

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

SINICE A ŘASY ZATOPENÝCH LOMŮ V OKOLÍ ŠTĚNOVIC
BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

Michaela Havránková
Učitelství pro střední školy, obor Bi-Che

Vedoucí práce: Mgr. Veronika Kaufnerová

Plzeň, 2014

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

V Plzni, 1. června 2014

.....
vlastnoruční podpis

Poděkování

Nejvíce bych chtěla poděkovat mé školitelce Mgr. Veronice Kaufnerové, za její čas, rady, vedení a především za trpělivost, kterou se mnou měla po celou dobu vedení mé práce.

Ráda bych poděkovala majitelům lomů, za jejich ochotu umožnit mi přístup na jejich pozemky za účelem odběrů.

Velké dík patří mé mamince, za zázemí, které mi poskytla a důvěru, kterou ve mně vkládá. V neposlední řadě bych chtěla poděkovat mému příteli za pomoc při odběrech a za podporu při psaní této práce.

OBSAH

1	ÚVOD.....	5
1.1	ŘASY A SINICE	5
1.2	CÍLE PRÁCE.....	5
2	ŘASY JAKO INDIKÁTORY STAVU ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ.....	6
2.1	CHARAKTERISTIKA STOJATÝCH VOD.....	10
2.2	STUDIE ZATOPENÝCH LOMŮ V ČR	12
3	CHARAKTERISTIKA STUDOVANÝCH LOKALIT	12
3.1	GEOLOGIE ÚZEMÍ	13
3.2	CHARAKTER PODNEBÍ	14
3.3	OBEC ŠTĚNOVICE A ŠTĚNOVICKÉ LOMY	15
3.3.1	Charakteristika lomu 1	16
3.3.2	Charakteristika lomu 2	17
4	METODIKA	19
4.1	METODIKA TERÉNNÍ PRÁCE	19
4.2	METODIKA LABORATORNÍ PRÁCE	19
5	VÝSLEDKY	21
5.1	VÝSLEDKY CHEMICKO-FYZIKÁLNÍCH PARAMETRŮ POVRCHOVÉ VODY	21
5.1.1	Hodnoty teploty povrchové vody	21
5.1.2	Hodnoty pH povrchové vody	23
5.1.3	Hodnoty konduktivity povrchové vody	25
5.1.4	Hodnoty průhlednosti povrchové vody	28
5.2	DRUHOVÉ ZASTOUPENÍ NA STUDOVANÝCH LOKALITÁCH.....	29
5.3	SEZÓNŇNÍ DYNAMIKA ZATOPENÝCH LOMŮ 1 A 2	33
5.3.1	Sezónní dynamika lomu 1	34
5.3.2	Sezónní dynamika lomu 2	37
6	DISKUZE.....	41
6.1	PROBLEMATICKÉ DRUHY	44
6.2	POROVNÁNÍ STUDOVANÝCH LOMŮ S LOMY VE STEJNÉ LOKALITĚ	45
6.3	POROVNÁNÍ STUDOVANÝCH LOMŮ S DALŠÍMI ZATOPENÝMI LOMY V ČR.....	46
6.4	POROVNÁNÍ STUDOVANÝCH LOMŮ S PODOBNÝMI LOKALITAMI.....	48
7	ZÁVĚR.....	51
8	RESUMÉ	52
9	SEZNAM LITERATURY.....	53
10	PŘÍLOHY.....	I

1 ÚVOD

1.1 ŘASY A SINICE

Sinice mohou být definovány jako gramnegativní bakterie, které získávají energii pomocí fotosyntézy. Řasy jsou definovány jako fotoautotrofní organismy, které jsou jedno až mnohobuněčné. Řasy a sinice jsou kosmopolitní. Můžeme je nalézt téměř kdekoli na planetě. Část druhů obývá vodní prostředí ať už slané či sladké vody, tekoucí či stojaté. Dokážeme je však nalézt i mimo vodní prostředí, na ledu a sněhu (např. STIBAL et ELSTER, 2005; Kawecka, 1986; TAZAKI et al., 1994; TAKEUCHI et al., 2006; SMITH et al., 1988; GRADINGER et NÜRNBERG, 1996; YOSHIMURA et al., 2006) v půdě (např. CHING-SU et al., 2006; BALASAHEB et JADHAV, 2014; LEPOSSA et ÖRDÖG, 2006; KHYABULLINA et al., 2010; ROGER et REYNAUD, 1982; CAVACINI, 2001; RINDI et al., 2009), na borce stromů (např. NEUSTUPA et ŠKALOU, 2010; MIKTER et al., 2006), v jeskyních s minimálním osvětlením (např. CZERWIK-MARCINKOWSKA et MROZÍNSKÁ, 2009; SMITH et OLSON, 2007; DAYNER et JOHANSEN, 1991; KRIVOGRAD KLEMENČIĆ et VRHOVŠEK, 2005; CZERWIK-MARCINKOWSKA, 2013), v podzemních vodách (např. ZAKARIA et AL-SHERI, 2008), nebo dokonce v termálních a minerálních pramenech (např. JACKSON et CASTENHOLZ, 1975; LUKAVSKÝ et al., 2011)

Díky jejich rychlému přizpůsobení na změny okolního prostředí, se mohly stát jedněmi z nejstarších organismů na Zemi. Řasy mají schopnost produkovat tzv. biologicky aktivní látky, jejichž potenciál začal člověk objevovat teprve nedávno. V posledních 40 letech se začaly řasy využívat v mnohých odvětvích, například ve farmacii (SMITH, 2004), potravinářství (HERRERO, 2006) a jsou potenciálním zdrojem biopaliv (LIU, 2012).

1.2 CÍLE PRÁCE

Cílem bakalářské práce bylo vytvořit druhového soupisy řasové a sinicové flóry dvou vybraných zatopených lomů z komplexu lomů v blízkosti obce Štěnovice, sledování chemicko-fyzikálních parametrů vody v zatopených lomech v průběhu vegetační sezóny, monitorování vývoje sezónní dynamiky mikroflóry. Výsledná analýza je založena na datech získaných v průběhu let 2011 až 2013. V rámci této práce je provedeno porovnání získaných dat o studovaném biotopu s podobnými biotopy, které se nachází v ČR i mimo ni.

