoblephala*, *M. flos-aquae*, *Dolichospermum lemmermannii*, *D. spiroides* a *Woronichinia naegelianae*. Další druhy, které se v nádrži hojně vyskytovaly v průběhu celého roku, byly *Asterionella formosa*, *Aulacoseira granulata* a *Melosira varians*. Mělkými nádržemi se zabývala KRUMHANZLOVÁ (2014), která zaznamenala jako taxony určující eutrofizaci lokality *Asterionella formosa*, *Aulacoseira*, *Cocconeis placentula*, *Cyclotella meneghiniana*, *Eunotia bilunaris*, *Gomphonema acuminatum*, *Gyrosigma acuminatum*, *Melosira varians*, *Navicula cuspidata*, *Pinnularia microstauron*, *Stauroneis phoenicenteron* a *Synedra ulna*. Některé z těchto druhů, jako například *Eunotia bilunaris* či *Gomphonema acuminatum*, však KRAMMER et LANGE-BERTALOT (1991a) považují za kosmopolitní druhy a nelze dle nich tedy předpokládat eutrofizaci nádrže.

Dle NIXDORFA et DENEKA (1997), kteří se zabývali analýzou dvanácti nádrží eutrofního charakteru mezi Berlínem a Brandenburgem, jsou tyto lokality výrazně dominovány sinicemi. Studované lokality se svou hloubkou pohybovaly od 2 až do 30 metrů, ačkoliv pouze tři z lokalit přesáhly hloubku 13 metrů. Na vybraných lokalitách byla provedena chemická analýza pro zjištění poměru živin, iontů a kationtů. Dominujícím prvkem zde byl fosfor. Fytoplankton byl spočten po fixování za pomoci Lugolova roztoku. Autoři si lokality rozdělili do tří skupin. Hlavním parametrem byla maximální hloubka. První skupinou (a také nejpočetnější) byly lokality s hloubkou menší než 5 metrů, druhou mezi

5 a 15 metry a třetí byly lokality hlubší než 15 metrů. První skupina, která je svou velikostí podobná lokalitám studovaných v této práci, měla převážně polymorfní charakter až na jediné jezero (Kleiner Glubisgee), ve kterém byl vodní sloupec stabilně rozlišen. Zástupci, kteří během léta dominovali ve všech eutrofizovaných lokalitách, byli *Oscillatoria limnetica*, *Ceratium* sp., *Limnothrix redekei*, *Aphanizomenon* spp., *Peridinium* spp. a *Planktothrix agardhii*.

V některých mělkých jezerech může docházet k dominanci makrofyt, kterou následuje dominance řas. Vlákňité řasy začátkem léta začínají dominovat nad ponořenou vegetací vlivem zvýšené teploty i vysoké hladiny živin. Makrofyta také mohou být vytlačena vysokou rychlostí větru. Ve chvíli, kdy mají řasy volné působiště, dochází k vytvoření vodního květu. Zakořeněné a volně plovoucí rostliny se následující rok zase rozmohou a brzy na jaře zabraňují rozvoji vodního květu (VADINEANU et al., 1992).

S ohledem na trofickou klasifikaci je důležité zmínit, že dominantní druhy, které se často připisují eutrofním nádržím, jsou často druhy s širokou tolerancí. Nemusí tedy přímo ukazovat na stav trofie nádrže tolik jako méně běžné druhy, které jsou s trofií úzce spojovány (RAWSON, 1956).

2.4 Nádrže, které se využívají k rekreaci

Postupem času se mnohé vodní nádrže začaly využívat k rekreaci, popřípadě za tímto účelem přímo vznikaly. Charakteristika chemicko-fyzikálních parametrů těchto nádrží závisí na geologii příslušné lokality a morfologii jejího podloží. Na lokalitách v Kanadě nedaleko Provincialského parku zkoumaných KINGEM et MACEREM (1974) se rekreační využití lokalit projevilo v nárůstu populací tzv. koliformních bakterií a koncentraci hladiny fosforu. Vody ve studovaných lokalitách byly pravděpodobně ovlivněny odpadní vodou ze společných toalet, které blízké kempy pravděpodobně odváděly do nejbližších jezer. Mezi další aspekty, které mohly hladiny fosforu i bakterií ovlivnit, patří koupání, mytí nádobí, čištění ryb a plavba na lodích.

Kvalita vody v antropogenních nádržích je důležitým aspektem správy vodních zdrojů. Je klíčovým katalyzátorem rozvoje a zachování dané nádrže, protože určuje dynamiku vodních organismů a řídí rozmanité způsoby využití dané nádrže. Kvalita vody jako taková je velmi široký pojem. Můžeme na ni pohlížet z hlediska fyzikálních či chemických vlastností, které nám pomohou nahlížet na kvalitu z několika stran. Chemické parametry např. můžeme rozdělit na počet kationtů, iontů, anorganických

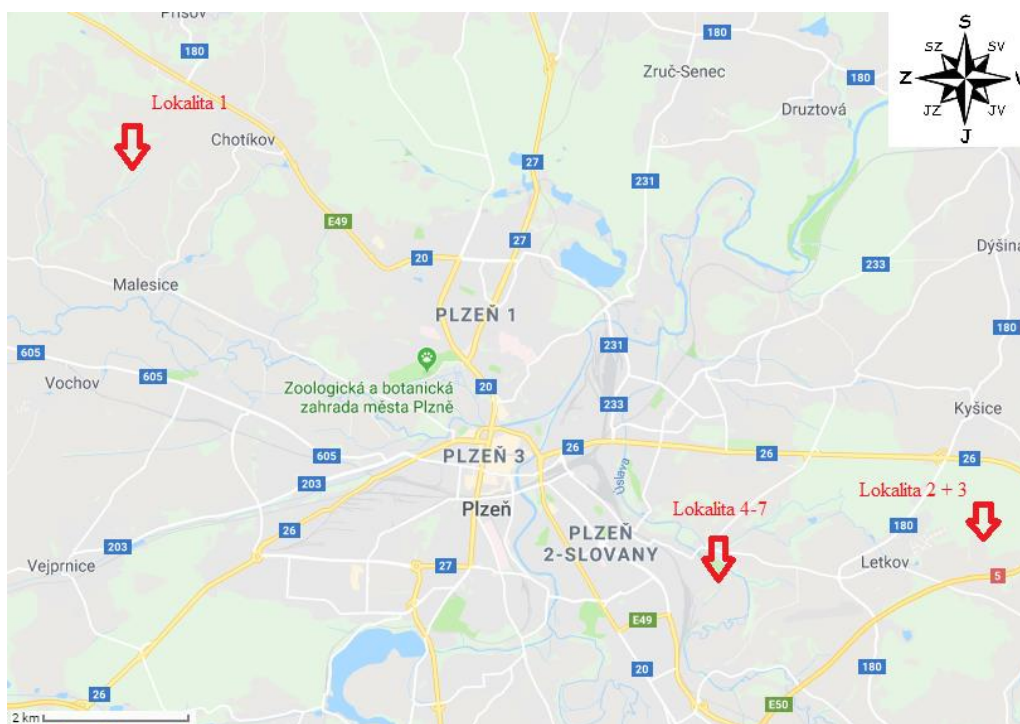
a organických látek. Mezi další aspekty patří průhlednost, teplota, pH a vodivost, které obvykle slouží jako obecné ukazatele. Antropogenní nádrže jsou jen vzácně čisté, protože obsahují různé disociované ionty i pevné částice. Rozpuštěné ionty se dostávají do vodního ekosystému a odrážejí se právě na průhlednosti dané lokality. Průhlednost vodního sloupce závisí na množství světla, které se odráží na hladině vody. Hloubka, do které světlo prostoupí, může být často také ovlivněna množstvím řas stejně jako počtem ostatních částic. Obecně lze stav kvality vody odhadnout za pomoci pH, které měří kyselost či zásaditost. Velmi nízké či naopak vysoké pH může výrazně ovlivnit biodiverzitu dané nádrže. Kromě pH se kvalita vody může určit dle množství rozpuštěných pevných látek a elektrické vodivosti. Ta nám umožňuje rychle zvážit množství rozpuštěných iontů, dle čehož můžeme usoudit, zda došlo k výraznému znečištění nádrže (MWAURA, 2006).

Problémem nádrží, které se využívají k rekreaci, se v posledních několika letech stává eutrofizace daných lokalit. V nádržích dochází k přemnožení převážně zástupců ze skupiny sinic, kteří mohou mít neblahé následky na zdraví nejen lidí, kteří se v nádržích koupou. Cyanobakterie mohou produkovat hned několik typů toxinů. Prvními jsou neurotoxiny (rody *Anabaena*, *Oscillatoria*), poté hepatotoxiny (*Microcystis*, *Oscillatoria*, *Anabaena*) a poté lipopolysacharidové endotoxiny (které nejsou tak potentní, proto se jimi zatím nikdo výrazně nezabýval), (PITOIS et al., 2010). První případ otravy zvířete po vypití kontaminované vody byl zaznamenán na jihu Austrálie roku 1878 (FRANCIS, 1878). Zvíře neustále propadalo bezvědomí, při dotyku reagovalo záškuby, které připomínaly epileptický záchvat. Menší zvířata umírala do pěti hodin, zatímco větší (kůň) do deseti. Po této publikaci se jedovatostí sinic začali zabývat mnozí autoři (REYNOLDS, 1980; BEASLEY et al., 1983; EDWARDS et al., 1992; MATSUNAGA et al., 1999; OKUMURA et al., 2006, aj.). MATSUNAGA et al. 1999 zkoumali spojitost nečekaných úmrtí vodního ptactva na jezeře v Nishnomiya, v Japonsku. Vzhledem k tomu, že to bylo jediné jezero, které v okolí vykazovalo známky vodního květu a eutrofizace, jedním z vysvětlení mortality ptactva byly toxiny vyskytující se u sinic. Další možnosti byly: infekční onemocnění ptactva, zamoření jezera chemikáliemi. Sinice, *Microcystis aeruginosa*, která se v této nádrži vyskytovala, obsahovala značné množství hepatotoxinů. Výzkum probíhal dva roky (1996 – 1988). Autoři sledovali vodní ptactvo, které se pravidelně krmilo na rostoucí biomase cyanobakterií. Průběžně byly odebírány vzorky, které potvrzovaly přítomnost toxinů a nárůst abundance sinic. Bohužel, pitva jednoho ze zemřelých zvířat nijak nepotvrdila vinu sinic, ačkoliv autoři jiné řešení nepřipouštěli. Zatím nebylo zaznamenáno žádné úmrtí člověka, které by bylo spojeno se sinicemi. Nejčastějším problémem bývají

alergické reakce či různé dermatitidy. Při polknutí kontaminované vody může dojít k zažívacím potížím, průjmům, zvracení, bolesti hlavy či nevolnosti (SAADI et CAMERON, 1993). OKUMURA et al. (2006) zkoumali vliv sinice rodu *Microcystis* na zooplankton (konkrétně na předpřipravené kultury *Daphnia similis*, *Ceriodaphnia silvestrii* a *Ceriodaphnia dubia*). Z výsledků je patrné, že výše zmíněné toxiny skutečně negativně ovlivňují vodní organismy, ačkoliv některé organismy mohou být více rezistentní. REPAVICH et al. (1990) sledovali toxicitu sinic v mnoha nádržích ve Wisconsinu. Z vybraných lokalit přes devadesát obsahovalo sinice (převážně rody *Microcystis*, *Anabaena*, *Oscillatoria*), ale pouze ve 28 % vzorcích byla potvrzena přítomnost toxinů. Vodní květ je ve světě velmi často pozorovaný jev a autoři poukazují na to, že může mít vyšší dopad na životní prostředí, než si dnes lidé uvědomují.

3 Charakteristika lokalit

Tato práce sleduje sedm lokalit v okolí města Plzně. Tři z těchto lokalit již byly pozorovány během vegetačních sezón 2015 a 2016 (Járová, 2017). První dvě lokality leží východně od Plzně nedaleko obce Letkov. Třetí lokalita je severozápadně od Plzně nedaleko vesnice Chotíkov. Další čtyři lokality, které nebyly sledovány v předešlých sezónách, se nachází přímo v Plzni, nedaleko Lobežského parku (Obr 1.).



Obr. 1 Poloha studovaných lokalit

3.1 Chotíkovská lokalita

Lokalita 1 (Příloha 2) leží v polích mezi Chotíkovem a Malesicemi. V této oblasti byl dříve těžen silně kaolinitický pískovec (GEOLOGY.CZ, ©2003-2012a). Jedná se o mělkou nádrž, která není zastíněna vyšší vegetací. Nejen v době sklizně je do vody zanášen organický materiál z okolních polí vlivem deště či větru. Zdrojem vody je dešť, což se značně projevuje hlavně v letních obdobích, kdy lokalita zcela vysychá. Hloubka lokality nepřesahuje 20 cm a to pouze po dešti. Rozloha je cca 80 m². Charakter nádrže byl blíže specifikován JÁROVOU (2017).

3.2 Tuňka nedaleko Letkova

Lokalita 2 (Příloha 2) se nachází kilometr severovýchodně od Letkova. Podloží je tvořeno nezpevněným sedimentem (převážně z navážky, haldy, výsypky a odvalu), (GEOLOGY.CZ, ©2003-2012b). Lokalita má rozlohu cca 20 m². V průběhu letních měsíců je ze zhruba 80% zarostlá drobnou vegetací (*Lemna minor*, *Elodea* sp.) V letních obdobích pravidelně téměř vysychá, ačkoliv je obklopena stromy a je převážně ve stínu. Zdrojem vody je srážková a podzemní voda z nedalekého rašeliniště. Hloubka lokality dosahuje maximálně 0,4 m. Charakter nádrže byl blíže specifikován JÁROVOU (2017).

3.3 Jezírko nedaleko Letkova

Lokalita 3 (Příloha 2) leží ve vzdálenosti 300 metrů od Lokality 1. Podloží je stejné jako u předchozí lokality (nezpevněný sediment), (GEOLOGY.CZ, ©2003-2012b). Její rozloha je cca 2000 m². Charakter podloží, okolní podmínky i vegetace jsou totožné s lokalitou č. 2. Vzhledem k tomu, že je nádrž o něco hlubší (cca 1,5 m), nejsou v létě na první pohled patrné známky vysychání. Majitelé nedaleké chaty zde v létě vysazují japonské kapry. Charakter nádrže byl blíže specifikován JÁROVOU (2017).

3.4 Lobezké lokality

Lokality 4 – 7 (Příloha 3) se nacházejí pod Lobezkým parkem v Plzni. Vodní plochy na území nivy řeky Úslavy vznikly v rámci projektu Vodní plochy Lobežská louka – I. etapa. Tento projekt byl spolufinancován Evropským fondem pro regionální rozvoj a Státním fondem životního prostředí v ČR. Cílem bylo zlepšit stav přírody i krajiny a optimalizovat její vodní režim. Současně mají lokality sloužit jako prevence proti povodním. Jednotlivé nádrže mají odlišné funkce. Lokalita 4 se využívá k rekreaci, Lokalita 5 a 6 slouží jako protipovodňové prvky a Lokalita 7 má přistavené vodní prvky pro děti. Projekt vznikl od ledna do května roku 2015 (ÚTVAR KOORDINACE EVROPSKÝCH PROJEKTŮ MĚSTA PLZNĚ, 2016). Z hlediska podloží se lokality nacházejí na Plzeňské kotlině, konkrétně na čtvrtohorní nivě, která se táhne kolem řeky Úslavy. Je tvořena písčitými, jílovitými a hlinitými usazeninami (HAJŠMAN, 2011).

Zdrojem vody je podzemní voda. Město Plzeň se rozhodlo, že čerpání z nedaleké řeky Úslavy je nemožné vzhledem k nízké kvalitě vody v řece (ÚTVAR KOORDINACE EVROPSKÝCH PROJEKTŮ MĚSTA PLZNĚ, 2016).

Lokalita číslo 4 (Příloha 3) je největší z vodních ploch (cca 6700 m²). Lokalita je na přímém slunci a nezastíněna vegetací. Využívá se pro rekreační účely. Ve vodě je vysoký výskyt plovatek bahenních (*Lymnaea stagnalis*), okružáků ploských (*Planorbarius corneus*) a v okolí je mnoho skokanů zelených (*Rana esculenta*). Na jednom z odběrových míst je dno pokryté velkými kameny, pod kterými je bahno. Naopak na druhé straně při druhém odběrovém místě je dno pokryté navezeným pískem. V průběhu sledování lokality se ve vodě vyskytoval žabník jitrocelový (*Alisma plantago-aquatica*). Po obvodu lokality, v místech, které nejsou upravena přístupem do vody, roste orobinec širokolistý (*Typha latifolia*).