2 ŘASY JAKO INDIKÁTORY STAVU ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

Bioindikátory jsou definovány jako druhy, které nám svojí přítomností umožňují zjistit fyzikální a chemické vlastnosti daného místa jejich výskytu. Potenciál některých organismů jako indikátorů stavu životního prostředí je znám již po několik desetiletí. Mnohé studie od té doby prokázaly konkrétní požadavky různých druhů na stav životního prostředí, ve kterém žijí (BORUM et PEDERSEN, 1996; OLSON et RUEGER, 1968; HAWKINS et HARTNOLL, 1985). Pokud by došlo ke změně v životním prostředí daného druhu, mohlo by dojít dokonce k jeho trvalému vymizení z dané lokality. Tyto druhy jsou nalézány mezi řasami, lišejníky, mechy, makrofytní vegetací, bezobratlými a obratlovci (DOKULIL, 2003; ZECHMEISTER et al., 2003; WOLTERBEEK et al., 2003; ERNST, 2003; WEISS et al., 2003; MULDER et BREURE, 2003; HÖSS et TRAUNSPURGER, 2003; DIDDEN, 2003; OEHLMANN et SCHULTE-OEHLMANN, 2003; CHOVANEC et al., 2003; BECKER, 2003; TATARUCH et KIERDORF, 2003). Mezi druhy, které jsou označovány jako bioindikátory, patří tedy i řasy a sinice (BELLINGER et SIGEE, 2010). Aby řasa mohla být označena jako bioindikátor, musíme znát její požadavky na životní prostředí a musíme mít představu, zda se jedná o jednu nebo více proměnných. Pokud dojde k potvrzení výskytu takového druhu na sledované lokalitě, stává se pak toto potvrzení důkazem, že požadavky vyskytujícího se druhu jsou splněny. To vede k zaznamenání tohoto druhu jako „biosenzoru“, tento biosenzor pak slouží jako ukazatel míry znečištění životního prostředí (DOKULIL, 2003). Podle (BELLINGER et SIGEE, 2010) jsou pro dobrý bioindikátor žádoucí tyto charakteristiky, specifický výběr svého životního prostředí, rychlé odezvy na vnější změny ve svém okolí, snadno určitelná taxonomie, rychlé a spolehlivé rozpoznání druhu, nežádoucí je endemismus. Snadná identifikace jednotlivých druhů řas je velice důležitá, protože při popisování charakteru kvality vody, je tato charakteristika založena na přítomnosti mnoha druhů řas, pro které jsou typické různé indikační vlastnosti (BELLINGER et SIGEE, 2010). Druhovú determinace řasových a sinicových zástupců je však v mnoho ohledech značně komplikovaná. Velká část algologické determinační literatury je vystavěna na morfologických znacích, které bohužel často nedostačují pro správné určení druhů, jak naznačují aktuální studie založené na analýze molekulárních dat (ROWAN et POWERS, 1991; MCCOURT et HOSHAW, 1990).

Aby mohla být uskutečněna efektivní ochrana životního prostředí, musí probíhat pravidelné monitorování výskytu charakteristických bioindikátorů pro daný ekosystém,

pokud dojde ke změnám ve výskytu bioindikátoru v daném prostředí, poukazuje to na zhoršený stav životního prostředí (BELLINGER et SIGEE, 2010).

Životní prostředí podléhá neustálým změnám, mezi tyto změny může být rovněž zařazen nadměrný přísun anorganických živin, zvýšení koncentrace polutantů apod. To může mít za následek rozsáhlé změny v celém společenstvu. Než však dojde ke změnám, které mají za následek vymizení nebo dominanci indikujících druhů, dochází ke strukturálním a funkčním změnám na buněčné úrovni. Tyto změny mohou mít kvantitativní i kvalitativní charakter. Jako příklady lze uvést změny genotypu, které mohou být zapříčiněny poškozením ozonové vrstvy a následným zvýšením procházejícího UV záření. Poškození genotypu může být dále zapříčiněno zvýšenou koncentrací těžkých kovů. Mezi další odezvy na změny životního prostředí se dají zařadit i změny ve fyziologii buňky a taktéž změny morfologické. Tyto změny, které probíhají na buněčné úrovni, se nazývají „biomarkery“. Díky své vlastnosti rychle reagovat na změny vnějšího okolí, se dají využít jako rychlí ukazatelé stavu životního prostředí, např. vodních ekosystémů, kde se může využívat poznatků získaných ze sledování změn v řasovém společenstvu. V souvislosti se schopností rychlé odezvy na negativní změny v životním prostředí, poskytují biomarkery možnost rychlého napravení a tím ušetření velkých finančních částek, protože rychlé napravení škod vzniklých lidskou činností je méně nákladné, než složitě a draze obnovovat celý ekosystém. V současnosti je však preferováno zjištění stavu životního prostředí pomocí bioindikátorů, jednou z předností tohoto stanovení je možnost chemického zakonzervování daného vzorku a tím pádem i možnost zpětného doložení stavu monitorované lokality (BELLINGER et SIGEE, 2010; MARKET et al., 2003; HANSEN, 2003).

Charakter vody je založen na mnoha faktorech. Pokud má být vodní těleso charakterizováno z fyzikálního hlediska, musí být známa velikost plochy hladiny, hloubka a stáří. Dalšími faktory jsou hustota, viskozita, povrchové napětí a pH tyto veličiny jsou ovlivněny zejména obsahem rozpuštěných látek ve vodě a teplotou vody (AMBROŽOVÁ, 2003). Z hlediska chemického je voda charakterizována obsahem rozpuštěných látek, mezi tyto látky se řadí anorganické a organické polutanty, anorganické živiny, všechny tyto látky pak určují kyselost, zásaditost či salinitu vody. Chemické a fyzikální parametry vody se sebou úzce souvisí a vzájemně se ovlivňují. Jako prevence a udržení zdraví ekosystému by měly být tyto chemicko-fyzikální vlastnosti monitorovány na všech vodních tělesech. Toto je však finančně a časově

velmi náročné. Z tohoto důvodu je upřednostňován biomonitoring, který kromě sledování chemicko-fyzikálních parametrů je schopný podat další informace o sledovaném ekosystému. Protože každý ekosystém by neměl být sledován jenom z hlediska koncentrací polutantů, ale i z hlediska dalších stresových faktorů, kterými může být vysychání, zvýšená eutrofizace a mnohé další negativní změny, zapříčiněné lidskou rukou, využití biomonitoringu nabízí právě tyto možnosti sledování (BELLINGER et SIGEE, 2010; MARKET et al., 2003).

Řasy jsou hojně využívány pro popis ekologického zdraví řek, jezer a jiných vodních těles. Jezera jsou charakterizována svojí hloubkou, která ovlivňuje stratifikaci vodního sloupce (AMBROŽOVÁ, 2003), stářím, povahou sedimentu a retenčním časem, který udává čas potřebný k opětovnému napuštění jezera, tento čas se může pohybovat od 1 roku po několik stovek let (BELLINGER et SIGEE; 2010, LORENZ, 2003). Fytoplanktonní řasy mohou být využívány jako bioindikátory, pokud převažují nad bentickými řasami a makrofytní vegetací. Tato situace je typická zejména ve středně hlubokých jezerech s vysokou úživností. V některých jezerech se jako indikátorů využívá jak planktonních, tak bentických řas, jejich výskyt je však silně vázán, jak na specifické fyzikálně-chemické vlastnosti vody, tak na vlastnosti světelné a teplotní, takže jejich výskyt je latentní do doby, než nastanou ony vhodné podmínky pro jejich výskyt. Bentické a epifytní řasy byly již několikrát využity pro monitorování kovových toxinů ve vodních ekosystémech (DURRIEU, 2006), jejich přednosti spočívají zejména ve fixaci na konkrétní místo, tudíž poskytují dobré prostorové rozlišení na rozdíl od planktonních řas. Pokud je senescence jezera vysoká, je možné využít i endemických druhů jako indikátorů, tyto druhy musí být však velice detailně zkoumány, aby byla dobře známa jejich ekologická relevance (BELLINGER et SIGEE, 2010).

Planktonní řasy jsou preferovaným bioindikátorem pro stav eutrofizace jezer a dalších nádrží. Hlavními výhodami indikace pomocí planktonních řas je zejména snadno proveditelný odběr, který se provádí z několika různých míst, což poskytne ucelený obraz o stavu trofie celé nádrže, mimo to většina druhů z řasového společenství se řadí mezi planktonní řasy a tyto druhy mají velice dobře známé ekologické požadavky (BELLINGER et SIGEE, 2010).

Pro charakteristiku jezer a vodních nádrží se využívá mnoha klasifikací, např. z hlediska rozlohy, stáří, hloubky a mnoha dalších faktorů. Jednou z nejpoužívanějších klasifikací vodních nádrží je klasifikace podle obsahu anorganických živin. Tato klasifikace reflektuje dopad lidské činnosti na trofický stav jezer a vodních nádrží,

změna trofie může zapříčinit změnu řasových a jiných společenství v celé nádrži či jezeru. Díky dopadu lidské činnosti se zvyšuje trofický stupeň nádrží. Z odběrů planktonních řas lze zjistit čtyři hlavní trofické stupně jezer a vodních nádrží. Oligotrofní stupeň je typický vysokou abundancí Bacillariophyceae na jaře a jejich možnou dominancí po zbytek vegetační sezóny, dále se mohou objevovat zástupci ze skupin Chrysophyceae nebo Zygnematophyceae. Mezotrofní stupeň je charakteristický vysokou abundancí Bacillariophyceae po kratší časový úsek, po tomto úseku se mohou objevit druhy zlativek (Chrysophyceae), uprostřed vegetační sezóny je pravděpodobný výskyt zástupců Dinophyceae a Cyanophyceae, které mají sklon ke tvorbě vodních květů. Eutrofní stav je typický krátkou dobou vysoké abundance třídy Bacillariophyceae, poté dochází k době, kdy je vysoká průhlednost vodního sloupce, to je vystřídáno dominancí skupin Dinophyceae a Cyanophyceae. V hypertrofickém stavu převládají pouze mále kulovité řasy, nedochází k dominanci mezi populacemi (BELLINGER et SIGEE, 2010).

Během zkoumání vodních ekosystémů s různým stavem trofie, byly zaznamenány ekologické požadavky různých tříd i rodů řas. Díky těmto specifickým požadavkům mohou být předurčeny pro zařazení mezi bioindikátory. Mezi základní poznatky může být zahrnuto porovnání oligotrofních a eutrofních vod, zatímco zástupci ze třídy Zygnematophyceae upřednostňují oligotrofní vody, tak sinice a jejich květy se objevují spíše v eutrofních vodách. I v rámci tohoto pravidla existují výjimky, je možné nalézt druhy ze skupiny Zygnematophyceae v mezotrofních i v eutrofních vodách. Stejně tak je možné objevit květy sinic ve vodách oligotrofních. Ne všechny řasy jsou dobrými bioindikátory. To je zapříčiněno jejich nespecifickými požadavky na jejich životní prostředí. Existují však druhy s jasně danými ekologickými požadavky, které jsou vhodné pro indikaci stavu eutrofizace zkoumaného biotopu. Tato indikace nejlépe probíhá v letních měsících, kdy je zastoupení indikačních druhů nejhojnější (BELLINGER et SIGEE, 2010).

Používání bioindikátorů se stává stále více uznávaným i mezi orgány veřejné moci. Bezesporu je to pro jejich nízkou nákladnost, protože není zapotřebí používat drahých technologií. Další předností je jejich schopnost poskytnout ucelenou informaci o stavu životního prostředí nejen z chemicko-fyzikálního hlediska. Nízké náklady jsou důležité hlavně pro země s omezeným rozpočtem (např. využití mechů, jako bioindikátorů polutantů ve vzduchu, je mnohonásobně levnější než drahé měřicí přístroje, díky výskytu mechů na různých stanovištích je tak možné monitorovat areál o

velké rozloze). Bioindikátory a informace, které poskytují, jsou většině lidí mnohem bližší, než tabelované hodnoty získané z měřících přístrojů. Právě toto se zasadilo o mnohem širší povědomí o možnostech využití bioindikátorů. A právě názory široké veřejnosti mohou být často provázány s názory politiků. Biomonitoring má samozřejmě taktéž své nedostatky, vyšetřování může být časově náročné a je nutný kvalifikovaný personál. Nehledě na stále se vyskytující negativní ohlasy, založené na názoru, že tabelované hodnoty mají mnohem větší vypovídací hodnotu, než monitorování rostlinných a živočišných druhů. Proto by mělo dojít k vzájemnému dialogu a porozumění mezi skupinami s rozdílnými názory. Ideálním řešením by bylo dosáhnout propojenosti mezi chemicko-fyzikálními hodnotami a biomonitoringem. Pro budoucí rozvoj biomonitoringu bude zapotřebí ještě mnohých studií, která stanoví efektivní zpracování výsledků z pozorování bioindikátorů (KIENZL et al., 2003).