Lokalita 5 (Příloha 3) je z lobežských stanovišť nejmenší (cca 60 m²). V letních měsících pravidelně vysychá. Dno je bahnitě a z méně jak poloviny porostlé orobincem širokolistým (*Typha latifolia*). Stejně jako na předešlé lokalitě je zde četný výskyt skokanů zelených (*Rana esculenta*).

Lokalita 6 je svou velikostí (cca 100 m²) i podkladem podobná Lokalitě 5. Avšak díky okolní vegetaci je lokalita částečně ve stínu, díky čemuž v letních měsících zcela nevyschla. Obdobně jako Lokalita 5 je porostlá orobincem širokolistým (*Typha latifolia*), který zde zabírá více jak osmdesát procent dna (Příloha 3).

Lokalita 7 je na přímém slunci a slouží převážně jako rekreační vodní plocha pro děti, které si zde mohou vyzkoušet funkci vodního mlýnu. Rozloha lokality je kolem 120 m². Taktéž je hojně osídlena skokany zelené (*Rana esculenta*). Dno je pokryto drobným čedičovým štěrkem (Příloha 3).

4 Metodika

V rámci této kapitoly jsou popsány použité postupy odběru a zpracování vzorků a dat, kterých bylo v práci využito.

4.1 Terénní a laboratorní práce

V roce 2017 byly každý měsíc po dobu jedné vegetační sezóny odebírány vzorky ze sedmi sledovaných lokalit. Odběrových míst bylo zvoleno několik, na Lokalitách 1-3 (Příloha 4) se ztotožňují s místy z předešlých let (JÁROVÁ, 2017). Vzorky, ve kterých byla sledována přítomnost řas a sinic, byly na Lokalitě 1,2 a 4-7 (Příloha 4) odebírány dopoledne, zatímco na Lokalitě 3 odpoledne. Ze všech lokalit byly odebrány tři vzorky, které byly maximálně 24 hodin skladovány v plastových lahvičkách či zkumavkách v chladničce. Fytoplankton byl odebírán planktonní sítí s velikostí ok 20 µm. Epifytní vzorky byly seškrábnuty žiletkou. Bentos byl odebírán plastovým kapátkem z bahnitých, písčitých a kamenných substrátů dna.

Následující den byly odebrané vzorky pozorovány světelným mikroskopem Olympus BX 51. Fotodokumentace zaznamenaných druhů a taxonů byla pořizována kamerou Olympus DP 72 za pomoci programu QuickPhotoCamera 2.3.

V průběhu mikroskopického sledování byla zaznamenávána relativní abundance sledovaných taxonů ve vzorcích. Pro určení četnosti jednotlivých organismů ve fytoplanktonu byla stanovena stupnice: 1 (jediný zástupce v celém vzorku), 2 (ojedinělý výskyt), 3 (střední výskyt), 4 (vysoký výskyt), 5 (přemnožení). Podobně byla stanovena i stupnice pro sledování četnosti zooplanktonu od 0 (žádný výskyt) do 3 (přemnožení). Při determinaci byl zaznamenáván počet jednotlivých druhů. Posléze mu byla přiřazena hodnota ze zvolené stupnice četnosti.

Odebrané vzorky vody byly využity k tvorbě trvalých preparátů dle metodiky popsané v publikaci KŘÍSA et PRÁŠIL (1989).

Dále byly sledovány chemicko-fyzikální parametry vody. Hodnoty konduktivity, pH a teploty byly zaznamenávány kapesním přístrojem Combo (HANNA, HI 98129). Fotodokumentace lokalit v terénu byla pořizována autorkou pomocí fotoaparátu Olympus Camera C-500 ZOOM či pomoci mobilního telefonu Samsung Duos.

4.2 Determinační literatura

K determinaci jednotlivých druhů a taxonů byla použita následující literatura:

HINDÁK et al. (1978), Ettl et al. (1983), Ettl et al. (1985), Ettl et al. (1997), POPOVSKÝ et PFIESTER (1990), KRAMMER et LANGE-BERTALOT (1991a), KRAMMER et LANGE-BERTALOT (1991b), KRAMMER et LANGE-BERTALOT (1997a), KRAMMER et LANGE-BERTALOT (1997b), KOMÁREK et ANAGNOSTIDIS (1999), LANGE-BERTALOT et KRAMMER (2000), LANGE-BERTALOT et KRAMMER (2002), WOLOWSKI et HINDÁK (2005), HINDÁK (2008).

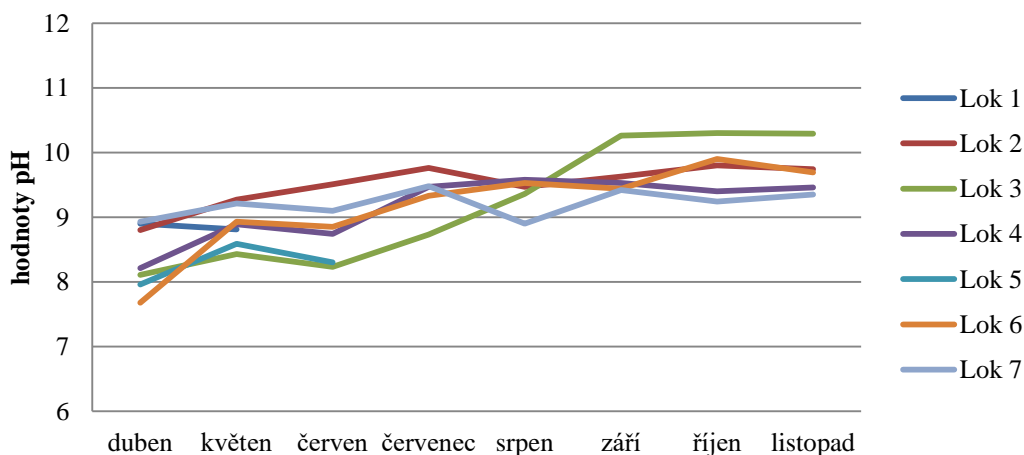
5 Výsledky

Na sledovaných lokalitách byly průběžně měřeny a zaznamenávány chemicko-fyzikální parametry vody (pH, teplota, konduktivita). Těmto hodnotám se věnuje následující kapitola (Příloha 1).

5.1 Hodnoty pH povrchové vody

Hodnoty pH nám udávají, zda je daná lokalita kyselá či zásaditá. Odlišné hodnoty pH mohou výrazně ovlivnit růst řas i sinic v dané lokalitě (CHEN et DURBIN, 1994).

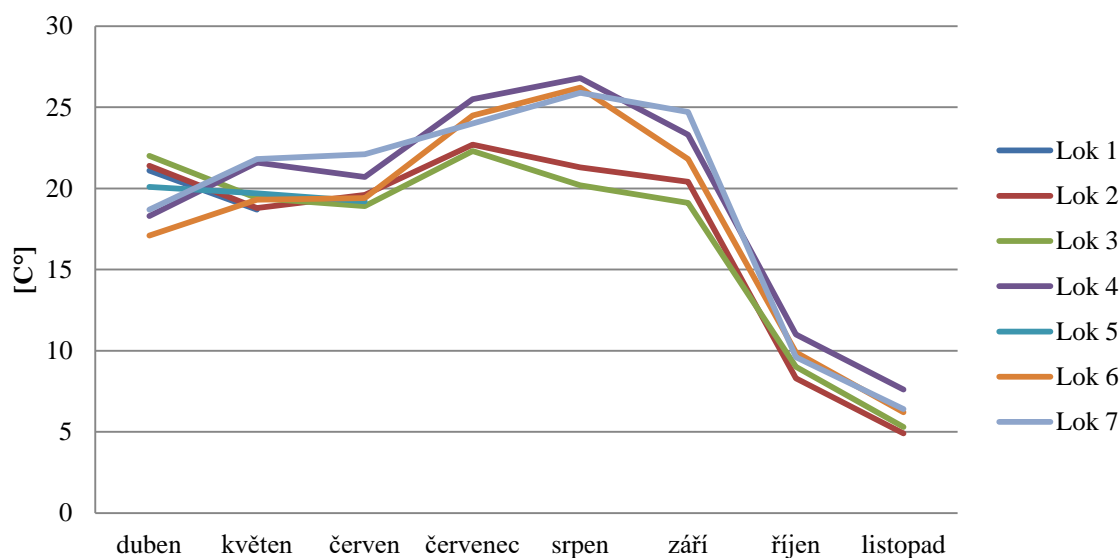
Hodnoty pH povrchové vody se ve vegetační sezóně 2018 pohybovaly na všech lokalitách v rozmezí 7 až 10 (Obr. 2). Lokalita 1 byla sledována pouze dva měsíce vegetační sezóny z důvodu jejího vyschnutí před červnovým odběrem a hodnoty se blížily k 9 (8, 91; 8,9). Lokalita 2 měla nejnižší hodnoty pH na jaře (8,11), následně hodnoty postupně stoupaly. Nejvyšší dosaženou hodnotou bylo pH 9,76. Lokalita 3 měla mírně vyšší pH, kde nejnižší naměřenou hodnotou bylo 8,11 a nejvyšší 10,3. Obdobně na tom byla i Lokalita 4, kde nejnižší dosaženou hodnotou pH bylo 8,21 a nejvyšší 9,58. Lokalita 5 obdobně jako Lokalita 1 byla sledována jen po krátkou dobu vzhledem k jejímu vyschnutí. Hodnoty se pohybovaly v rozmezí 8-8,5. Lokalita 6 měla oproti ostatním širší spektrum, nejnižší hodnoty pH zde dosáhla 7,68 a to začátkem jara. Poté hodnoty prudce stoupnuly a blížily se spíše 9. Nejvyšší hodnota byla 9,69. Lokalita 7 se v průběhu celé vegetační sezóny pohybovala v okolo 9 (Příloha 1).



Obr. 2 Naměřené hodnoty pH povrchové vody zaznamenané v průběhu vegetačního období 2018 („Lok” = lokalita)

5.2 Teplota povrchové vody

Hodnoty teploty (Obr. 3) povrchové vody mají na všech lokalitách stejný trend. Naměřené hodnoty byly ovlivněny teplotou okolního prostředí.



Obr. 3 Naměřené hodnoty teploty povrchové vody zaznamenané v průběhu vegetačního období 2018 („Lok” = lokalita)

5.3 Konduktivita povrchové vody

Díky konduktivitě jsme schopni odhadnout koncentraci iontů i minerálů ve vodě. Závisí nejen na množství rozpuštěných látek ve vodě, ale i na teplotě (LELLÁK et KUBÍČEK, 1992).

Konduktivita na Lokalitě 1 (Obr. 4) byla měřena jen velmi krátkou dobu do vyschnutí lokality před červnovým odběrem. Naměřené hodnoty byly velmi nízké (307 a $313 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)

Voda Lokality 2 (Obr. 4) byla obdobně chudá na množství rozpuštěných minerálních látek a iontů. Nejnížší hodnoty byly naměřeny z jara (383 a $238 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), poté začaly postupně stoupat. V průběhu léta se hodnoty pohybovali v rozmezí $400 - 500 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Nejvyšší naměřená hodnota byla v říjnu ($700 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$).

Lokalita 3 (Obr. 4), ačkoliv se od předešlé lokality příliš neliší a nacházejí se nedaleko sebe, měla zjištěné hodnoty výrazně vyšší. Zpočátku sezóny byly nejvyšší

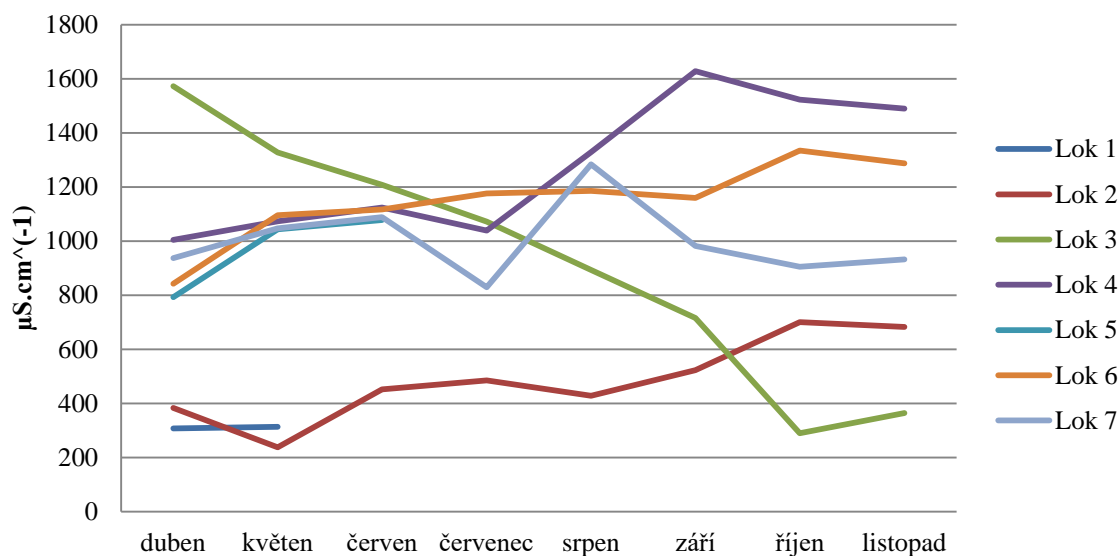
(1572 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) a postupně klesaly. K výraznému propadu došlo ze září na říjen, kdy bylo naměřeno 290 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$.

Konduktivita se na Lokalitě 4 (Obr. 4) pohybovala v rozmezí 1000 – 1500 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Nejvyšší hodnoty byly naměřeny v září a říjnu (1628, 1523 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), nejnižší naopak z jara.

Lokalita 5 (Obr. 4) byla obdobně jako Lokalita 1 sledována krátkou chvílí do jejího vyschnutí. Nejnižší hodnota (793 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) byla naměřena v dubnu, poté již hodnoty stouply lehce nad 1000 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$.

Lokalita 6 (Obr. 4) na tom byla obdobně jako Lokalita 4. Nejnižší hodnoty byly naměřeny z jara sezóny (842 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), poté hodnoty vystoupaly a pohybovaly se kolem 1200 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$.

Lokalita 7 (Obr. 4) se standardně pohybovala v rozmezí 900 – 1000 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, s výjimkou července, kdy hodnota konduktivity klesla na 829 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$.



Obr. 4 Naměřené hodnoty konduktivity povrchové vody zaznamenané v průběhu vegetačního období 2018 („Lok” = lokalita)

5.4 Druhové zastoupení sledovaných lokalit a sezónní dynamika

V průběhu vegetační sezóny 2018 bylo nalezeno celkem 80 taxonů řas a sinic (Obr. 5). Na Lokalitě 1 byla nejpočetněji zastoupena třída Bacillariophyceae s 11 taxony a Chlorophyceae se 7 taxony. Následovala Euglenophyceae s 5 taxony a Cyanophyceae, Cryptophyceae, Synurophyceae, Chrysophyceae a Xanthophyceae po 1 taxonu.

Na Lokalitě 2 dominovaly třídy Euglenophyceae s 11 taxony a Bacillariophyceae s 9. Ze třídy Cryptophyceae byly zaznamenány 4 taxony, z Chlorophyceae 3, z Chrysophyceae 2 a Synurophyceae 1.

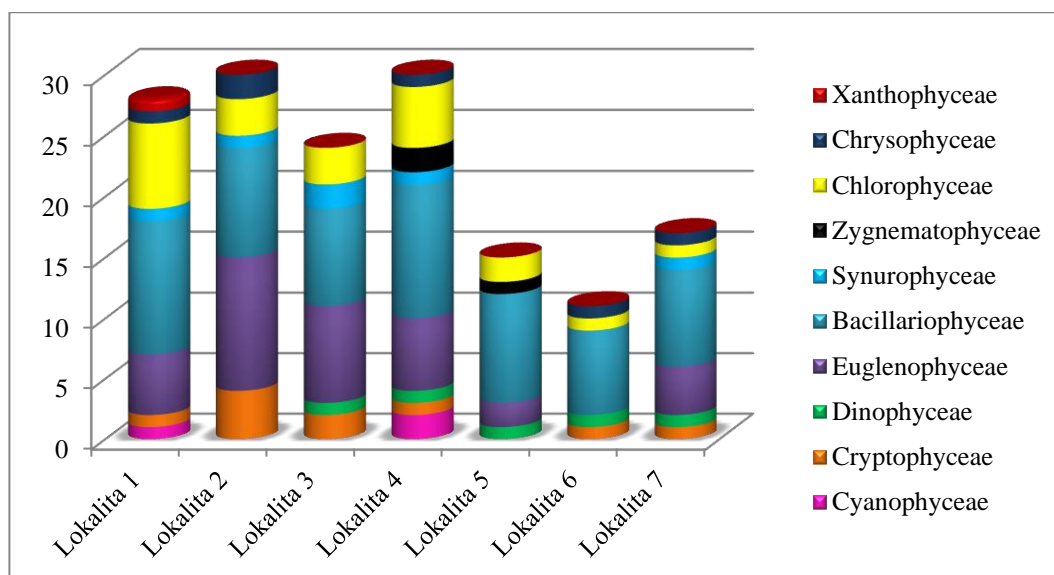
Na Lokalitě 3 byla nejčastěji zastoupena třída Bacillariophyceae a Euglenophyceae obě s 8 taxony. Následovala Chlorophyceae se 3, Cryptophyceae a Synurophyceae se 2 a Dinophyceae s 1.