Dne 23. října 2000 byla evropským parlamentem přijata rámcová směrnice 2000/60/ES o vodě, neboli "Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy", zkráceně WFD. Tato směrnice vstoupila v platnost 22. prosince 2000. Iniciativa směrnice spočívá ve zlepšení a udržení kvality vody v zemích Evropské Unie, což znamená sjednotit pravidla pro ochranu všech vodních těles, jako jsou podzemní vody, povrchové vody, brakické a pobřežní vody ([HTTP://EC.EUROPA.EU/ENVIRONMENT/WATER/WATER-FRAMEWORK/INDEX_EN.HTML](http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/index_en.html), IMPLEMENTACE RÁMCOVÉ SMĚRNICE EU PRO VODNÍ POLITIKU V ČESKÉ REPUBLICĚ, 2004). Tato směrnice byla dobrou zprávou pro evropské limnology, protože WFD se nezaměřuje pouze na kvalitu vody z fyzikálně-chemického hlediska. Vyžaduje totiž hodnocení kvality vody, které zahrnuje nejenom řasy, ale i další organismy, které utváří celý potravinový řetězec například v pelagiálu vodního ekosystému, zahrnuje tedy jak řasy, tak makrofytní vegetaci, bezobratlé i obratlovce (BELLINGER ET SIGEE, 2010).

V České republice se zpracovávají vzorky fyto-bentosu, makrozoobentosu, fytoplanktonu, zooplanktonu a makrofyt podle metodiky schválené WFD. Instrukce zabývající se touto činností je prozatím pouze Povodí Vltavy s. p.

2.1 CHARAKTERISTIKA STOJATÝCH VOD

Pro charakteristiku vodních těles se využívá znalosti jejich stability a periodicity. Sladké vody se dělí na vody podzemní a povrchové, které se dále dělí na vody tekoucí a

stojaté (LELLÁK et KUBÍČEK, 1991). Jako vody stojaté jsou klasifikována, jezera, údolní nádrže, rybníky, rašeliniště, slatiny a tůně (AMBROŽOVÁ, 2003). Zatopené lomy se svými vlastnostmi nejvíce blíží charakteristice jezer.

Jezera jsou přirozeně vzniklé nádrže s původem datovaným až do doby ledové. Jejich způsob vzniku může být různý, existují ledovcová, karová, tektonická a krasová jezera. Jako ojedinělá vodní tělesa mají své specifické charakteristiky. S ohledem na jejich stáří je zřejmé, že se rovnováha mezi abiotickou a biotickou složkou ustavovala po dlouhý časový úsek (AMBROŽOVÁ, 2003). Toto patří mezi největší rozdíly mezi jezery a zatopenými lomy, jejichž stáří nepřekračuje několik desítek let. Z hlediska trofie jsou jezera a lomy zhruba na stejné úrovni. Trofický stav jezer byl studován například POULÍČKOVOU et al., 2004; STEGNER-KOVÁČSEM et al., 2007; KITNEREM et POULÍČKOVOU, 2003.

Údolní nádrže vznikly lidskou činností, jejich klasifikace mezi vody stojaté není úplně přesná, jedná se o přechod mezi vodami tekoucími a vodami stojatými. Vodní nádrže byly vybudovány z několika různých účelů, například jako ochrana před povodněmi jako zdroj pitné vody (AMBROŽOVÁ, 2003).

Rybníky jsou uměle vytvořené nádrže za účelem chovu ryb. Tyto nádrže bývají v určitých časových odstupech vypouštěny z důvodu snadnějšího odchyty ryb, nebo čištění dna. Existuje několik klasifikací rybníků, podle velikosti a podle podmínek chovu ryb. V závislosti na velikosti jsou rybníky děleny na malé, střední a velké. Podle podmínek chovu existuje teplovodní rybníkářství, kde jsou chovány převážně kaprovité ryby, rybníky určené pro tento chov jsou převážně střední až velké nádrže s mělkým dnem, stojatou mírně tekoucí vodou bohatou na živiny, teplotě by se v letních měsících měla pohybovat od 20 °C do 30 °C. Dalším typem je pstruhařství, které se orientuje zejména na chov lososovitých ryb. Nádrže pro tento typ chovu jsou většinou malé, silně průtočné s chladnou vodou, která musí být dostatečně okysličená. Teplota vody by se měla v létě pohybovat mezi 16 °C až 20 °C (AMBROŽOVÁ, 2003).

Tůně jsou drobná vodní tělesa, která svojí hloubkou nepřesahují 2 m. Jejich vznik je přirozený, nebo jsou vytvořena lidskou činností. Charakteristické jsou svojí rozmanitou pobřežní vegetací a litorálem, profundál je silně minimalizován. Podle jejich stálosti se dají rozdělit na vody perenující a periodické. Vody perenující jsou stálé, vody periodické mohou v závislosti na podnebí vysychat (AMBROŽOVÁ, 2003).

Rašeliniště vznikají v nádržích bez možnosti dostatečného odtoku. Za jejich název je odpovědný mechorost rašeliník, jehož odumřelé kořínky mají funkci „houby“,

kteřá zadržuje vodu. Tato voda má omezenou možnost odtoku, díky tomu dochází k velkým teplotním rozdílům mezi vodou a vnějším okolím. Ačkoli se jedná o velký objem vody, nedochází zde k žádné stratifikaci (AMBROŽOVÁ, 2003).

Slatiny vznikají z jezer nacházejících se v nížinách. Dochází k postupnému změlčování dna, které začne být porůstáno makrofytní vegetací. Z jezera postupem času vznikne močál, bažina a nakonec se vyvine slatinný biotop s bohatou lesní vegetací (AMBROŽOVÁ, 2003).

2.2 STUDIE ZATOPENÝCH LOMŮ V ČR

Na Štěnovických lomech nebyl do roku 2011 prováděn žádný výzkum. V roce 2011 započal výzkum na 4 zatopených lomech. Dva lomy byly v letech 2011 a 2012 zkoumány NOLČOVOU (2013) a dva lomy byly v letech 2011 až 2013 zkoumány mnou. V České republice probíhalo rovněž několik dalších algologických studií na zatopených lomech. Jednou ze studií byl výzkum na zatopených lomech v okolí Poběžovic v západních Čechách, který v letech 2003 až 2006 prováděla KAUFNEROVÁ (2006). V roce 2007 byl algologický výzkum uskutečněn na 6 zatopených lomech na Skutečsku a to SVOBODOVOU (2008). V letech 1991 a 1992 prováděl algologický výzkum na zatopeném lomu ŠKÁLÍ BÍLÝ (2002). Na území ČR byly prováděny i další algologické výzkumy, které se však pouze částečně zabývaly řasovou a sinicovou flórou na zatopených lomech NEJEDLÁ (2010), MELICHAR (2011) a HOLZÄPFELOVÁ (2010). NEJEDLÁ (2010) se ve své práci zabývá řasovou a sinicovou flórou na různých lokalitách, jejím hlavním cílem je monitorování nepůvodních, invazivních a expanzivních druhů. MELICHAROVÝM cílem práce bylo zpracování druhového soupisu na několika desítkách různých biotopů. V práci se zaměřoval především na nové druhy v ČR, či na vzácně se vyskytující druhy (MELICHAR 2011). HOLZÄPFELOVÁ (2010) se zabývala studiem zatopeného kamenolomu z hlediska fauny a flóry, která se vyskytuje v tomto lomu a jeho blízkém okolí. Hlavním cílem její práce bylo především studium lomu z didaktického hlediska a jeho možné využití při praktické výuce biologie (HOLZÄPFELOVÁ, 2010)