Lokalita 4 taktéž dominovala třída Bacillariophyceae s 11 taxony. Následovaly Euglenophyceae s 6 taxony, Chlorophyceae s 5, Cyanophyceae a Zygnematophyceae se 2 a Cryptophyceae, Dinophyceae, Synurophyceae a Chrysophyceae, které měly po jednom taxonu.

Na Lokalitě 5 taktéž dominovaly rozsivky s 9 zástupci. Ze třídy Euglenophyceae a Chlorophyceae byly pozorovány 2 taxony, z Dinophyceae a Zygnematophyceae jeden.

Na Lokalitě 6 bylo zaznamenáno 7 taxonů z Bacillariophyceae. Zbylé třídy (Cryptophyceae, Dinophyceae, Chlorophyceae, Chrysophyceae) byly zastoupeny jedním taxonem.

Na Lokalitě 7 bylo pozorováno 8 taxonů ze třídy Bacillariophyceae. Druhá nejvíce zastoupená třída byla Euglenophyceae se 4 zástupci. Cryptophyceae, Dinophyceae, Synurophyceae, Chlorophyceae a Chrysophyceae měly po 1 taxonu.



Obr. 5 Druhové zastoupení řasové a sinicové mikroflóry v průběhu vegetační sezóny 2018 („Lok” = lokalita)

Sezónní dynamika na sledovaných lokalitách byla poměrně různorodá. Na většině sledovaných lokalit byli nejčastěji pozorováni zástupci skupin Euglenophyceae (výjimku

tvorila Lokalita 6, kde nebyl nalezen žádný zástupce z této linie), Bacillariophyceae (kteří dominovali na lokalitě 2 s 11 zástupci) a Chlorophyceae (Obr. 5).

Na Lokalitě 1 byly při prvním odběru v sezóně (4. 4. 2018) sledováni převážně zástupci ze skupiny Euglenophyceae (*Euglena gracilis*, *Trachelomonas conica*, *Monomorphyra pyrum*) a blíže neurčený taxon z rodů *Cryptomonas* a *Synura*. Druhové složení fytoplanktonu nebylo příliš pestré, avšak abundance jednotlivých nalezených zástupců byla poměrně vysoká. Při květnovém odběru byli na lokalitě zaznamenáni zástupci *Euglena texta*, *Euglena* cf. *clavatusa* v bentosu *Phormidium formosum*. V těchto dvou měsících byly druhově nejbohatší zástupci ze skupiny rozsivek a to konkrétně s 11 druhy. Pozorována byla hojně *Eunotia bilunaris*, *Hantzschia amphioxys*, *Tabellaria flocculosa*, *Nitzschia palea* a *Pinnularia brebissoni* (Příloha 7). S menší četností se vyskytovali zástupci *Cymbella amhicephala*, *Gomphonema johnsonii*, *Navicula trivialis*, *Nitzschia brevissima*, *Pinnularia viridis* a blíže neurčený taxon *Pinnularia* sp. (schránka byla rozlomená a naměřené rozměry neodpovídaly ani jednomu z určených druhů). Od června již nebyla možnost nadále sledovat rozvoj řasových společenstev vzhledem k vyschnutí nádrže.

Lokalita 2 měla obdobný sezónní rozvoj mikroflóry jako Lokalita 1. Z jara byly pozorovány čtyři taxony z rodu *Cryptomonas* označené jako sp. 1 (malá, protáhlá, zelená), sp. 2 (velká, oválná, zelená), sp. 3, (malá, hnědá, úzká), sp. 4 (hnědozelená, velká, oválná). Taktéž byly pozorovány blíže neurčené druhy rodů *Synura* (Příloha 8 – D) a *Chlamydomonas*. V květnu se na lokalitě vyskytovali zástupci *Dinobryon divergens* a *Uroglena*. Také zde došlo k přemnožení blíže neurčených kokálních řas (Příloha 8 - F). V průběhu celé sezóny bylo možné pozorovat zástupce ze skupiny Euglenophyceae (*E. viridis*, *E. texta*, *Phacus curvicauda*, *T. conica*, *T. volvocina*, *T. caudata*, *T. cervicula*, *T. bacillifera*). Během letních měsíců (přelom července a srpna) došlo k výraznému přemnožení *E. sanguinea*, které se projevilo výrazným zbarvením povrchové vrstvy vodního sloupce. Podzim byl charakteristický výskytem *T. conica*, *T. volvocina* a *T. bacillifera*. Bacillariophyceae byly na lokalitě pozorovány v průběhu celé sezóny, ačkoliv na podzim se vyskytovaly s výrazně nižší abundancí. Nejčastěji byla zaznamenána *Eunotia bilunaris*, *Gomphonema johnsonii* a *Pinnularia brebissoni*. V letních měsících byla pozorována *Navicula trivialis* a *Pinnularia viridis*.

Lokalita 3 byla z jara bohatá na zástupce ze skupiny Euglenophyceae. Nejčastěji se zde vyskytovaly *Trachelomonas conica* a *T. volvocinopsis* společně s *Euglena viridis*. Z jara byl taktéž četný výskyt skrytének (*Cryptomonas* sp. 2 a *Cryptomonas* sp. 3)

a zlativek (*Synura* sp. 1 a *Synura* sp. 2). V letních měsících byla lokalita bohatá na výskyt zástupců skupiny Chlorophyceae (*Desmodesmus*, *Chlamydomonas* a *Stigeoclonium* cf. *subsecundum*). V červenci bylo zaznamenáno přemnožení *Euglena sanguinea*, které se projevilo značným hnědnutím vodní hladiny. Na přelomu září a října byli nejčastěji pozorováni zástupci *T. conica* a *T. volvocinopsis* společně s *T. caudata* a *T. bacillifera*. Podzimní měsíce, převážně říjen a listopad, byly druhově velmi chudé. Výskyt fytoplanktonu i fytobentosu v pozorovaných vzorcích byl jen občasný. Kromě *T. conica* byla zaznamenána pouze vláknitá řasa *Oedogonium* sp. ve sterilním stádiu, a blíže neurčený druh rodu *Peridinium*. Ze třídy Bacillariophyceae byly v dubnu pozorováni zástupci *Eunotia bilunaris* (která se vyskytovala v průběhu celé sezóny), *Gomphonema johnsonii* a *Hantzschia amphioxys* (která byla v preparátech pozorována nejen na jaře, ale i na podzim). V průběhu léta byly pozorovány *Nitzschia palea*, *Pinnularia microstauron* a *Pinnularia viridis*.

Na jaře 2018 byla na Lokalitě 4 pozorována vláknitá řasa *Oedogonium* sp. steril. společně s blíže neurčenými kokálnými řasami a zástupci *Dinobryon divergens* (Příloha 5, zde byl výskyt četný) a *Cryptomonas* sp. V červnu se objevili zástupci ze skupiny Cyanophyceae (zejména *Phormidium formosum*). Zaznamenáni byli bičíkovci *E. gracilis*, *E. texta*, *Synura* sp., *T. volvocina* a *T. conica*. V průběhu srpna byl pozorován výskyt *Lepocinclis acus* a *Monomorphina pyrum* (Příloha 6). V září byl na lokalitě nalezen *Desmodesmus communis*, *Spirogyra* sp., *Oedogonium* sp. steril., *Ulothrix* sp., *Tetraedron* sp. a *Pediastrum boryanum* (Příloha 5 - B). Říjen a listopad byly z hlediska druhové bohatosti chudší, pozorován byl pouze výskyt rodu *Dinobryon* a *Trachelomonas*. Z Bacillariophyceae byla v průběhu roku pozorována *Eunotia bilunaris*, *Cymbella amphicephala*, *Hantzschia amphioxys* a *Nitzschia palea*. Výjimečně byly na lokalitě zaznamenány *Pinnularia rupestris* (v červnu), *Stauroneis* sp. (květen) a *Pinnularia microstauron*.

Lokalita 5 i 6 patřily mezi jedny z nejchudších, co se týče rozmanitosti fytoplanktonu. Na Lokalitě 5 byly celkem pozorovány 4 taxony. Z jara to byla *Cryptomonas* sp. 2, *Euglena gracilis* a *Trachelomonas conica*. V květnu a červnu došlo na lokalitě k četnému výskytu druhu *Peridinium bipes* (Příloha 5 - A). Z rozsivek byly na této lokalitě od dubna až do července pozorovány *Eunotia bilunaris* a *Hantzschia amphioxys*. V květnu byly zjištěny *Stauroneis anceps* a *Pinnularia viridis*. V létě byly sledovány *Gomphonema acuminatum*, *Pinnularia brebissoni* a *Pinnularia rupestris*. V červenci lokalita vyschnula a nebylo dále možné sledovat vývoj sezónní dynamiky.

Na Lokalitě 6 bylo celkem pozorováno 11 zástupců řas. Stejně jako na předešlém stanovišti to byl zástupce ze skupiny skrytěnek (*Cryptomonas* sp. 3), *Dinobryon divergens* a *Spirogyra* sp. steril (Příloha 5). V létě došlo k téměř naprostému vyschnutí lokality a jediným pozorovaným zástupcem byl druh *Peridinium bipes*. Koncem sezóny bylo možné stejně jako v srpnu pozorovat i *Peridinium* sp. 1 a zároveň druh *Pediastrum boryanum*. Z Bacillariophyceae byla v průběhu celé sezóny zaznamenána *Eunotia binularis*, *Hantzschia amphioxys* a *Navicula avenacea*. V létě byla na lokalitě pozorována *Gomphonema johnsonii*, *Nitzscha brevissima* a *Nitzschia palea*. V září až listopadu byl výskyt rozsivek pouze sporadický, objevovaly se pouze ojediněle výše zmíněné druhy. Ze všech lokalit je druhově nejchudší.

Lokalita 7 nebyla bohatší než Lokality 5 a 6 pokud šlo o rozmanitosti fytoplanktonu. Z jara byla pozorována *Cryptomonas* sp. 3, *E. gracilis* a *Trachelomonas volvocina*. Na přelomu května a června byly zjištěny *Synura* sp. 1 a *Desmodesmus* sp. 1. V průběhu léta byly zaznamenány druhy *Lepocinclis acus*, *T. bacillifera* a *T. volvocina*. V září a říjnu byli na lokalitě zpozorovány taxony *Oedogonium* sp. ve sterilním stavu, *Pediastrum boryanum* a *Peridinium bipes*. Z Bacillariophyceae byla nejčastěji pozorována *Eunotia bilunaris* a *Nitzschia palea*. V květnu *Tabellaria flocculosa* a *Pinnularia divergens*. V letních měsících byla sledována *Hantzschia amphioxys*, *Pinnularia brebissoni* a *Pinnularia viridis*. Na podzim byla lokalita na rozsivky velmi chudá, pouze ojediněle byla pozorována *E. bilunaris* a *T. flocculosa*.

Tab 1. Druhový soupis za sezónu 2018 („x“ značí přítomnost taxonu na lokalitě)

Taxon	Lok. 1	Lok. 2	Lok. 3	Lok. 4	Lok. 5	Lok. 6	Lok. 7
ODD.: Cyanobacteria							
Třída: Cyanophyceae							
<i>Nostoc</i> sp.				x			
<i>Phormidium formosum</i> (BORY ex GOMONT) ANAGNOSTIDIS & KOMÁREK	x			x			
ODD.: Euglenophyta							
Třída: Euglenophyceae							
<i>Euglena</i> cf. <i>clavata</i>	x						
<i>Euglena gracilis</i> (KLEBS)	x			x	x		x
<i>Euglena limnophila</i> var. <i>limnophila</i> (LEMMERMANN)		x					

<i>Euglena sanguinea</i> EHRENBERG		X	X				
<i>Euglena texta</i> DUJARDIN (HÜBNER)	X	X		X			
<i>Euglena viridis</i> (O.F.MÜLLER) EHRENBERG		X	X				
<i>Lepocinclis acus</i> (MÜLLER) MARIN et MELKONIAN		X		X			X
<i>Monomorpha pyrum</i> (EHRENBERG) MERESCHKOWSKY	X			X			
<i>Phacus curvicauda</i> (SWIRENKO)			X				
<i>Trachelomonas bacillifera</i> (PLAYFAIR)		X	X				X
<i>Trachelomonas caudata</i> (EHRENBERG) F.STEIN		X	X				
<i>Trachelomonas cervicula</i> STOKES		X					
<i>Trachelomonas cf. conica</i>	X	X	X	X	X		
<i>Trachelomonas hispida</i> (PERTY) F.STEIN			X				
<i>Trachelomonas hispida</i> var. <i>granulata</i> PLAYFAIR		X					
<i>Trachelomonas volvocina</i> EHRENBERG		X		X			X
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> SVIRENKO			X				
ODD.: Dinophyta							
Třída: Dinophyceae							
<i>Peridinium</i> sp. 1			X				
<i>Peridinium bipes</i> STEIN				X	X	X	X
ODD.: Cryptophyta							
Třída: Cryptophyceae							
<i>Cryptomonas</i> sp. 1	X	X			X		
<i>Cryptomonas</i> sp. 2		X	X	X		X	X
<i>Cryptomonas</i> sp. 3		X	X				
<i>Cryptomonas</i> sp. 4		X					
ODD.: Heterokontophyta							
Třída: Chrysophyceae							
<i>Dinobryon divergens</i> (IMHOF)		X				X	X
<i>Ochromonas</i> sp.	X						
<i>Uroglena</i> sp.		X		X			
Třída: Synurophyceae							
<i>Mallomonas</i> sp.		X					
<i>Synura</i> sp. 1	X		X	X			X
<i>Synura</i> sp. 2			X				
Třída: Bacillariophyceae							

<i>Cymbella amphicephala</i> NÄEGELI ex KÜTZING	x	x	x				
<i>Eunotia bilunaris</i> (EHRENBERG) SCHAARSCHMIDT	x	x	x	x	x	x	x
<i>Gomphonema johnsonii</i> BAHLs	x	x	x			x	
<i>Gomphonema truncatum</i> EHRENBERG							x
<i>Gyrosigma acuminatum</i> (KÜTZING) RABENHORST				x	x		
<i>Hantzschia amphioxys</i> (EHRENBERG) GRUNOW	x		x	x	x	x	x
<i>Navicula avenacea</i> (RABENHORST) BRÉBISSON EX GRUNOW				x		x	
<i>Navicula cf. subminuscula</i>						x	
<i>Navicula fluens</i> HUSTEDT					x		
<i>Navicula trivialis</i> LANGE-BERTALOT	x	x		x			
<i>Nitzschia brevissima</i> GRUNOW	x					x	
<i>Nitzschia palea</i> (KÜTZING) W.SMITH	x		x	x		x	x
<i>Nitzschia</i> sp.					x		
<i>Pinnularia biceps</i> GREGORY		x					
<i>Pinnularia brebissoni</i> KÜTZING	x	x	x	x	x		x
<i>Pinnularia divergens</i> SMITH		x					x
<i>Pinnularia microstauron</i> (EHRENBERG) CLEVE		x	x	x			
<i>Pinnularia rupestris</i> HANTZSCH				x	x		
<i>Pinnularia</i> sp.	x						
<i>Pinnularia viridis</i> (NITZSCH) EHRENBERG	x	x	x	x	x		x
<i>Stauroneis</i> sp.				x			
<i>Stauroneis anceps</i> EHRENBERG					x		
<i>Tabellaria flocculosa</i> (ROTH) KÜTZING	x						x
Třída: Xanthophyceae							
<i>Ophiocytium cochleare</i> (EICHWALD) A.BRAUN	x						
ODD.: Chlorophyta							
Třída: Chlorophyceae							
<i>Carteria</i> sp.	x						
<i>Desmodesmus communis</i> (HEGEWALD) HEGEWALD				x			x
<i>Desmodesmus</i> sp. 1	x		x				
<i>Chlamydomonas cf. stellata</i>		x					
<i>Chlamydomonas</i> sp. 1		x	x				
<i>Oedogonium</i> sp. steril.	x		x	x			x

<i>Pediastrum boryanum</i> (TURPIN) MENEGHINI					x	x	x	x
<i>Sorastrum pedastriforme</i> (JENA et BOCK)	x							
<i>Stigeoclonium</i> cf. <i>subsecundum</i>	x	x						
<i>Stigeoclonium</i> sp.	x							
<i>Tetraedron</i> sp.					x			
<i>Ulothrix</i> sp.					x	x		
ODD.: Charophyta								
Třída: Zygnematophyceae								
<i>Spirogyra</i> sp.					x		x	
<i>Staurostrum</i> sp.					x			

5.5 Zooplankton

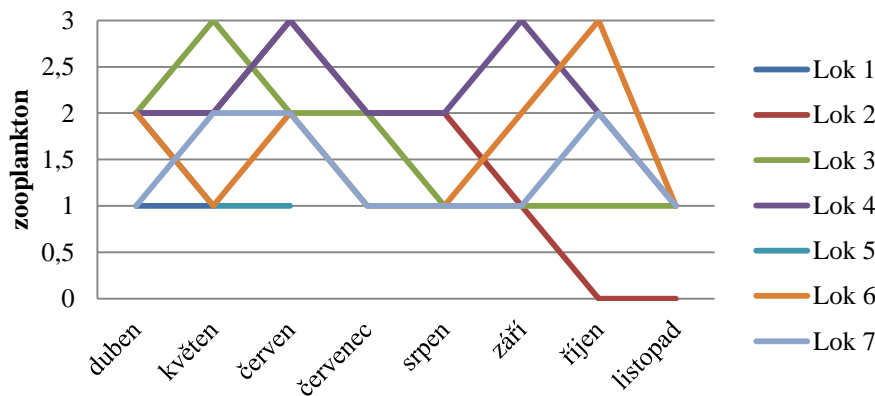
Vývoj zooplanktonu na Lokalitě 1 (Obr. 6) byl sledován po dobu dvou měsíců. Během této doby nedošlo k žádnému výraznému rozvoji, výskyt byl spíše ojedinělý.

Lokalita 2 a 3 (Obr. 6) vykazovaly obdobný trend vývoje. Z jara byly vzorky na zooplankton bohaté, v jednom z měsíců dokonce došlo k přemnožení. Přes letní měsíce abundance zooplanktonu postupně klesala. Koncem sezóny byl pozorován pouze ojediněle.

Lokalita 4 (Obr. 6) byla na výskyt zooplanktonu nejbohatší. V průběhu sezóny došlo k dvojitému nárůstu zooplanktonu. (červen, září).

Lokalita 5 (Obr. 6) obdobně jako Lokalita 1 byla sledována pouze část sezóny. V dubnu byl výskyt zooplanktonu na hranici ojedinělého a středního výskytu (následující dva měsíce byl ve vzorcích zooplankton pozorován pouze ojediněle).

Lokalita 6 a 7 (Obr. 6) měly podobný trend. Nárůst zastoupení zooplanktonu ve vzorcích byl patrný na jaře a na podzim.



Obr. 6 Četnost zooplanktonu zaznamenaná na sledovaných lokalitách v průběhu vegetačního období 2018

6 Diskuze

Z výzkumu JÁROVÉ (2017) byly Lokality 1-3 označeny jako oligotrofní až mezotrofní nádrže. Jako indikátory zde byly využity řasy a sinice, ačkoliv lepší jakost vody bychom mohli určit kompletní chemickou analýzou, která na vybraných lokalitách nebyla provedena. Lokality 4-7 zatím nebyly nikým z hlediska řasové mikroflóry sledovány. Vyhodnocením jakosti vody všech studovaných lokalit se bude zabývat tato kapitola.

6.1 Srovnání chemicko-fyzikálních parametrů

Teplota povrchové vody

Naměřené hodnoty teploty povrchové vody se na všech sedmi sledovaných lokalitách v průběhu vegetační sezóny 2018 měnily v závislosti na povětrnostních podmínkách (Příloha 1, Obr. 3). Nejvýrazněji byly tyto změny pozorovány na Lokalitě 1 a Lokalitě 5, které důsledkem zvyšování teploty v průběhu letního pozorování vyschnuly. Lokalita 1 se nachází v polích mezi Chotíkovem a Malesicemi (Obr. 1), v oblasti, kde se dříve těžil kaolinický pískovec. Je velmi mělká (dosahuje hloubky pouze několika centimetrů, Příloha 2) a v okolí není žádná vyšší vegetace, která by nabízela stín. Ve sledovaném období bylo možné odebrat vzorky pouze v dubnu a květnu, než se veškerá voda v nádrži odpařila. Vzhledem k tomu, že jsou zdrojem vody pravděpodobně pouze srážky, nebyla nádrž již do konce sezóny obnovena (Obr. 3). Oproti tomu Lokalita 2, která se nachází nedaleko Letkova na začátku lesa, ačkoliv obdobně mělká, je obklopena hustou vegetací a k vysychání v průběhu sledovaného období docházelo postupně. Zdroj vody zde nebyl nikdy zcela vyčerpán. Lokalita 3 leží hlouběji v lese za Lokalitou 2. Je výrazně hlubší (Příloha 2) oproti předešlým dvěma sledovaným lokalitám. I přes zvyšující se teplotu v průběhu letních měsíců proto nevyschla, pokles hladiny byl pouze o cca 20 cm. Lokality 4–7 leží v těsné blízkosti pod Lobežským parkem. Prostranství louky je sice ohraničeno stromy, jejich stín však zdaleka nesahá až na sledované lokality. Největší z nich, Lokalita 4, nebyla vyššími teplotami výrazně ovlivněna. Lokalita 5 však slouží pouze jako protipovodňový prvek a vodní hladina v ní zdaleka není stálá. Nádrž se naplňuje pouze po výrazném dešti. Poslední odběr zde byl v červnu, než definitivně vyschnula (Příloha 2, Obr. 3). Lokalita 6 je obdobně velká, ale její hladina je z větší části

zarostlá orobincem širokolistým, který ji chrání před vyschnutím. I na Lokalitě 7 byl výrazně znatelný úbytek vody v letních měsících, ale k úplnému odpaření nedošlo (Obr. 3).

pH povrchové vody

Trend vývoje hodnot pH byl na všech lokalitách obdobný. Hodnoty v průběhu sezóny na všech lokalitách postupně stoupaly či se držely na stejných hladinách, s minimálním kolísáním. Na všech lokalitách docházelo k měřením proměnných in situ zhruba ve stejnou dobu (v dopoledních hodinách), aby měření nebyla zkreslena přirozeným kolísáním hodnot pH v průběhu dne (LLOYD et al., 1977). Na Lokalitě 1, kde došlo pouze ke dvěma měřením, se hodnoty držely stále těsně pod 9 (Příloha 1, Obr. 3). Vzhledem ke krátké době, po kterou byla lokalita sledována, není možné určit, zda by trend vývoje pokračoval stejným způsobem jako na ostatních lokalitách či byl ovlivněn nárůstem abundance fytoplanktonu (popř. jinými faktory). Ve srovnání s výsledky zaznamenanými JÁROVOU (2017) však byly hodnoty pH na lokalitě v průběhu roků 2015 a 2016 výrazně nižší (pohybovaly se převážně mezi 7-8). Až koncem sezóny 2016 docházelo k jejich postupnému nárůstu (říjen, listopad – 9,19; 9,11). Vzhledem k tomu, že kaolinit, který se zde dříve těžil, má obvykle nižší pH (až acidické), (SVAČINOVÁ, 2013), musely zde být hodnoty ovlivněny vnějšími faktory (např. se mohly do půdy z nedalekých polí dostat organické nánosy i prvky, které se využívají při hnojení). Zároveň lze předpokládat, že lokalita je výrazně ovlivňována srážkami.

Lokalita 2 vykazovala dvě maxima a to v červenci 9,76 a říjnu 9,8 (Příloha 1). Sledovaný nárůst hodnot v červenci doprovázelo přemnožení druhu *Euglena sanguinea*. Jedním z hlavních faktorů, který má vliv na hodnoty pH, je právě přemnožení fytoplanktonu, ke kterému dochází převážně v létě. Při zvýšení abundance fytoplanktonu dochází k výraznému zvýšení procesu fotosyntézy a tím ke zvýšení spotřeby CO₂. Tím může být výrazně ovlivněna uhličitánová rovnováha nádrže. Ve vodní nádrži stoupají produkty fotosyntézy (kyslík, cukry), ale zároveň se z hloubky odčerpává oxid uhličitý a jiné ionty, čímž dochází k přesunu hodnot pH do alkalické oblasti (COLEMAN et COLMAN, 1981). V říjnu však nebyla pozorována vyšší abundance fytoplanktonu. Vzhledem k tomu, že pH vody může být ovlivněno mnoha faktory (místo odběru, vegetace, podloží nádrže), (HINDÁK, 1978), v nízkém nárůstu hodnot (které se v průběhu měření pohybovaly obvykle kolem 9,3 – 9,5) mohlo hrát roli více proměnných. Ačkoliv je v blízkosti Lokality 2 rašeliniště, výsledky pH nenaznačují, že by napájelo vodní nádrž. Na tento fakt poukazují

naměřené hodnoty pH, které je na této lokalitě spíše zásadité, zatímco pro rašeliniště je charakteristické kyselější prostředí.

Na Lokalitě 3 byl pozorován nárůst hodnot o téměř 1 jednotku v období od srpnového termínu měření do termínu v září (Příloha 1, Obr. 3) a zvýšené hodnoty se držely až do konce roku (přes 10 pH). Společně s tímto nárůstem však nebyla pozorována vyšší abundance fytoplanktonu, spíše naopak. Můžeme tedy předpokládat, že lokalita byla ovlivněna některými z mnoha jiných faktorů, například častými srážkami, které do lokality naplavily organický materiál. Vzhledem k poloze lokality (uprostřed lesa) můžeme předpokládat i častý pohyb zvířat v okolí této nádrže. Lokalita není dostatečně velká ani průhledná na to, aby ji majitelé chaty používali k rekreaci. Vzhledem k obydlí chaty v letních měsících (červenec, srpen) je lokalita pravděpodobně výrazně ovlivněna lidským faktorem (např. splachy vody z praní prádla aj.).

Největší výkyv v hodnotách pH byl zaznamenán na Lokalitě 4 v období z dubna na květen (8,21; 8,89) a z června na červenec (8,74; 9,47), (Příloha 1, Obr. 3). Vzhledem k tomu, že tento nárůst korespondoval s větší abundancí fytoplanktonu (*Eunotia bilunaris*, *Hantzschia amphioxys*, *Phormidium formosum*, *E. gracilis*, *E. texta*, *Synura* sp., *T. volvocina* a *T. conica*), je pravděpodobné, že hodnoty byly ovlivněny vyšším zastoupením řasové mikroflóry, která ovlivnila uhličitánovou rovnováhu dané nádrže. Navíc tato lokalita jako jediná ze sledovaných slouží k rekreačním účelům, proto mohly být hodnoty výrazně ovlivněny také koupáním v letních měsících vlivem různých bakterií či opalovacích krémů. Něco takového však nebylo ve studiích, které se zabývaly obdobnými lokalitami, zaznamenáno. Proto se jedná pouze o spekulaci. Zbylé lobezské lokality se nevyužívají k rekreaci, protože nemají dostatečnou vodní plochu ke koupání. Je však možné předpokládat, že pH mohlo být ovlivněno i blízkým pohybem lidí v jejich okolí. Navíc lobezský park je velmi atraktivní i pro majitele psů, kteří je nechávají koupat v nedaleké řece. Je otázkou, zda využívají i menší ze sledovaných lokalit, které jsou hned vedle zmíněné řeky. Na Lokalitě 5 docházelo k pravidelným odběrům a měřením chemicko-fyzikálních parametrů vody pouze tři měsíce (Příloha 1, Obr. 3), není tedy možné určit, zda by byl trend vývoje hodnot obdobný jako na ostatních lobezských lokalitách, či zda by byly hodnoty pH něčím výrazně ovlivněny. Lokalita 6 měla dvě výraznější maxima a to v říjnu (9,9) a listopadu (9,69), kdy bylo pozorováno vyšší zastoupení taxonu *Peridinium bipes* a *Pediastrum boryanum*. Tyto hodnoty však pravděpodobně souvisí s předešlým téměř plošným vyschnutím nádrže a znovuoobením vodního hladiny. Lokalita 7 neměla žádná výraznější maxima, hodnoty pH zde oproti

předešlým lokalitám o něco výrazněji kolísaly kolem 9 pH. Fytoplankton (*Lepocinclis acus*, *Trachelomonas volvocina*, *Peridinium bipes*, *Eunotia bilunaris*, *Tabellaria flocculosa*) byl nejhojněji pozorován v průběhu května a července, což odpovídá i zvýšeným hodnotám pH v těchto měsících (Příloha 1, Obr. 3).

Konduktivita povrchové vody

Hodnoty konduktivity Lokality 1 a Lokality 2 byly výrazně nižší oproti ostatním sledovaným nádržím. Jak je patrné z vývoje grafu (Obr. XY) hodnoty zaznamenané na Lokalitách 2, 4 a 6 postupně stoupaly, zatímco Lokalita 3 vykazovala opačný trend. U Lokalit 1 a 5 nelze předpovídat, jak by se hodnoty vodivosti dále vyvíjely vzhledem k jejich předčasnému vyschnutí. Nízká hodnota vodivosti na Lokalitě 1 může být vysvětlena pravidelným vyschnutím lokality s nedostatečným obnovením vodního zdroje. Z výzkumu JÁROVÉ (2017) je patrné, že hodnoty konduktivity v roce 2015 i 2016 byly na této lokalitě o celé tisíce vyšší. JÁROVÁ (2017) tuto skutečnost vysvětluje pravidelným obděláváním polí v okolí lokality a přeháňkami, které předcházely odběrům, během kterých byla maxima naměřena. V roce 2015 byla první naměřená hodnota velmi nízká ($242 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), ale následně měřené hodnoty vyletěly až přes $2000 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. K nejvyššímu výkyvu došlo v září 2016 ($3256 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). V sezóně 2018 však hodnoty naměřené v dubnu a květnu nepřesáhly $400 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Hodnoty konduktivity na Lokalitě 2 byly taktéž výrazně nižší, ale v průběhu roku postupně stoupaly (Příloha 1, Obr. 4). Tuto skutečnost je možné vysvětlit přítokem podpovrchové vody. Lokalita 3 měla zcela opačný trend od Lokality 2, ačkoliv leží nedaleko sebe. Hodnoty konduktivity zde byly zpočátku vysoké ($1572 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) a postupně klesaly. To naznačuje, že nádrž postupně přicházela o živiny. Oproti předešlým letům zde tentokrát nebyli vysazení japonští kapři (JÁROVÁ, 2017), což mohlo ovlivnit rozložení iontů v nádrži. Trend vývoje hodnot vodivosti Lokality 4 byl shodný s trendem Lokality 2, ačkoliv hodnoty konduktivity zde byly výrazně vyšší a přesahovaly při všech měřeních $1000 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Výkyvy v hodnotách mohla ovlivnit převážně lidská činnost v okolí nádrže, která se využívá k rekreaci, popřípadě cirkulace vody, což jako možné důvody změn hodnot vodivosti uvádějí na jiných lokalitách, které se využívají k rekreaci, také např. NAKAMORI et al., 1992). Lokalita 6 na tom byla obdobně. Lokalita 7 měla stejně jako u pH hodnoty kolísavé se třemi výraznějšími maximy (květen, červen, srpen). Lokalita obsahuje vodní hrací prvky a mohla být snadno ovlivněna antropogenními vlivy.

6.2 Srovnání sezónní dynamiky a druhového zastoupení sledovaných lokalit

Z hlediska druhového zastoupení byla nejbohatší Lokalita 2 a Lokalita 4. V obou zmíněných nádržích bylo pozorováno dohromady 33 taxonů. Další v pořadí byla Lokalita 1 (28 taxonů), která během sezóny vyschnula, a byly zde provedeny pouze dva odběry. Na této lokalitě byla naměřena velmi nízká konduktivita (kolik), což by naznačovalo, že by řasy a sinice neměly přebytek živin, aby dlouhodobě přežily. Je však možné (a výsledky JÁROVÉ, 2017, tuto skutečnost v letních měsících naznačují), že díky obdělávání polí, které lokalitu obklopují, by konduktivita v průběhu jara a léta výrazně stoupl a do nádrže by se navrátily živiny. Nejbohatěji zde byla zastoupena třída Bacillariophyceae, která je velmi odolná díky pevným křemičitým schránkám (DODSON, 1974) a dokáže přežít i periodické vysychání této nádrže (GERALDES et BOAVIDA, 2005). Zajímavé je, že tyto 3 nádrže jsou hlediska charakteru i velikosti naprosto odlišné. Zároveň neleží blízko sebe. Na Lokalitě 3, která je v blízkosti Lokality 2, bylo zaznamenáno 24 taxonů. Hůře na tom byly lokality 5-7, které leží v těsné blízkosti Lokality 4. Zde nalezené množství zástupců řas a sinic nepřesáhlo 20 taxonů. Ačkoliv Lokalita 5, která v letních měsících vyschnula, měla vyšší počet pozorovaných taxonů než Lokalita 6, ve které byla voda v průběhu celé sezóny. Z pozorování Lokality 5 a 1 lze tedy usoudit, že periodické vysychání není hlavním faktorem, který by ovlivňoval zastoupení fytoplanktonu i fytobentosu. Vliv bude dozajista mít množství živin v nádrži, množství a charakter mikrobiotopů, konkurence predátorů v prostředí i geologické podloží.