3 CHARAKTERISTIKA STUDOVANÝCH LOKALIT

3.1 GEOLOGIE ÚZEMÍ

Štěnovický masív má začátek zhruba 8 km od Náměstí Republiky v Plzni směrem na JJV. Jeho celková plocha je cca 22 km². Lesy je pokryta přibližně polovina jeho plochy. Na ploše celého masívu je více než třicet lomů, většina z nich se už k těžbě již nevyužívá (HEJTMAN, 1984).

Celý masív je ohraničen slabě regionálně metamorfovanými horninami mladšího proterozoika, na styku jsou metamorfované až na různé kontaktní rohovce. Celý masív je tvořen amfibolicko - biotitovým granodioritem, který je v okrajových částech středně zrnitý a v centrální jemně zrnitý. Okrajový a středový granodiorit se odlišují v zastoupení některých minerálů a také v chemickém složení. (HEJTMAN, 1984) Průměrné chemické složení štěnovického granodioritu je zaznamenáno v Tab. 1.

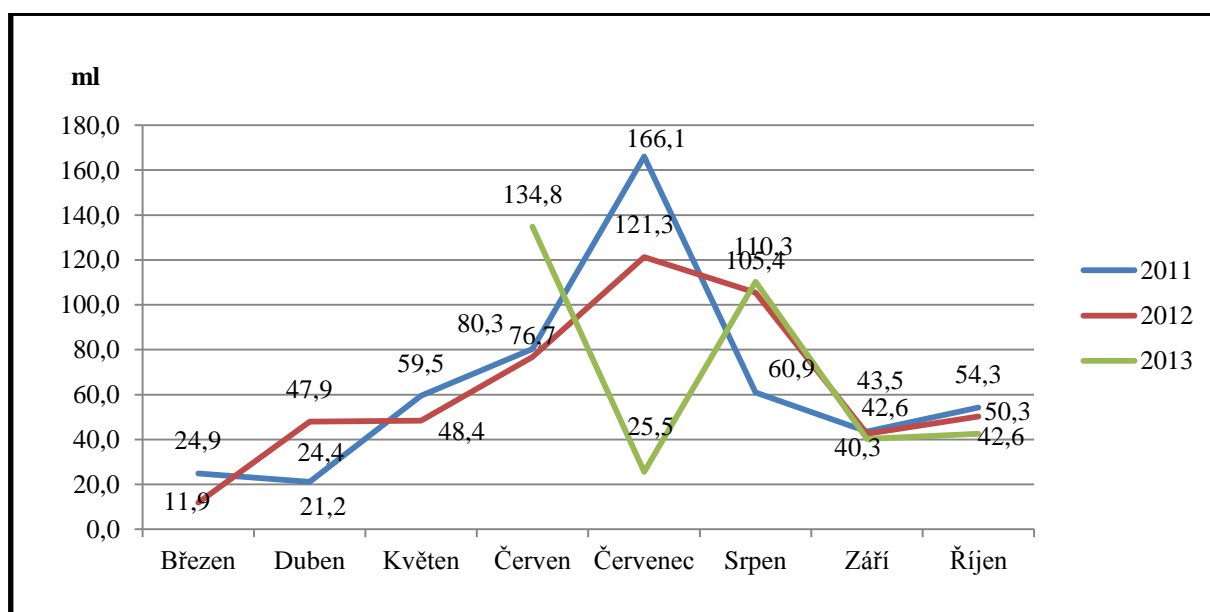
Tabulka 1 Procentuální zastoupení složek štěnovického granodioritu (HEJTMAN, 1984)

	Procentuální zastoupení
SiO ₂	68,57
TiO ₂	0,41
Al ₂ O ₃	15,94
Fe ₂ O ₃	0,88
FeO	1,39
MnO	0,04
MgO	0,94
CaO	3,00
Na ₂ O	4,97
K ₂ O	2,57
H ₂ O+	0,54
H ₂ O-	0,13
P ₂ O ₅	0,15

3.2 CHARAKTER PODNEBÍ

Dle QUITTA (1971) je podnebí Plzně a jejího okolí charakteristické dlouhým teplým létem, které je suché. Jaro trvá pouze krátce a je přiměřeně teplé, stejný charakter má i podzim. Zima trvá krátce, je celkem teplá a suchá. Sněhová pokrývka je přítomná pouze po omezenou dobu, jinak je zima velice suchá.