Z hlediska sezónní dynamiky si byly lokality podobné rozvojem bičíkovců i rozsivek. Z počátku jara byl pro všechny lokality typický rozvoj skrytěnek, které postupně v květnu vymizely. Je možné spekulovat, že sloužily jako potrava zooplanktonu. Lokality 1-4 měly bohatý rozvoj fytoplanktonu i fytobentosu v podobě Euglenophyceae a Bacillariophyceae, lišily se pouze některými druhy. Například *Euglena sanguinea* byla typická pouze pro Lokality 2 a 3, *Monomorphina pyrum* zase pro Lokalitu 1 a 4. Na Lokalitách 1-5 byla pozorována *Trachelomonas* cf. *conica*. Obdobně se *Trachelomonas volvocina* vyskytovala pouze na Lokalitě 2, 4 a 7. *Euglena texta* byla zaznamenána na Lokalitě 1 2 a 4. *Synura* sp. 1 byla pozorována na Lokalitách 1 3 a 4. Lokality 5-7 byly na bičíkovcen chudší, byl zde zaznamenán hlavně vysoký nárůst v podobě druhu *Peridinium bipes* (který byl pozorován i na Lokalitě 4) a to v letních měsících. Na všech lokalitách byla pozorována rozsivka *Eunotia bilunaris*, což je běžný a kosmopolitní druh (citace). Dalším častým druhem byla *Hantzschia amphioxys*, která nebyla nalezena pouze na

Lokalitě 2, *Pinnularia viridis* a *Pinnularia brebissoni*, které nebyly pozorovány jen na Lokalitě 6. Naopak ojediněle byla na Lokalitě 1 pozorována řasa *Ophiocytium cochleare* a *Cryptomonas* sp. 1, Lokalitě 2 *Ochromonas* sp., *Mallomonas* sp., *Trachelomonas hispida* var. *granulata* a *Pinnularia biceps*. Na Lokalitě 3 byla ojediněle pozorována *Trachelomonas volvocinopsis*, *Phacus curvicauda*, *Cryptomonas* sp. 3, *Synura* sp. 2. Na Lokalitě 4 byl ojediněle pozorován v bentosu *Nostoc* sp. a na Lokalitě 5 zase *Navicula fluens* a *Nitzschia* sp. Na Lokalitě 6 i 7 byli pozorovány pouze druhy, které se objevili i v ostatních nádržích.

Vliv rozvoje zooplanktonu na vývoj fytoplanktonu

S kvantitativním a kvalitativním složením fytoplanktonu souvisí také množství zooplanktonu dané nádrže. Vzhledem k tomu, že Lokality 1 a 5 byly sledovány pouze po část sezóny, nebyl zde vývoj zooplanktonu výrazný, což pravděpodobně souvisí s vyschnutím lokalit. Zooplankton tak neměl dostatečný čas na reprodukci. Naopak na Lokalitách 2 a 3 byl výskyt zooplanktonu hojný a korespondoval s rozvojem fytoplanktonu. Na Lokalitě 2 došlo na jaře k přemnožení kokálních řas, které mohly sloužit jako potrava právě pro zooplankton. V létě s klesající abundancí fytoplanktonu došlo i k poklesu abundance zooplanktonu. Lokalita 3 byla bohatá na zástupce ze skupiny Euglenophyceae (*Trachelomonas conica*, *T. volvocinopsis* a *E. viridis*). Většina z těchto druhů má bičíky a schránky s různými trny či výběžky (zejména rod *Trachelomonas*) a můžeme předpokládat, že se tedy umí zooplanktonu efektivně bránit (DODSON, 1974). Taktéž na Lokalitě 4 byly začátkem jara pozorovány kokální řasy (Příloha 8 – A). Začátkem sezóny (duben, květen) byl fytoplankton v nádrži hojný, k rozvoji zooplanktonu došlo v červnu. Můžeme předpokládat, že zooplankton neměl v nádrži, kde se vyskytovali převážně bičíkovci ze skupiny Euglenophyceae (*E. gracilis*, *Trachelomonas volvocina*, *T. conica*), vhodnou složku potravy nezbytnou pro svůj rozvoj. Dle DODSONA (1974) jsou uvedení zástupci před požitím zooplanktonu chráněni. V září, kdy bylo zjištěno druhé maximum rozvoje zooplanktonu, došlo i k hojnému rozvoji fytoplanktonu. Na Lokalitě 4 byli při tomto odběru hojně pozorováni hlavně zástupci *Desmodesmus communis* a *Pediastrum boryanum*, ojediněle *Spirogyra* sp. a *Tetraedron* sp. Dle DODSONA (1974) se některé druhy zooplanktonu (konkrétně rod *Daphnia*, který byl v nádrži zaznamenán) živí menšími řasami (v rozmezí 44-62 μm). Schránky s menším množstvím drobných trnů jim až tolik nevadí. Je tedy možné, že se v tomto období zooplankton (alespoň jeho část) živila řasou *Desmodesmus* (12-36 μm). Zbylé řasy, které se v nádrži vyskytovaly, byly pro

zooplankton pravděpodobně příliš veliké. Nesmíme také opomenout, že mnozí zástupci zooplanktonu jsou draví. U Lokalit 6 a 7 byly v trendu vývoje (Obr. 6) pozorovány dvě maxima na jaře a na podzim. Na jaře u obou lokalit korespondoval s vývojem fytoplanktonu, ale v podzimních měsících byly na obou lokalitách zastoupeny pouze řasy ze třídy Bacillariophyceae. Na Lokalitě 6 konkrétně *Eunotia binularis*, *Hantzschia amphioxys* a to velmi ojediněle. Na Lokalitě 7 byl konec sezóny taktéž chudý na výskyt jakýchkoliv řas, ojediněle byla pozorována *E. binularis* a *Tabellaria flocculosa*. Mezi rozsivkami jsou druhy planktonní, bentické, ale i epizoické (BELLINGER et SIGEE, 2015). Je tedy otázkou, zda by byly vhodnou potravou právě pro zooplankton. Určité druhy zooplanktonu (např. rod *Daphnia*) preferují vody dle množství přítomných živin (konkrétně fosforu a dusíku), (ELSER et al., 1988; MEUNIER et al., 2015).

6.3 Srovnání sledovaných lokalit s předchozími výzkumy

Mělké nádrže obvykle neprobouzí zájem mnoha vědců, proto neexistuje příliš studií, které by se zabývaly jejich řasovou mikroflórou a trofíí. Lokality 1-3 v předchozích letech zkoumala JÁROVÁ (2017) v bakalářské práci, na kterou tato diplomová práce navazuje. Lokality 4-5 jsou člověkem nově vytvořená stanoviště, kde zatím žádný algologický výzkum neprobíhal.

JÁROVÁ (2017) pozorovala lokality 1-3 v roce 2015 a 2016. Z hlediska chemicko-fyzikálních parametrů teplota korespondovala s povětrnostními podmínkami i teplotou okolí. Hodnoty pH Lokalit 2 a 3 se v roce 2018 mírně zvýšily oproti minulým rokům, zatímco na Lokalitě 1 došlo k výraznějšímu nárůstu již v roce 2016 (ze 7 na 9, zatímco během sezony 2018 se držely kolem 8). JÁROVÁ (2017) pozorovala nižší hodnoty na Lokalitě 2 a 3 blížící se k 7 začátkem sezóny 2015 i 2016, ale hodnoty poté v průběhu sezóny lineárně stoupaly až k 9,8. Oproti tomu v sezóně 2018 byly hodnoty při prvotním měření o 1 vyšší než v předešlých letech. Hodnoty pH mohou být ovlivněny více faktory, včetně podloží daných lokalit. Vzhledem k tomu, že na Lokalitě 1 byl původně těžen kaolinický pískovec (Lokalita 1), můžeme z geologického podloží předvídat kyselejší pH. Zároveň jsou kolem lokality pravidelně obdělávaná pole, kde hnojiva, která se vsakují do půdy, mohou výrazně narušit stabilitu dané nádrže. Z hlediska konduktivity byl na Lokalitě 1 zaznamenán výrazný pokles, kde v průběhu sezóny 2015 i 2016 byly i přes vyschnutí nádrže zaznamenávány výrazně vyšší hodnoty (pohybující se v roce 2015 rozsahu $1200 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ – $2300 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). V roce 2016 byla dokonce pozorována dvě výrazná maxima a to

v červnu ($3985 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) a září ($3256 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). JÁROVÁ (2017) spekovala, že v té době muselo dojít k výraznému znečištění či zanesení nádrže organickým materiálem. Před zmíněnými odběry nebyl zaznamenán žádný výrazný déšť. Avšak během sezóny 2018, kde byly provedeny pouze dva odběry (duben, květen), byly hodnoty konduktivity výrazně nižší (kolem $300 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). To naznačuje, že nádrž výrazně přišla o živiny. Je zajímavé, že podobný propad nebyl pozorován z roku 2015 na 2016, kdy lokalita v průběhu července až listopadu byla vyschnutá, zatímco v následující sezóně došlo k jejímu vyschnutí pouze v srpnu a v září byla voda obnovena. Je pravděpodobné, že oproti předešlým rokům nebyla lokalita v roce 2018 výrazně znečištěna, ačkoliv pole byla stejně jako v předchozích sezónách osazena brukví řepkou olejkou. Co se týče druhového zastoupení, bylo osazení fytoplanktonu i fytoentosu velmi podobné předešlým rokům. V roce 2015 byla na Lokalitě 1 nejhojněji zastoupena Bacillariophyceae s 6 druhy a po ní následovala Chlorophyceae s 5 druhy a Euglenophyceae se 4 druhy. Zbylé skupiny byly zastoupeny pouze ojediněle. V roce 2016 ubylo zastoupení Chlorophyceae, dominovaly však opět rozsivky a bičíkovci. Na Lokalitě 2 a 3 v roce 2015 dominovala krásnoočka a Bacillariophyceae. Obdobně tomu bylo i v roce 2016, kde na Lokalitě 2 ubyl počet Euglenophyceae a dominujícími řasami se v nádrži staly Bacillariophyceae.

Sezónní dynamika řasových společenstev se vyvíjela v letech 2015 a 2016 podobně. Mezi nejčastěji pozorované zástupce na Lokalitě 1 v průběhu obou sezón patřili *Euglena gracilis*, *Trachelomonas cf. conica*, *Nitzschia palea* a *Pinnularia brebissonii*. V roce 2018 zde byla nově pozorována rozsivka *Cymbella amphicephala*. Vzhledem k tomu, že v roce 2015 byla na lokalitě zaznamenána blíže neurčená rozsivka *Cymbella* sp., je možné, že se jedná o stejný druh, který předtím nebyl určen. Taktéž se častěji vyskytoval zástupce skrytěnek, konkrétně *Cryptomonas* sp. 1 (který byl v bakalářské práci označován jako *Cryptomonas* sp. 3). Lokalita se v letech 2015 i 2016 vyznačovala zjara četnými palmelovými stádii krásnooček, které však během dubna a května 2018 pozorovány nebyly. Lokalita 2 měla srovnatelnou sezónní dynamiku jako v letech 2015 a 2016. Nejčastěji pozorovanými druhy v průběhu obou sezón byly *Dinobryon divergens*, bičíkovci *E. viridis*, *E. texta*, *Phacus curvicauda*, *T. cf. conica*, *T. volvocina*, *T. caudata*, *T. cervicula*, *T. bacillifera*, rozsivky *Eunotia bilunaris* a *Gomphonema johnsonii*. Jen četnost některých druhů *Trachelomonas* byla nižší než v předešlých letech (výrazně dominovaly *T. cf. conica* a *T. volvocina*, zatímco v letech 2015 a 2016 se v červenci a srpnu častěji vyskytovala *T. bacillifera*). Přemnožení *E. sanguinea* (které bylo pozorováno i v letních měsících 2015, 2016) bylo v roce 2018 sice patrné na barvě vodní hladiny, ale abundance

nebyla tak výrazná jako v předchozích letech. V červnu byly zaznamenány častější přehánky než v předchozích letech, které mohly mít vliv na abundanci fytoplanktonu. Zároveň odběry probíhaly v jiném čase i dni v měsíci, než v průběhu sledování lokalit v bakalářské práci. Díky tomu mohl být výskyt těchto bičíkovců na začátku či konci rozvoje, oproti pozorování v předchozích letech. Taktéž Lokalita 3 na tom byla druhovým složením i sezónní dynamikou obdobně. Na jaře (duben) byly v roce 2018 hojněji pozorovány zástupci skrytének oproti předešlým letům. V průběhu roku stejně jako v předchozích letech se standardně vyskytovaly zástupci *Trachelomonas cf. conica* a *T. volvocinopsis* společně s *Euglena viridis*. Nově zde byla zaznamenána vyšší abundance druhu *Peridinium sp.* a *Hantzschia amphioxys* (která byla na lokalitě pozorována poprvé až začátkem roku 2016, v roce 2015 zjištěna nebyla). V roce 2015 i 2016 byl na lokalitě zaznamenán nárůst zástupců bičíkovců, avšak oproti tomu byl rok 2018 na abundanci fytoplanktonu výrazně chudší. Je možné, že je nádrž ovlivňována nárůstem průměrné letní teploty. Taktéž zde v roce 2018 oproti předchozím rokům nebyli vysazení japonští kapři, kteří mohli v předchozích letech přispět k rozvoji organismů v nádrži.

JÁROVÁ (2017) již ve své práci zmapovala srovnání Lokality 1-3 s obdobnými výzkumy ve světě. Vzhledem k tomu, že se jedná o lokality, které nejsou zcela středem zájmů většiny algologů, byly pro porovnání vybrány výzkumy se stanovišti, které se sledovaným Lokality co nejvíce podobaly (ať už druhovým složením, hloubkou či podložím). Pro srovnání s Lokality 1 i 2 byl vybrán výzkum POPELKOVÉ (2014), která se věnovala především mělkým tůňům. V druhovém složení byly srovnatelní někteří bičíkovci (*Euglena gracilis*, *Euglena viridis* a *Monomorpha pyriformis*), ačkoliv lokality POPELKOVÉ (2014) byly výrazně bohatší z hlediska množství i rozmanitosti druhů. Bohužel další studie lokalit, které by se daly přirovnat k Chotíkovskému stanovišti, nebyly zaznamenány. Lokalita je sice označena jako „lom“, vzhledem k tomu, že se jedná o zatopený dolík, v místech, kde se kdysi těžil kaolinický pískovec. Není však hluboká a nemá prakticky žádné využití (ačkoliv mnohé lomy v dnešní době slouží zpravidla k rekreačním účelům). Studium takových lomů se zabývala například NOLČOVÁ (2013), HAVRÁNKOVÁ (2014) a VALEŠOVÁ (2015). Lokalita 2 a její složení bylo porovnáváno s výzkumy, které probíhaly na mělkých tůňkách. Zmapováno již bylo její srovnání s KOČÁRKOVOU et al. (2004), která studovala tůň v Litovelském Pomoraví nedaleko Olomouce. Zde se opravdu hojně vyskytovaly skryténky (obdobně jako na jaře ve všech Lokality, které byly sledovány autorkou). V průběhu sledování mělkých lokalit (převážně vysychajících tůň) KOČÁRKOVÁ et al. (2004) zaznamenali taktéž i zástupce kráskooček (*Trachelomonas*

*hispid*a, *Trachelomonas volvocinopsis*). HETEŠA et al. (2012), kteří mapovali lesní tůň, potvrzují přítomnost rodů *Cryptomonas*, *Trachelomonas* i *Euglena*.

Lokalita 3 není příliš mělkou nádrží, kde by hloubka dosahovala pouze několika centimetrů, ale ani nepřesahuje metr. Zároveň neslouží k rekreaci, ačkoliv leží hned vedle rekreační chalupy. Připomíná spíše zahradní jezírko, do kterého majitelé v předchozích letech vysazovali japonské kapry (ačkoliv v průběhu sezóny 2018 rybí osádka chyběla). Je tedy možné tuto lokalitu srovnávat s menšími typy jezer i hlubšími tůňmi. Mnoho jezer však vykazuje prvky eutrofizace a objevují se v nich často taxony ze skupiny sinic (např. *Microcystis aeruginosa*, *Gloeotrichia*, *Chroococcus*, *Nostoc*, *Oscillatoria rubescens* či *Anabaena* (BELLINGER et SIGEE 2015). Ty však na Lokalitě 3 nebyly pozorovány. Algofloru menších rybníků v podhůří Krušných hor studovala například GEDEONOVÁ (2012). Z hlediska chemicko-fyzikálních parametrů však pH rybníků bylo výrazně nižší oproti Lokalitě 3. V jezerech autorka sice hojně pozorovala zástupce ze skupiny sinic (*Microcystis aeruginosa*, *Oscillatoria limosa*, *Phormidium* sp.), nicméně byli zde i hojně přítomni zástupci krásnooček, kteří byli pozorováni i na Lokalitě 3. Konkrétně: *Euglena gracilis*, *Lepocinclis acus*, *Euglena viridis*, *Trachelomonas volvocinopsis*. Hlavním rozdílem bylo výrazně vyšší zastoupení rozsivek (158 zástupců), zlativek (14 druhů) a absence skrytěnek (ze všech 4 lokalit byl tento bičíkovec pozorován autorkou pouze jedinkrát na dvou stanovištích). DANILOV et EKELUND (2001) zkoumali 4 nádrže s odlišnou trofí a ve všech pozorovali výskyt *Cryptomonas*. Autoři taktéž hojně pozorovali zástupce *Trachelomonas volvocinopsis*, *Tabellaria fenestrata* a *Trachelomonas volvocina*. Konkrétně *Trachelomonas volvocina* byl charakteristický druh na Lokalitách 2, 4 a 7, kde velmi často docházelo k jeho přemnožení. *Trachelomonas volvocinopsis* byla typická pouze pro Lokalitu 1.

Lokalita 4-7 se v mnohém podobaly nádržím 1-3. Druhové složení fytoplanktonu nebylo nijak bohaté. Konkrétně na Lokalitě 4 byli zpočátku léta pozorováni zástupci sinic (*Nostoc* sp., *Phormidium formosum*). Je otázkou, zda v následujících letech dojde k jejich rozmnožení, ačkoliv ani jeden z těchto taxonů nebyl zaznamenán v eutrofních nádržích (HARPER et al., 1992; NIXDORF et DENEKE, 1997; HINDÁK et HINDÁKOVÁ, 2010). Vzhledem k tomu, že se jedná převážně o bentické řasy, je otázkou, zda v nádrži někdy budeme pozorovat vodní květ, který v nádržích používaných k rekreaci můžeme pozorovat čím dál hojněji. NIXDORF et DENEKE (1997) se zabývali různými typy nádrží v Německu a pokusili se o rozšíření pohledu na „nejen mělké“ nádrže. Některé ze sledovaných lokalit se svým charakterem podobala právě Lokalitám 4-7. Velmi často pozorovanou skupinou

byli Cyanophyceae (konkrétně *Aphanizomenon* sp., *Limnothrix redekei*, *Oscillatoria limnetica*, *Planktothrix agardhii*), avšak velký podíl na fytoplanktonu měli i Dinophyceae. Konkrétně druh *Peridinium bipes* dominoval na Lokalitách 5-7, které svou hloubkou dosahují pouze několika centimetrů. Výskyt rodu *Peridinium* v menších jezerech podporuje i studie DANILOVA et EKELUNDA (2001). Studií menších jezer se zabýval i HINDÁK et HINDÁKOVÁ (2010). Konkrétně ve vodní nádrži Modre našli některé druhy shodné s Lokality 4-7. Konkrétně se jedná se o *Navicula palea*, rod *Peridinium*, *Cryptomonas* sp. (které však nemusí být shodné s druhy zaznamenanými na Lokalitách 4-7). Jakost vody byla autory vyhodnocena jako eutrofní, převážně díky hojnému výskytu sinic, které se na žádné z lokalit studovaných v této práci neobjevily (*Microcystis aeruginosa*, *Microcystis botrys*, *Aphanocapsa delicatissima* atd.).

6.4 Blíže neurčené taxony

Některé zástupce, kteří byli v průběhu mikroskopování zpozorováni, nebylo možné s jistotou determinovat. Konkrétně šlo o některé druhy rozsivek, které byly příliš malé, popřípadě jejich schránky byly příliš zničené na to, aby bylo možné říci, zda patří k nějakému již určenému druhu (*Nitzschia* sp., *Pinnularia* sp. a *Stauroneis* sp.). Rozsivka určená jako *Navicula* cf. *subminuscula* odpovídala dle determinační literatury (KRAMMER et LANGE-BERTALOT, 1997a, b) svými ekologickými nároky i tvarem schránky *Navicula subminuscula*, ale byla o něco menší. Totéž platilo i pro bičíkovce *Trachelomonas* cf. *conica* (WOLOWSKI et HINDÁK, 2005), která se na Lokalitách 1-3 vyskytovala hojně v průběhu celé vegetační sezóny. Na lokalitě 1 byla pozorována *Euglena* cf. *clavata* (dle determinační literatury WOLOWSKI et HINDÁK (2005) odpovídala tvarem pelikuly, paramylonových zrn i pyrenoidy, ale buňka byla menší než uváděla literatura. Taxon *Euglena clavata* je běžný druh ve švédských jezerech (WOLOWSKI et HINDÁK, 2005) a rybnících, takže je jeho výskyt možný i na jiných území Evropy.

Dalšími problematickými jedinci, které nebylo možné určit do druhu, byly vláknité řasy a sinice, na kterých nebylo možné pozorovat determinační znaky (vzhledem k tomu, že se u některých vyskytují pouze v období rozmnožování). Konkrétně šlo o sinici rodu *Nostoc* sp. (určován dle tvaru a typu heterocytů; HINDÁK, 2008) a vláknité řasy, které bez pozorování rozmnožovacích stádií je velmi obtížné určit (ETTL et al., 1983; Ettl et al., 1997): *Oedogonium* sp., *Stigeoclonium* sp., *Ulothrix* sp. a *Spirogyra* sp.

Někteří bičíkovci mohou být taktéž obtížně rozlišitelní do jednotlivých druhů. Konkrétně rod *Cryptomonas*, ze kterého byli pozorováni čtyři odlišní zástupci. Na určení do druhu je potřeba nejen detailní záběr na buňky pozorovaných taxonů, ale i záběr na mikrotubuli v jaderné membráně (MCKERRACHER et GIBBS, 1981). Mezi další problematické bičíkovce, které nebylo možné s jistotou určit, patřily rody *Ochromonas* a *Uroglena*. Pro jejich určení by bylo potřeba detailnějšího záběru na stavbu jednotlivých buněk v kolonii (ETTL et al., 1985). Dále nebyly do druhu určeny zlativky rodu *Mallomonas* a *Synura* (Příloha 8 – D), které je možné určit dle tvaru křemičitých struktur na povrchu buňky (KRISTIANSEN, 2002). Na bližší určení by bylo potřeba elektronového mikroskopu, stejně jako pro rozlišení zástupců rodu *Carteria*. Zde by byl nutný záběr stavby bičíku a struktury buňky (ETTL et al., 1983).

6.5 Jakost vody sledovaných nádrží

Pro přesnější určení trofie sledovaných nádrží by bylo nejvhodnější provést chemickou analýzu vody a určit množství přítomných prvků (zejména fosforu a dusíku), nicméně řasy i sinice se již dlouhá léta využívají jako bioindikátory prostředí a přítomnost určitých druhů nás může informovat o dlouhodobém stavu nádrže (např. eutrofizovaná jezera se vyznačují přemnožením *Microcystis* v letních měsících) či náhlé změně v prostředí (BELLINGER et SIGEE 2015).

JÁROVÁ (2017) určila jakost vody Lokalit 1-3 jako oligotrofní až mezotrofní na základě výskytu určitých druhů. Mezi ty patřila i *Trachelomonas volvocina*. Tu pozorovali i DANILOV et EKELUND (2001) na sledovaných lokalitách oligotrofního charakteru. Dle RAWSONA (1956) je pro oligotrofní nádrže důležitá rozmanitost jednotlivých druhů s nižší abundancí fytoplanktonu. Taktéž v těchto typech nádrží převládají hlavně Bacillariophyceae, sinice se vyskytují pouze zřídka. Můžeme sledovat i rod *Cryptomonas*. Klasickým zástupcem oligotrofních vod je rozsivka *Tabellaria*. To potvrzuje i determinační literatura KRAMMER et LANGE-BERTALOT (1991a). Přítomnost této rozsivky v oligotrofních vodách potvrzuje i např. výzkum NOLČOVÉ (2013). RODHE (1948) zase v těchto typech nádrží pozoroval zástupce *Dinobryon divergens*, kterému se ve vodách bohatších na živiny nedaří. Dle BELLINGERA et SIGEEA (2015) je přítomnost zástupců ze skupiny Euglenophyceae kosmopolitní záležitostí.

Když pohlédneme na druhové složení a sezónní dynamiku Lokalit 4-7, můžeme si zřetelně všimnout právě dominance skupiny Bacillariophyceae a jinak druhové chudosti.

Na Lokalitě 4 však byli pozorováni zástupci sinic i rod *Peridinium*, který dle NIXDORFA et DENEKA (1997) spadá svou ekologickou náročností spíše do vod bohatších na živiny. Taktéž zde byl pozorován rod *Nostoc*, který RAWSON (1956) řadí spíše na eutrofní lokality. Byl zde pozorován i rod *Desmodesmus*, který dle BELLINGERA et SIGEEA (2015) preferuje mezotrofní stanoviště. Vzhledem k hojnější přítomnosti fytoplanktonu i jeho vyšší abundanci oproti ostatním lokalitám, je možné předpokládat, že Lokalita 4 pravděpodobně spadá do mezotrofních vod s tendencí k eutrofizaci. Naopak Lokality 5-7 byly na fytoplankton poměrně chudé až na výskyt rodu *Peridinium*, který zde byl poměrně hojný a dle HINDÁK et al. (1978) je to typický zástupce oligotrofních stanovišť. Konkrétně druh *Peridinium bipes* byl pozorován i na mělkých lokalitách v Litovském Pomoraví (POPELKOVÁ, 2014), které byly autorkou vyhodnoceny jako oligotrofní nádrže. Dle Rawsona (1965) a Hindák et Hindákové (2010) poukazují na eutrofizace nádrže taxony *Oscillatoria limnetica*, *Ceratium*, *Microcystis aeruginosa*, *Melosira*, *Asterionella*, *Fragilaria*. Ty však na Lokalitách 4-7 pozorovány nebyly.

Na Lokalitě 7 byl taktéž zaznamenán rod *Desmodesmus*. Vzhledem k přítomnosti rodu *Peridinium* a *Desmodesmus* by Lokality 5 a 6 spadaly spíše mezi mezotrofní až mírně oligotrofní vody. Naopak Lokalita 7 byla na abundanci fytoplanktonu výrazně chudší a byl na ní nalezen druh *T. flocculosa* a *T. volvocina*, což by mohlo naznačovat oligotrofii nádrže dle ekologických nároků zmíněných druhů uváděných RAWSONEM (1956), KRAMMEREM et LANGE-BERTALOTEM (1991a) a DANILOVEM et EKELUNDEM (2001). Zbylé druhy zaznamenané na těchto lokalitách se dle determinační literatury vyskytují kosmopolitně v obdobných typech nádrží (HINDÁK et al., 1978; ETTL et al., 1983; ETTL et al., 1985; ETTL et al., 1997; KRAMMER et LANGE-BERTALOT, 1991a; KRAMMER et LANGE-BERTALOT, 1991b; KRAMMER et LANGE-BERTALOT, 1997a; KRAMMER et LANGE-BERTALOT, 1997b; KOMÁREK et ANAGNOSTIDIS, 1999; LANGE-BERTALOT et KRAMMER, 2000; LANGE-BERTALOT et KRAMMER, 2002; WOLOWSKI et HINDÁK, 2005).

7 Závěr

Cílem této práce bylo zaznamenat druhový soupis společenstev sinic a řas daných lokalit a sledovat chemicko-fyzikální parametry povrchové vody sedmi mělkých nádrží v okolí Plzně. V průběhu vegetační sezóny roku 2018 bylo nalezeno celkem 80 taxonů řas a sinic. Na všech studovaných lokalitách dominovaly především zástupci ze skupiny Bacillariophyceae a Euglenophyceae, s výjimkou Lokality 5 a 6, kde byl výskyt zástupců Euglenophyceae ojedinělý. Konkrétně bylo pozorováno na první lokalitě 28 taxonů, na druhé 30 taxonů, na třetí 24 taxonů, na páté 15 taxonů, na šesté 11 taxonů a na sedmé lokalitě 17 taxonů.

Z hlediska trofie byly lokality 1, 2, 3 a 7 určeny jako oligotrofní vody, zatímco Lokality 5 a 6 jako mezotrofní. Pouze Lokalita 4 vykazovala drobné prvky počínající eutrofizace. Je to také jediná lokalita, která se ze sledovaných využívá k rekreaci. Podobný účel by měla mít i Lokalita 7, která je osazena vodními hracími prvky pro děti, ale na koupání nemá dostatečnou rozlohu ani hloubku.

Do budoucna by mohlo být perspektivní věnovat větší pozornost mikroflóře mělkých nádrží a jejich sezónní dynamice. Zároveň by bylo zajímavé provést sledování sukcese lobezkých lokalita případně potvrdit předpoklad budoucí eutrofizace největší z nádrží (Lokalita 4).

8 Resumé

Diplomová práce se zabývá algologickým průzkumem mělkých nádrží v okolí Plzně a navazuje na předešlou bakalářskou práci. V průběhu jedné vegetační sezóny bylo sledováno 7 lokalit, z nichž 3 byly zkoumány již v předešlých letech. Cílem studie bylo zachytit složení a změny druhové rozmanitosti řas a sinic a sledovat chemicko-fyzikální parametry povrchové vody na studovaných lokalitách. Součástí práce je druhový soupis sinic a řas, naměřené hodnoty zaznamenaných proměnných, vyhodnocení a diskuse získaných dat.

Klíčová slova: biodiverzita, mělké vodní nádrže, periodické vody, řasy, sinice

This diploma thesis deals with an algological survey of shallow reservoirs in Pilsen region and it's follow-up on previous bachelor's thesis. This thesis followed seven localities. Three of them were studied in previous years. 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 seasonal dynamics. The list of found species and recorded variables are part of the thesis along with the evaluation of obtained data.

Key words: algae, biodiversity, Cyanobacteria, shallow lake, periodic ponds

9 Literatura

- ASAEDA, T. et VAN BON, T. 1997. Modeling the effects of macrophytes on algal blooming in eutrophic shallow lakes. *Ecological Modelling* 104(2–3), 261–287.
- BEASLEY, V.R., COPPOCK, R.W., SIMON, J., ELY, R., BUCK, W.B., CORLEY, R.A., CARLSON, D.M. et GORHAM, P.R. 1983. Apparent blue-green algae poisoning in swine subsequent to ingestion of a bloom dominated by *Anabaena spiroides*. *Journal of the American Veterinary Medical Association* 182(4), 413–414.
- BELLINGER, E. et SIGEE, D. 2015. *Freshwater algae: Identification, enumeration and use as bioindicators*. Willey-Blackwell, 268 s. Manchester.
- BERMAN, T. et CHAVA, S. 1999. Algal growth on organic compounds as nitrogen sources. *Journal of Plankton Research* 21(8), 1423–1437.
- BLINDOW, I., ANDERSSON, G., HARGEBY, A. et JOHANSSON, S. 1993. Long-term pattern of alternative stable states in two shallow eutrophic lakes. *Freshwater Biology* 30(1), 159–167.
- 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, 70 s. Brno.
- CARMICHAEL, W.W. 1992. Cyanobacteria secondary metabolites – the cyanotoxins. *Journal of Applied Bacteriology* 72(6), 445–459.
- CARNEY, H.J. 1982. Algal dynamics and trophic interactions in the recent history of Frains lake, Michigan. *Ecology* 63(6), 1814–1826.
- COESEL, F.M. et MEESTERS, K.J. 2007. *Desmids of the Lowlands: Mesotaeniaceae and Desmidiaceae of the European Lowlands*. KNNV Publishing, 351 s. Zeist.
- COLE, G.A. 1966. Contrasts among calanoid copepods from permanent and temporary ponds in Arizona. *The American Midland Naturalist* 76(2), 351–368.
- COLEMAN, J.R. et COLMAN, B. 1981. Inorganic carbon accumulation and photosynthesis in a blue-green alga as a function of external pH. *Plant Physiology* 67(5), 917–921.
- COLLINSON, N.H., BIGGS, J., CORFIELD, A., HODSON, M.J., WALKER, D., WHITFIELD, M. et WILLIAMS, P.J. 1994. Temporary and permanent ponds: an assesment of the effects of drying out on the conservation value of aquatic macroinvertebrate communities. *Biological Conservation* 74(2), 125–133.
- CONDIE, S.A. et WEBSTER, I.T. 2001. Estimating stratification in shallow water bodies from mean meteorological conditions. *Journal of Hydraulic Engineering* 127(4), 286–292.
- DALE, H.M. et GILLESPIE, T.J. 1997. The influence of submersed aquatic plants on temperature gradients in shallow water bodies. *Canadian Journal of Botany* 55(16), 2216–2225.