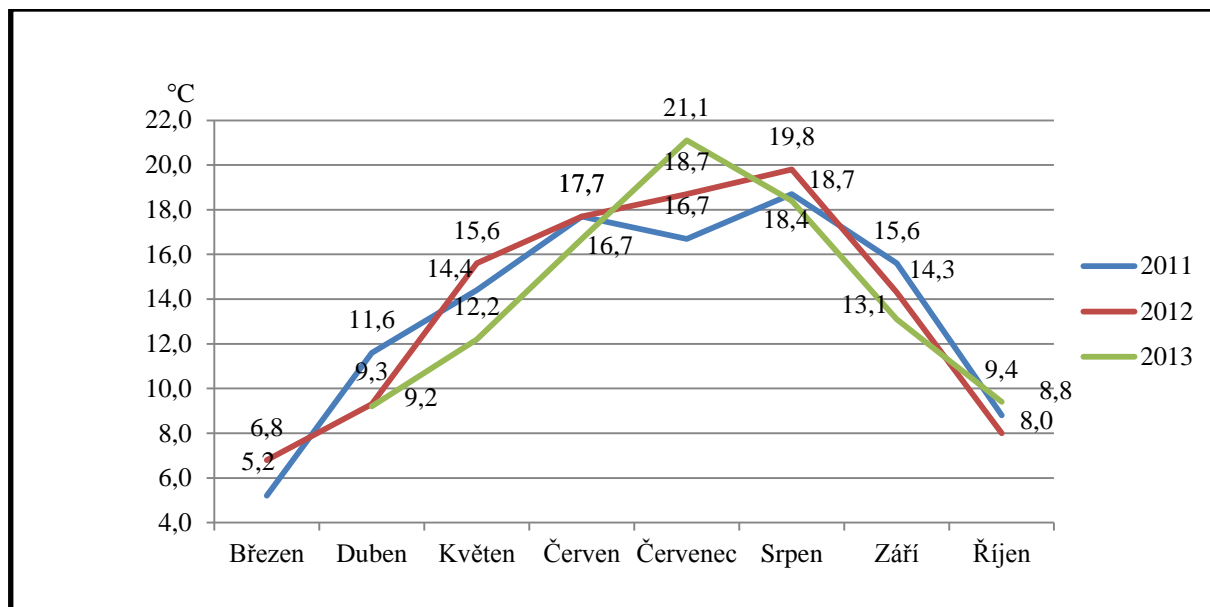
V roce 2011 hodnoty srážek postupně rostly, až v červenci dosáhly svého maxima, které činilo 166,1 ml. Poté hodnoty srážek plynule klesaly kromě října, kdy hodnoty nepatrně stouply. V roce 2012 byl zaznamenán podobný trend vývoje hodnot jako v roce 2011, svého maxima dosáhly hodnoty opět v červenci, tyto hodnoty byly ale nižší a to konkrétně 121,3 ml, až do konce odběrové sezóny hodnoty opět plynule klesaly. V říjnu byl však zaznamenán mírný vzestup hodnot. Rok 2013 je svým vývojem hodnot zcela odlišný, svého maxima dosáhly hodnoty již v červnu a to 134,8 ml. V červenci došlo k rapidnímu poklesu hodnot a to na 25,5 ml. Poté došlo opět k vzrůstu hodnot na 110,3 ml, po zbytek sezóny hodnoty postupně klesaly kromě října, kdy došlo k opětovnému poklesu hodnot (Obr. 1, data poskytl ČHMÚ pobočka Plzeň).



Obrázek 1 Hodnoty průměrných měsíčních srážek během odběrových sezón 2011, 2012 a 2013 (zdroj: ČHMÚ pobočka Plzeň)

Ve všech třech odběrových sezónách nedošlo k žádným výraznějším teplotním skokům. V roce 2011 dosáhly teploty svého maxima v srpnu a to 18,7 °C. V roce 2012

byla naměřena nejvyšší teplota opět v srpnu, kdy dosáhla 19,8 °C. V roce 2013 bylo teplotního maxima dosaženo již v červenci a to 21,1 °C. Nejnižší teploty byly zaznamenány vždy v jarních měsících a to ve všech třech odběrových sezónách (Obr. 2).



Obrázek 2 Hodnoty průměrných měsíčních hodnot během odběrových sezón 2011, 2012 a 2013 (zdroj: ČHMÚ pobočka Plzeň)

3.3 OBEC ŠTĚNOVICE A ŠTĚNOVICKÉ LOMY

Obec Štěnovice leží přibližně 4 km jižně od Plzně na řece Úhlavě. Počátek těžby je datován k roku 1864, pravidelná těžba byla započata roku 1873 ([HTTP://WWW.STENOVICE.CZ/HISTORIE/](http://www.stenovice.cz/historie/)). Od této doby vzniklo ve Štěnovicích a jejich blízkém okolí přibližně 8 lomů, jejich přesný počet není známý, z důvodu výskytu menších testovacích jam, různé velikosti. Těžba ve Štěnovicích a jejich okolí byla definitivně ukončena v roce 2004, kdy byly lomy zatopeny spodní vodou. Areál Štěnovických lomů je v soukromém vlastnictví a v roce 2011 byl tento areál oplocen a uzavřen pro veřejnost.

Studium algoflóry bylo prováděno na dvou z lomů nacházejících se v soukromém areálu. Lomy byly označeny jako lom 1 a lom 2 (Obr. 3).



Obrázek 3 Letecký snímek lomů poblíž obce Štěnovice s vyznačením studovaných lokalit – lomu 1 a 2, zdroj: mapy.cz

3.3.1 CHARAKTERISTIKA LOMU 1

GPS souřadnice $40^{\circ}40'0,073''$ N, $13^{\circ}24'25,904''$ E

Lom 1 leží na jihovýchod od obce Štěnovice. Jeho nadmořské výška je zhruba 382 m n. m. a rozloha činí přibližně 4 600 m². Hloubka lomu nepřesahuje 3 m a doba zatopení není delší než 8 let (ústní sdělení). Podle Ambrožové (2003) je dle velikosti plochy hladiny, hloubky a stáří lom 1 klasifikován jako malá, mělká a středně mladá nádrž.

Celý lom je ze dvou třetin obehnán kolnými kamennými stěnami, které dosahují výšky zhruba od 5 do 15 metrů od vodní hladiny. Lom je částečně umístěn v lese, takže dochází k pokrytí jeho hladiny kusy dřeva, jehličí, listů a pylu. Sestup dna je pozvolný a dno je převážně písčité. Zdrojem vody pro lom je pouze spodní a dešťová voda, nenachází se zde žádný odtok či přítok. V roce 2012 byl zaznamenán výskyt rostlin z čeledi Nyphaeaceae. V lomu byla rovněž zaznamenána uměle vysazena rybí osádka japonských kaprů Koi. Rovněž byl pozorován výskyt vodního ptactva.

Vzorky byly odebírány na dvou místech v západní části lomu (Obr. 4). Na jednom odběrovém místě byly prováděny odběry epifytních druhů řas, měření průhlednosti a chemicko-fyzikálních parametrů a na druhém odběrovém místě byly prováděny odběry pomocí planktonní sítě.

V roce 2012 proběhly terénní úpravy v severní části lomu, došlo k pokrytí břehů pískem a rovněž byly zahájeny stavební úpravy na budově nacházející se v blízkosti lomu 1, což mělo za následek znečištění okolí lomu.