- DANILOV, 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(3), 197–201.
- DOBŘÁ, L. 2011. *Biodiverzita sinic a řas vybraných vodních nádrží v přírodním parku Manětínská*. MS, Diplomová práce. Západočeská univerzita. 78 s. Plzeň.
- 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.
- DOKULIL, M.T. et TREBUNER, K. 2003. Eutrophication and restoration of shallow lakes – The concept of stable equilibria revisited. *Hydrobiologia* 506/509, 29–35.
- DUY, T.N., LAM, P.K.S., SHAW, G.R. et CONNELL, D.W. 2000. Toxicology and risk assesment of freshwater cyanobacterial (blue-green algal) toxins in water. *Reviews of Enviromental Contamination and Toxicology* 163, 113–185.
- EDWARDS, C., BEATTIE, K.A., SCRIMGEOUR, C.M. et CODD, G.A. 1992. Identification of anatoxin-a in benthic cyanobacteria (blue-green algae) and in associated dog poisonings at Loch Insh, Scotland. *Toxicon* 30(10), 1165–1175.
- ELSER, J.J., ELSER, M.M., MACKAY, N.A. et CARPENTER, S.R. 1988. Zooplankton-mediated transitions between N- and P- limited algal growth. *Limnology and Oceanography* 33(1), 1–14.
- ETTL, H., GERLOFF, J., HEYING, H., et MOLLENHAUER, D. 1983. Chlorophyta 1: *Phytomonadina, Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Gustav Fischer Verlag, 807 s. Stuttgart.
- ETTL, H., GERLOFF, J., HEYING, H., et MOLLENHAUER, D. 1985. *Chrysophyceae und Haptophyceae, Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Gustav Fischer Verlag, 515 s. Jena.
- ETTL, H., GERLOFF, J., HEYNIG, H. et MOLLENHAUER, D. 1977. *Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 18*, Gustav Fischer Verlag, 202 p.
- FERGUSON, E., MOSTO, P., NORDONE, N., PEREZ, G.III. et WOJS, J. 2002. Algae as water quality indicators for a dystrophic pond. *Journal of Phycology* 36(3), 66.
- FRANCIS, G. 1878. Poisonous Australian lakes. *Nature* 18(444), 11–12.
- GEDEONOVÁ, J. 2012. *Biomonitoring řasové flóry vybraných vodních těles v podhůří Krušných hor*. MS, Diplomová práce, Západočeská univerzita v Plzni, 1–99. Plzeň.
- GEOLOGY.CZ. ©2003-2012. Geologické lokality: Letkov [online]. [cit. 2019-05-19]. Dostupné z www: <http://www.geologicke-mapy.cz/regiony/ku-680621/#mapy-online>
- GEOLOGY.CZ. ©2003-2012. Geologické lokality: Malesická skála [online]. [cit. 2019-05-19]. Dostupné z www: <http://lokality.geology.cz/989>
- GERALDES, A.M. et BOAVIDA, M.J. 2005. Seasonal water level fluctuations: Implications for reservoir limnology and management. *Research and Management* 10, 59–69.

- GERVAIS, F. 1997. Diel vertical migration of *Cryptomonas* and *Chromatium* in the deep chlorophyll maximum of a eutrophic lake. *Journal of Plankton Research* 19(5), 533–550.
- GRAY, J. (1988). Evolution of the freshwater ecosystem: The fossil record. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 62, 1–214.
- HAJŠMAN, J. 2011. *Průvodce naučnou stezkou Údolím Úslavy*. Útvar koncepce a rozvoje města Plzně, 60 s. Plzeň.
- HARPER, D. 1992. *Eutrophication of freshwaters: Principles, problems and restoration*. Chapman and Hall, 327 s. London.
- HAVRÁNKOVÁ, M. 2014. *Sinice a řasy zatopených lomů v okolí Štěnovic*. MS, Bakalářská práce, Západočeská univerzita v Plzni, 76 s. Plzeň.
- HETEŠA, J., MARVAN, P., SKÁCELOVÁ, O. et KOPP, R. 2012. *Řasy a sinice mokřadů dolního Podyjí*. Folia Forestalia Bohemica, 168 s. Kostelec nad Černými lesy.
- HINDÁK, F. 2008. *Atlas of Cyanophytes*. Veda, 235 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., JAROVNICKÝ, 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.
- CHEN, C. et DURBIN, E. 1994. Effects of pH on the growth and carbon uptake of marine phytoplankton. *Marine Ecology Progress Series* 109(1), 83–94.
- CHYTRÝ, M., KUČERA, T., KOČÍ, M., GRULICH, V. et LUSTYK, P. 2010. *Katalog biotopů České republiky. Agentura ochrany přírody a krajiny České Republiky*. 447 s. Praha.
- IBELINGS, B.W., PORTIELJE, R., LAMMENS, E.H.R.R., NOORDHUIS, R., VAN DEN BERG, M.S., JOOSSE, W. et MEIJER, M.L. 2007. Resilience of alternative stable states during the recovery of shallow lakes from eutrophication: Lake Veluwe as a case study. *Ecosystems* 10(1), 4–16.
- JÁROVÁ, K. 2017. *Řasová flóra mělkých vodních nádrží v okolí Plzně*. MS, Bakalářská práce, Západočeská univerzita v Plzni, 57 s. Plzeň.
- 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 s. Galway.
- JULIUS, M.L., STOERMER, E.F., TAYLOR, CH.M. et SCHELSKE, C.L. 1998. Local extirpation of *Stephanodiscus niagarae* (Bacillariophyceae) in the recent limnological record of lake Ontario. *Journal of Phycology* 34 (5), 766–771.

- KALFF, J. et KNOEHEL, R. 1978. Phytoplankton and their dynamics in oligotrophic and eutrophic lakes. *Annual Review of Ecology and Systematics* 9, 475–495.
- KNAPP, C.W., DENOYELLES, F., GRAHAM, D.W, et BERGIN, S. 2003. Physical and chemical conditions surrounding the diurnal vertical migration of *Cryptomonas* spp. (Cryptophyceae) in a seasonally stratified midwestern reservoir (USA). *Journal of Phycology* 39(5), 855–861.
- 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.
- KOČVARA, L. 2008. *Aerofytické sinice z oblasti lomu Malá Amerika*. MS, Bakalářská práce, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, 42 s. České budějovice.
- KOZAK, A. et KOWALCZEWSKA-MADURA, K. 2009. Pelagic phytoplankton of shallow lakes. *Polish Journal of Environmental Studies* 19(3), 593–597.
- KRAMMER, K. et LANGE-BERTALOT, H. 1991a. *Bacillariophyceae, 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Gustav Fisher Verlag, 576 s. Stuttgart – Jena.
- KRAMMER, K. 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, K. et LANGE-BERTALOT, H. 1997a. *Bacillariophyceae, 1. Teil: Naviculaceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Gustav Fisher Verlag, 876 s. Stuttgart – Jena.
- KRAMMER, K. et LANGE-BERTALOT, H. 1997b. *Bacillariophyceae, 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Gustav Fisher Verlag, 610 s. Stuttgart – Jena.
- KRISTIANSEN, J. 2002. The genus *Mallomonas* (Synurophyceae): A taxonomic survey based on the ultrastructure of silica scales and bristles. *Opera botanica*, 139(5). 5–128.
- KRUMHANZLOVÁ, V. 2014. *Řasová a sinicová flóra mělkých rybníků v okolí Zaječova*. MS, Bakalářská práce. Západočeská univerzita. 65 s. Plzeň.
- KRUTÍLKOVÁ, L. 2008. *Fytoplankton Slapské nádrže: sezónní změny a ztráty sedimentací*. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, 53 s. Praha.
- LACOU, P., FREEDMAN, B. et CLAIR, T. 2011. Effects of acidification on aquatic biota in Atlantic Canada. *Environmental Reviews* 19, 429–460.
- 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.

- LELLÁK, J. et KUBÍČEK, F. 1992. *Hydrobiologie*. Karolinum, 257 s. Praha.
- Lellák, J. et Kubíček, F. 1992. *Hydrobiologie*. Karolinum, 257 s. Praha.
- MATSUNAGA, H., HARADA, K.I., SENMA, M., ITO, Y., YASUDA, N., USHIDA, S., et KIMURA, Y. 1999. Possible cause of unnatural mass death of wild birds in a pond in Nishinomiya, Japan: sudden appearance of toxic cyanobacteria. *Natural Toxins* 7(2). 81–84.
- MCFETERS, G.A., STUART, S.A. et OLSON, S.B. 1978. Growth of heterotrophic bacteria and algal extracellular products on oligotrophic waters. *Applied and Environmental Microbiology* 35(2), 383–391.
- MCKERRACHER, L. et GIBBS, S.P. 1981. Cell and nucleomorph in the alga *Cryptomonas*. *Canadian Journal of Botany* 60(11), 2440–2452.
- MEUNIER, C.D., BOERSMA, M., WILTSHIRE, K.H. et MALZAHN, A.M. 2015. Zooplankton eat what they need: copepod selective feeding and potential consequences for marine systems. *Oikos* 125(1), 50–58.
- MOSS, B. 1990. Engineering and biological approaches to the restoration from eutrophication of shallow lakes in which aquatic plant communities are important components. *Hydrobiologia* 200/201, 367–377.
- MWAURA, F. 2006. Some aspects of water quality characteristic in small shallow tropical man-made reservoirs in Kenya. *African Journal of Science and Technology – Science and Engineering Series* 7(1), 82–96.
- NAKAMORI, T., SUZUKI, A. et IRYU, Y. 1992. Water circulation and carbon flux on Shiraho coral reef of the Ryukyu Islands, Japan. *Continental Shelf Research* 12 (7/8), 951–970.
- NIXDORF, B. et DENEKE, R. 1997. Why ‚very shallow‘ lakes are more successful opposing reduced nutrient load. *Hydrobiologia* 342/343, 269–284.
- NOLČOVÁ, L. 2013. *Řasová společenstva zatopených lomů v okolí Štěnovic*. MS, Bakalářská práce, Západočeská univerzita v Plzni, 1–62. Plzeň.
- OKUMURA, D.T., SOTERO-SANTOS, R.B., TAKENAKA, R.A. et ROCHA, O. 2006. Evaluation of cyanobacteria toxicity in tropical reservoirs using crude extracts bioassay with cladocerans. *Ecotoxicology* 16(2), 263–270.
- PADISÁK, J. et REYNOLDS, C.S. 2003. Shallow lakes: The absolute, the relative, the functional and the pragmatic. *Hydrobiologia* 506/509, 1–11.
- PEDRÓS-ALIÓ, C., MASSANA, R., LATASA, M., GARCÍ-CANTIZANO, J. et GASOL, J.M. 1995. Predation by ciliates on a metalimnetic *Cryptomonas* population: feeding rates, impact and effects of vertical migration. *Journal of Plankton Research* 17(11), 2131–2154.
- PITOIS, S., JACKSON, M.H. et WOOD, B.J.B. 2010. Problems associated with the presence of cyanobacteria in recreational and drinking waters. *International Journal of Environmental Health Research* 10(3), 203–218.

- POPELKOVÁ, M. 2014. *Řasová společenstva mělkých vodních nádrží v okolí Jindřichova Hradce*. MS, Bakalářská práce, Západočeská univerzita v Plzni, 79 s. Plzeň.
- POPOVSKÝ, J. et PFIESTER, L.A. 1990. *Dinophyceae (Dinoflagellida). Süßwasserflora von Mitteleuropa 6*. Gustav Fisher Verlag, 272 s. Stuttgart – Jena.
- RAWSON, D.S. 1956. Algal indicators of trophic lake types. *Limnology and Oceanography* 1(1), 18–25.
- REPAVITCH, W.M., SONZOGNI, W.C., STANDRIDGE, J.H., WEDEPOHL, R.E. et MEISNER, L.F. 1990. Cyanobacteria (blue-green algae) in Wisconsin waters: acute and chronic toxicity. *Water Research* 24(2), 225–231.
- REYNOLDS, C.S. 1980. Cattle death and blue-green algae: a possible instance from Cheshire, England. *Journal of the Institution of Water Engineers and Scientists* 34(1), 74–76.
- RINEHART, K.L., NAMIKOSHI, M. et CHOI, B.W. 1993. Structure and biosynthesis of toxins from blue-green algae (cyanobacteria). *Journal of Applied Phycology* 6, 159–176.
- RODHE, W. 1948. *Environmental requirements of fresh-water plankton algae: experimental studies in the ecology of phytoplankton*. Lundequistska bokhandeln, 149 s. Město.
- SAADI, O. et CAMERON, A.S. 1993. Illness associated with blue-green algae. *The Medical Journal of Australia* 158(11), 792–793.
- SHEFFER, M, GEEST, J., ZIMMER, Z., JEPPESEN, E., SONDERGAARD, M., BUTLER, G.M., HANSON, M.A., DECLERCK, S. et MEESTER, L. 2006. Small habitat size and isolation can promote species richness: second-order effects on biodiversity in shallow lakes and ponds. *Oikos* 112(1), 227–231.
- SHEFFER, M. 2004. *Ecology of Shallow lakes*. Springer-Verlag, 357 s. New York.
- SCHIEFFER, M., HOSPER, S.H., MEIJER, M.L., MOSS, B. et JEPPESEN, E. 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology and Evolution* 8, 275–279.
- SCHELSKE, C.L. et STOERMER, E.F. 1971. Eutrophication, silica depletion and predicted changes in algal quality in lake Michigan. *Science* 173(3995), 423–424.
- SMOLANDER, U. et ARVOLA, L. 1988. Seasonal variation in the diel vertical distribution of the migratory alga *Cryptomonas marssonii* (Cryptophyceae) in a small, highly humic lake. *Hydrobiologia* 161(1), 89–98.
- STOERMER, E.F., EMMERT, G. et SCHELSKE, C.L. 1989. Morphological variation of *Stephanodiscus niagarae* Ehrenb. (Bacillariophyta) in Lake Ontario sediment core. *Journal of Paleolimnology* 2 (3), 227–236.
- STRAILE, D. 2000. Meteorological forcing of plankton dynamics in a large and deep continental European lake. *Oecologia* 122(1), 44–50.
- SVAČINOVÁ, I. 2013. *Vliv vegetace sukcesního stáří na vývoj půd v písčivých nádržích*. MS, Diplomová práce, Univerzita Karlova v Praze, 93 s. Praha

- SVOBODOVÁ, I. 2009. *Řasová a sinicová flóra v zatopených lomech na Skutečsku*. MS, Bakalářská práce, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Přírodovědná fakulta, 57 s. České Budějovice.
- 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.
- ÚTVAR KOORDINACE EVROPSKÝCH PROJEKTŮ MĚSTA PLZNĚ, P.O. 2016. Vodní plochy Lobežská louka – I. etapa [online]. [cit. 2019-05-19]. Dostupné z www: <http://ukep.eu/post/vodni-plochy-lobezska-louka-i-etapa/>
- VADINEANU, A., SERGIU, C. et IGNAT, G. 1992. Phytoplankton and submerged macrophytes in the aquatic ecosystems of the Danube delta during the last decade. *Hydrobiologia* 243(1), 141–146.
- VALEŠOVÁ, E. 2015. *Biodiverzita sinic a čas zatopených lomů v okolí Stoda*. MS, Bakalářská práce, Západočeská univerzita v Plzni, 76 s. Plzeň.
- WILLIAMS, D.D. 1997. Temporary ponds and their invertebrate communities. *Aquatic conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 7(2), 105–117.
- WOŁOWSKI, K. et HINDÁK, F. 2005. *Atlas of Euglenophytes*. Veda, 136 s. Bratislava.

Přílohy

Příloha 1 Chemicko-fyzikální parametry vody

Příloha 2 Fotodokumentace lokalit 1

Příloha 3 Fotodokumentace lokalit 2

Příloha 4 Vyobrazení odběrových míst

Příloha 5 Zástupci zaznamenaní na studovaných lokalitách

Příloha 6 Vybraní zástupci Euglenophyta

Příloha 7 Vybrané druhy rozsivek

Příloha 8 Blíže neurčení zástupci

Přílohy

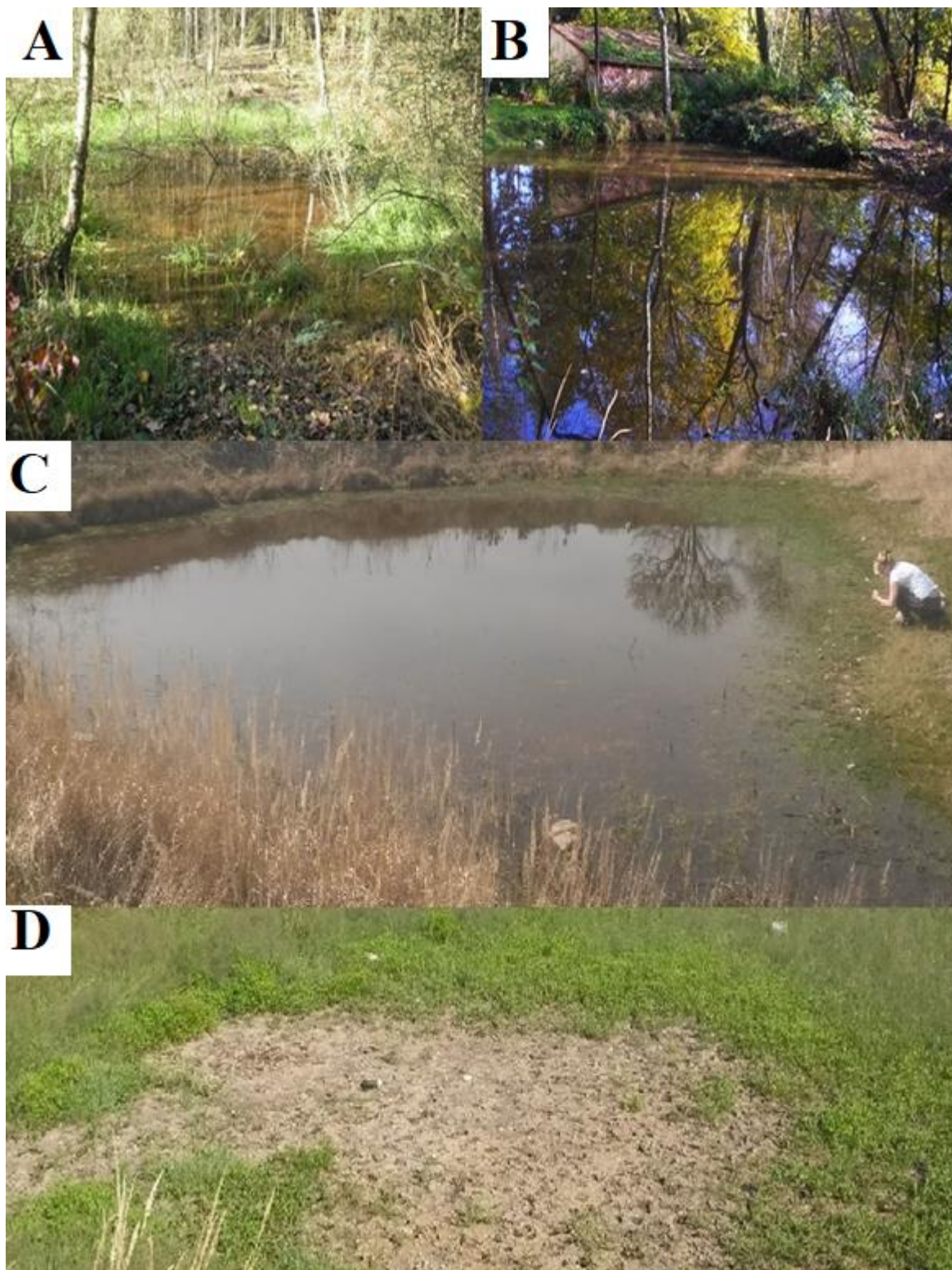
Příloha 1 Chemicko-fyzikální parametry vody (Lok" = lokalita)

pH							
	Lok 1	Lok 2	Lok 3	Lok 4	Lok 5	Lok 6	Lok 7
duben	8,9	8,8	8,11	8,21	7,96	7,68	8,93
květen	8,81	9,27	8,43	8,89	8,59	8,93	9,21
červen		9,51	8,23	8,74	8,3	8,85	9,1
červenec		9,76	8,73	9,47		9,33	9,48
srpen		9,47	9,36	9,58		9,53	8,9
září		9,63	10,26	9,53		9,44	9,42
říjen		9,8	10,3	9,4		9,9	9,24
listopad		9,74	10,29	9,46		9,69	9,35

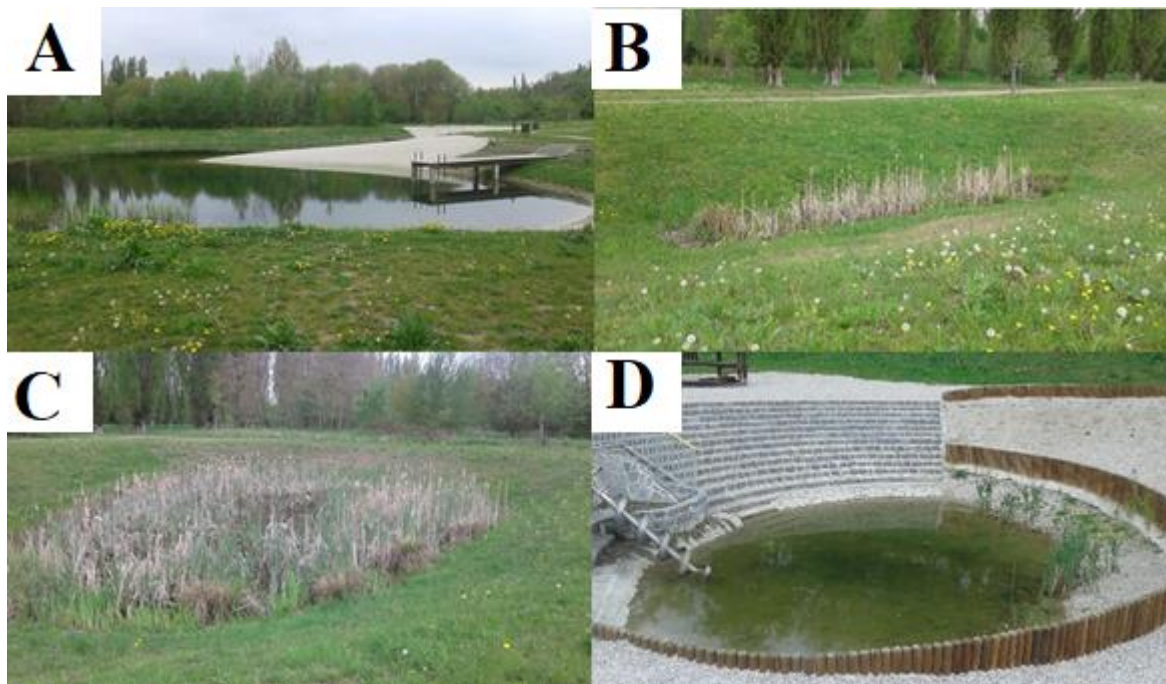
teplota							
	Lok 1	Lok 2	Lok 3	Lok 4	Lok 5	Lok 6	Lok 7
duben	21,1	21,4	22	18,3	20,1	17,1	18,7
květen	18,7	18,8	19,4	21,6	19,7	19,3	21,8
červen		19,6	18,9	20,7	19,2	19,4	22,1
červenec		22,7	22,3	25,5		24,5	24
srpen		21,3	20,2	26,8		26,2	25,9
září		20,4	19,1	23,3		21,8	24,7
říjen		8,3	9	11		9,9	9,6
listopad		4,9	5,3	7,6		6,2	6,4

konduktivita							
	Lok 1	Lok 2	Lok 3	Lok 4	Lok 5	Lok 6	Lok 7
duben	307	383	1572	1004	793	842	937
květen	313	238	1328	1073	1043	1096	1047
červen		452	1208	1124	1078	1117	1089
červenec		485	1072	1039		1176	829
srpen		428	893	1329		1186	1284
září		523	716	1628		1160	982
říjen		700	290	1523		1334	905
listopad		682	364	1489		1287	932

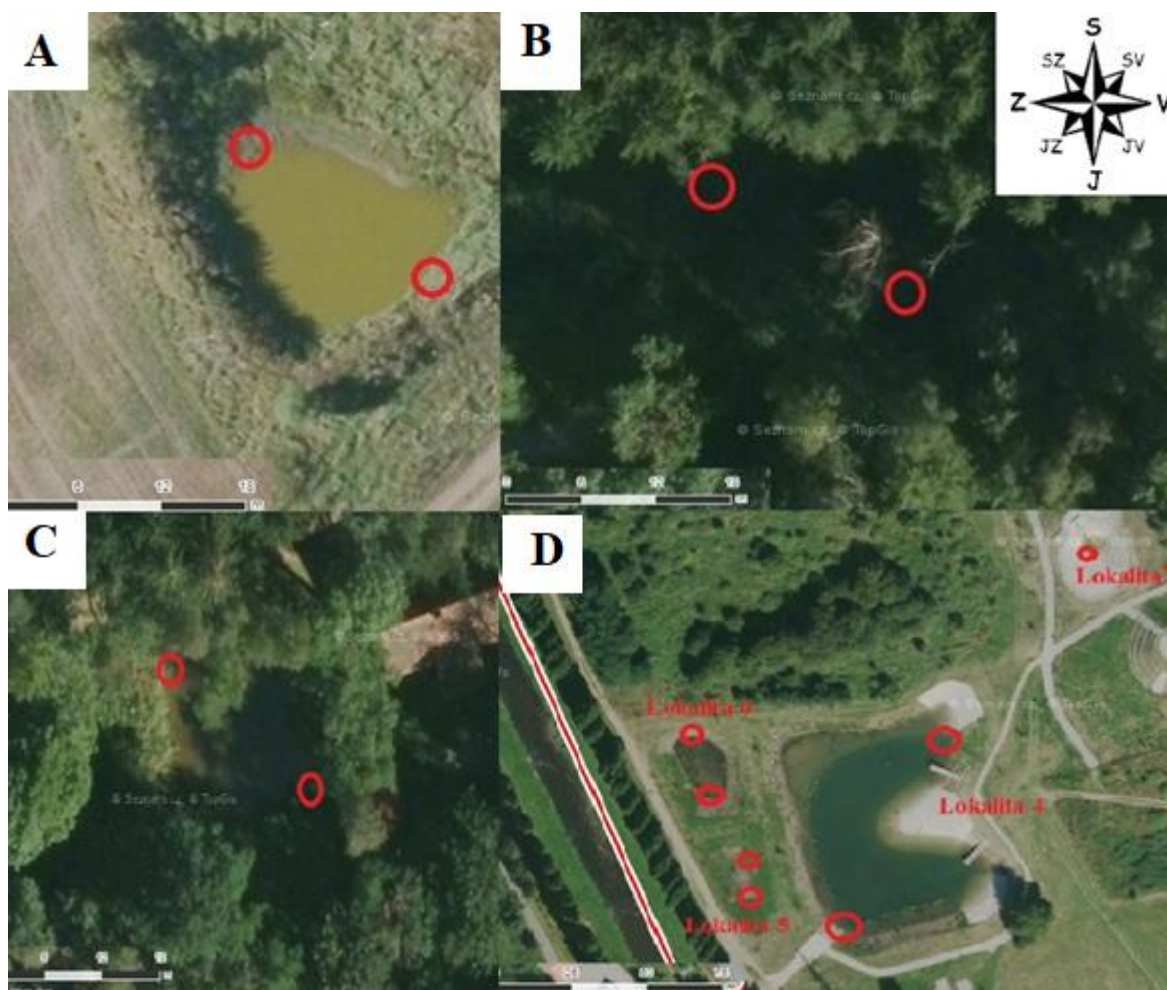
Příloha 2 Fotodokumentace lokalit 1 (A – Lokalita 2, B – Lokalita 3, C – Lokalita 1 před vyschnutím, D – Lokalita 1 po vyschnutí)



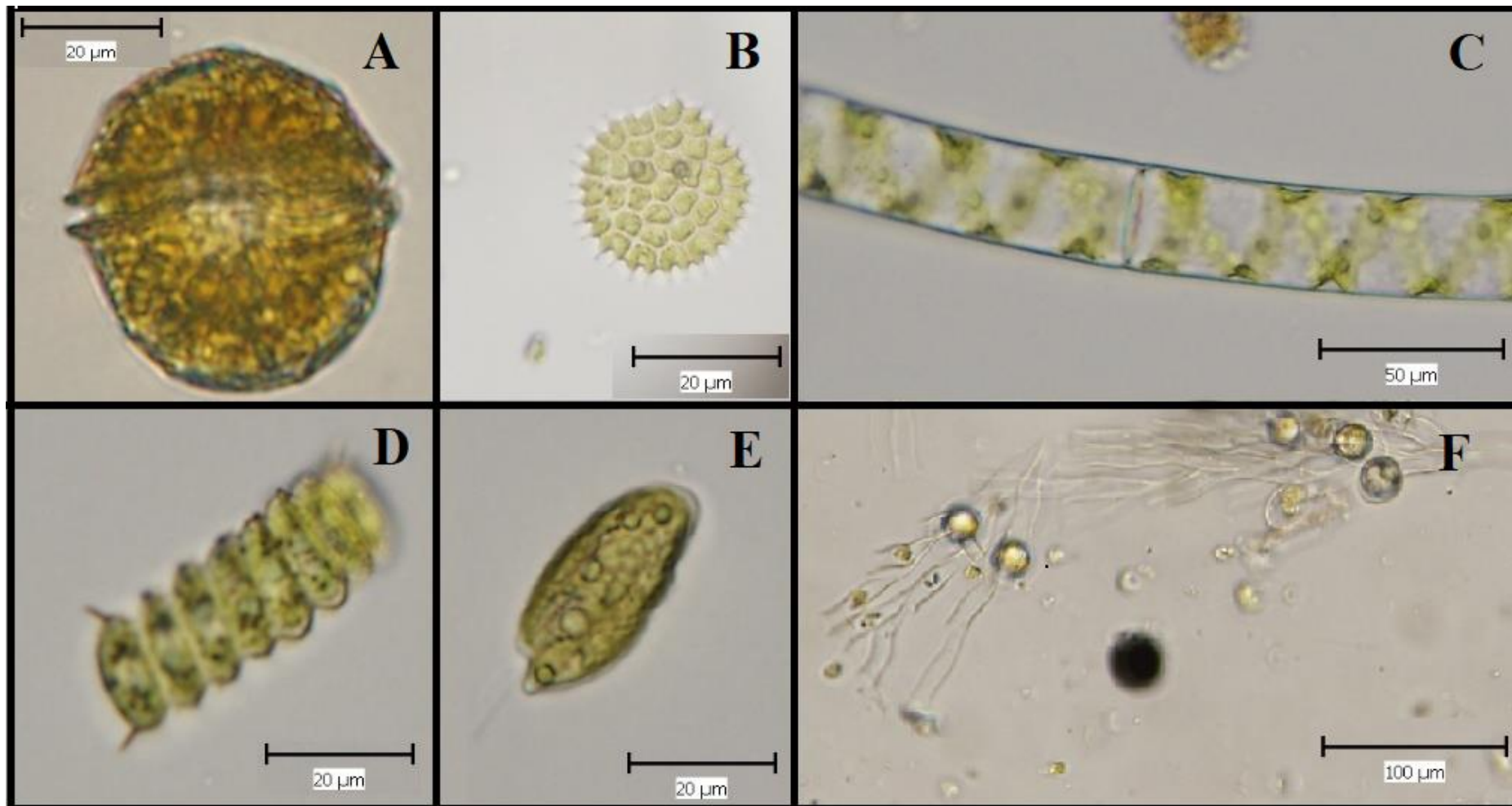
Příloha 3 Fotodokumentace lokalit 2 (A – Lokalita 4, B – Lokalita 5, C – Lokalita 6, D – Lokalita 7



Příloha 4 Vyobrazení odběrových míst (A – Lokalita 1, B – Lokalita 2, C – Lokalita 3, D – Lokalita 4-7)



Příloha 5 Zástupci zaznamenaní na studovaných lokalitách (A – *Peridinium bipes*, B – *Pediastrum boryanum*, C – *Spirogyra* sp., D – *Desmodesmus* sp., E – *Cryptomonas* sp., F – *Dinobryon divergens*)



Příloha 6 Vybraní zástupci skupiny Euglenophyta (A – *Monomorpha pyrurum*, B – *Lepocinclis acus*, C – *Trachelomonas bacillifera*, D – *Euglena viridis*)



Příloha 7 Vybrané druhy rozsivek (A – *Hantzschia amphioxys*, B – *Eunotia bilunaris*, C – *Tabellaria flocculosa*, D – *Pinnularia* sp.)



Příloha 8 Blíže neurčení zástupci (A, F – blíže neurčené kokální časy, B – *Tetraedron* sp., C – *Staurastrum* sp., D – *Synura* sp., E – *Eudorina* sp.)