Obrázek 4 Letecký snímek lomů poblíž obce Štěnovice s vyznačením odběrových míst na lomu 1 – odběrová místa jsou označena čísly 1 a 2, zdroj: mapy.cz

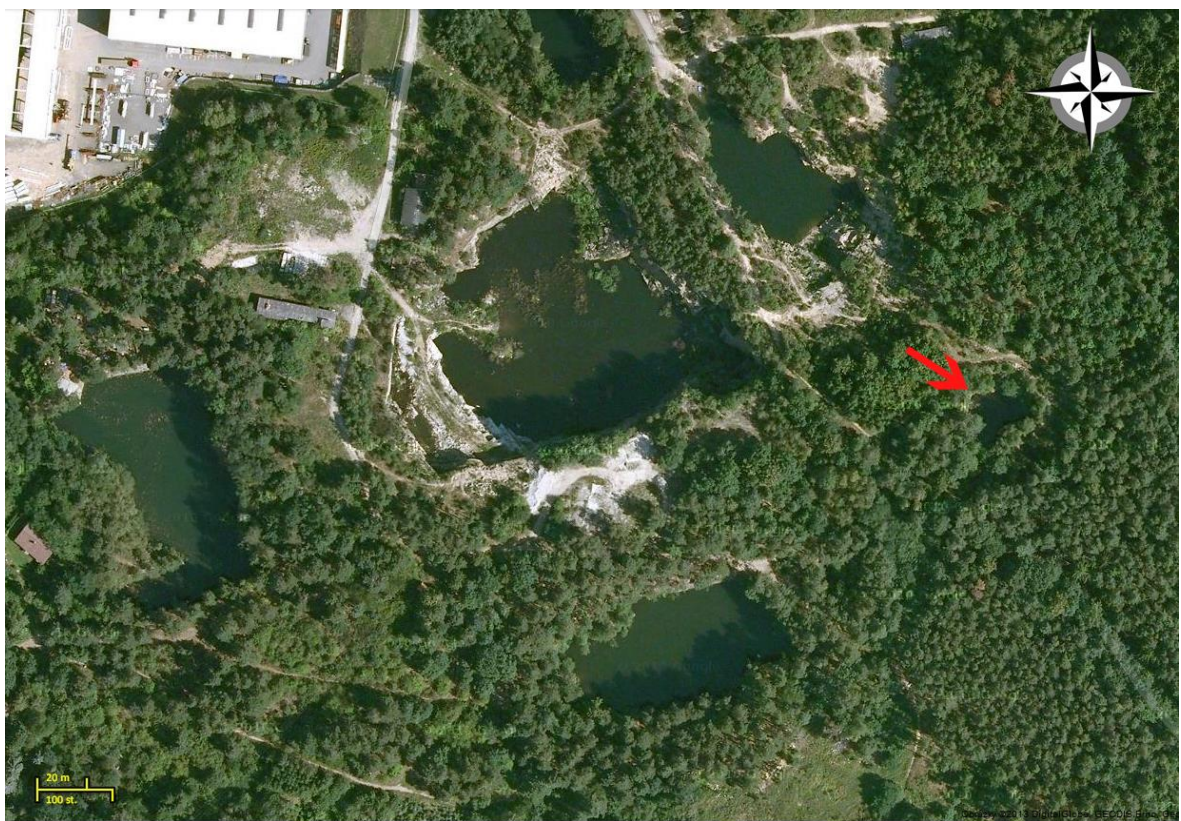
3.3.2 CHARAKTERISTIKA LOMU 2

GPS souřadnice $49^{\circ}39'58,839''$ N, $13^{\circ}24'35,025''$ E

Lom 2 leží na jihovýchod od obce Štěnovice, východním směrem od lomu 1. Vzdálenost mezi lomem 1 a lomem 2 je 350 m. Jeho nadmořská výška je zhruba 398 m n. m, rozloha nepřesahuje 30 m² a hloubka není větší než 1,5 m. Dle AMBROŽOVÉ (2003) může být lom 2 řazen mezi perenující tůně.

Celý lom je obehnan kolmými, kamennými stěnami, které jsou vysoké přibližně 5 metrů. Lom leží v lese, takže je po celém jeho obvodu zastíněn stromy. Je velice špatně přístupný díky husté vegetaci, na vodní hladinu neproniká téměř žádné světlo. Hladina je pokryta makrofytní vegetací, konkrétně rostlinou *Lemna minor*. Dno je mírně sestupné, kamenné se silnou vrstvou organického materiálu, především spadaným jehličím z okolních stromů. Voda v letních měsících silně zapáchá hnilobou. Ke skutečné těžbě v něm nikdy nedošlo, byl pouze zkušebním lomem.

Odběrové místo zde bylo pouze jedno, odběr pomocí planktonní sítě a měření průhlednosti nebylo prováděno.



Obrázek 5 Mapa odběrových míst lomu 2 (šipkou je označeno odběrové místo). Zdroj: mapy.cz

4 METODIKA

4.1 METODIKA TERÉNNÍ PRÁCE

Odběry byly prováděny vždy jednou měsíčně v druhé dekádě měsíce a to od března 2011 do října 2011, od března 2012 do října 2012 a od dubna 2013 do října 2013. Série odběrů v roce 2013 byly prováděny až od dubna, protože déle trvající mrazy znemožnily odběr vzorků.

K odběru planktonu z epilimnionu byla použita planktonní síť s velikostí ok 40 μ m. Plastové pipety byly využity při odběrech epifytických řas přichycených na částech vodních makrofyt, kamenů apod. Vzorky byly skladovány v plastových odběrových lahvčkách o objemu 40 – 120 ml, vzorky z různých substrátů byly uchovávány odděleně. Pouze zpracování rozsivkových preparátů probíhalo hromadně ze všech typů substrátů v rámci jednoho lomu. Vzorky byly do doby determinace uchovávány v chladu.

Pro měření teploty, hodnot pH a konduktivity byl použit pH konduktometr Combo HI 98129, Hanna. Při každém odběru byla dále stanovována průhlednost vody pomocí Secciho desky. Konkrétní naměřené údaje jsou uvedeny v příloze 4,5a 6. Díky špatné přístupnosti k jednomu ze studovaných lomů mohla být měřena průhlednost vody pouze na lomu 1. Stejně tomu tak bylo i při odběru fytoplanktonu.

4.2 METODIKA LABORATORNÍ PRÁCE

K determinaci živých vzorků docházelo vždy do 48 hodin od provedení odběru a to v laboratoři Oddělení biologie CBG, FPE ZČU v Plzni. K pozorování odebraných vzorků byl použit mikroskop Olympus BX51 a k fotografické dokumentaci digitální kamera Olympus DP-72. Zpracované vzorky byly uloženy v algologické laboratoři, kde došlo k fixaci rozsivek do trvalých preparátů pomocí pryskyřice Naphrax (Křisa et Prášil, 1989).

K determinaci byl použit níže uvedený seznam literatury: HINDÁK et al. (1975), HINDÁK et al. (1978), Ettl et al. (1983), Ettl et al. (1985), POPOVSKÝ et PFEISTER (1990), KRAMMER et LANGE-BERTALOT (1991a), KRAMMER et LANGE-BERTALOT (1991b), KRAMMER et LANGE-BERTALOT (1997a), KRAMMER et LANGE-BERTALOT (1997b), LANGE-BERTALOT et KRAMMER (2000), JOHN et al. (2002), LANGE-BERTALOT et KRAMMER (2002), WOŁOWSKI et HINDÁK (2005), COESEL et MEESTERS (2007), HINDÁK (2008), JOHN et WILLIAMSON (2009)

System organismů v této práci je upraven podle KALINY et VÁNI (2005).
Fotodokumentace, která je součástí této práce, byla pořízena autorkou práce, pokud není
citováno jinak.

5 VÝSLEDKY

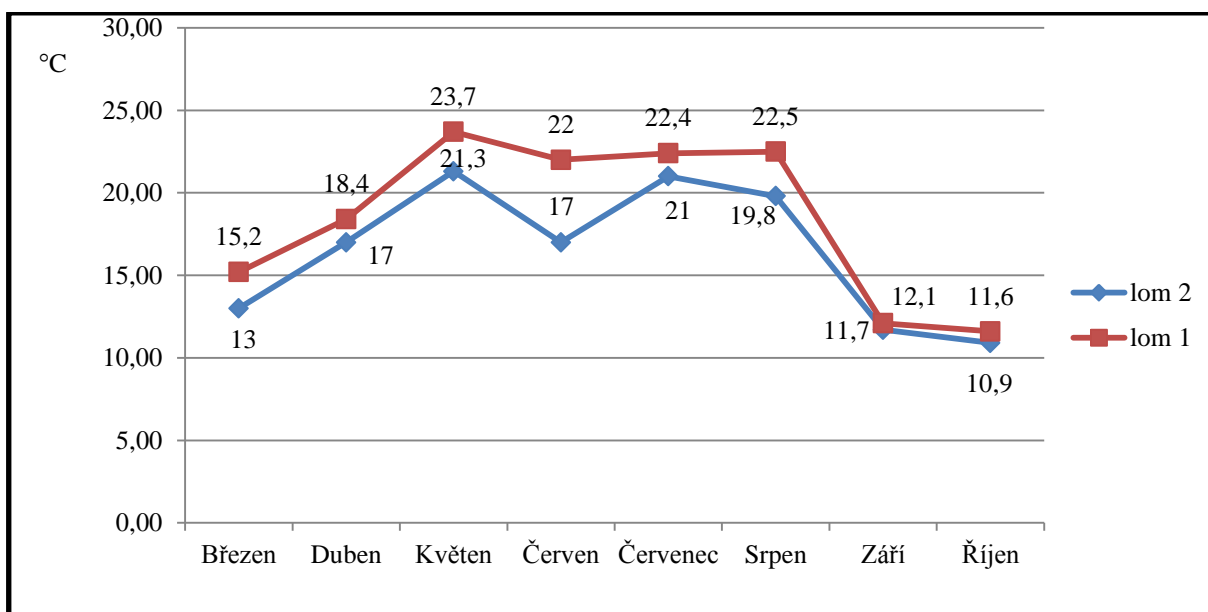
5.1 VÝSLEDKY CHEMICKO-FYZIKÁLNÍCH PARAMETRŮ POVRCHOVÉ VODY

Při měsíčních odběrech vzorků ze studovaných lokalit bylo také prováděno měření chemicko-fyzikálních parametrů povrchové vody. Měření průhlednosti bylo uskutečněno pouze na lomu 1. V květnu 2013 nebyla pořízena žádná data, a to z důvodu špatných odběrových podmínek (povodně 2013) a ze zdravotních důvodů.

5.1.1 Hodnoty teploty povrchové vody

Teplota povrchové vody se odvíjí od intenzity dopadající sluneční energie, svůj vliv má i antropický faktor (AMBROŽOVÁ, 2003).

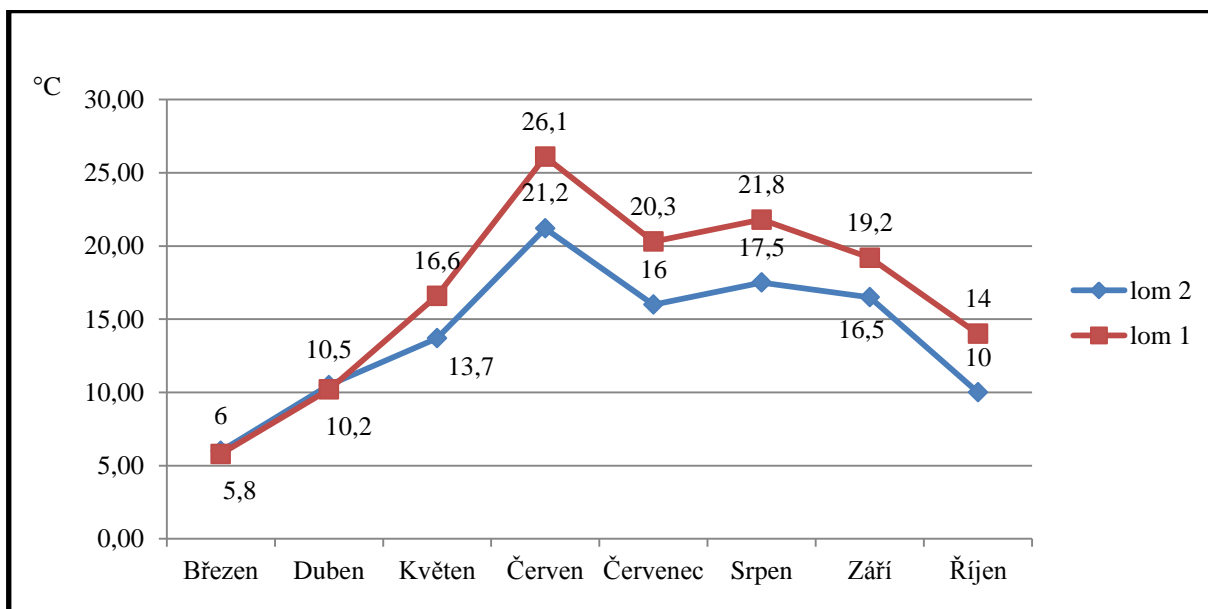
V roce 2011 byla maximální teplota zaznamenána již v květnu. Na lomu 1 neklesla teplota povrchové vody v letních měsících pod 20 °C. Na lomu 2 došlo k značnému teplotnímu propadu v červnu, kdy teplota klesla o 4,3 °C. Největší teplotní propad byl však zaznamenán v září, kdy teplota klesla o 10,4 °C na lomu 1 a o 8,1 °C na lomu 2 (Obr. 6).



Obrázek 6 Hodnoty teploty povrchové vody, lomů 1 a 2 v období od března do října 2011

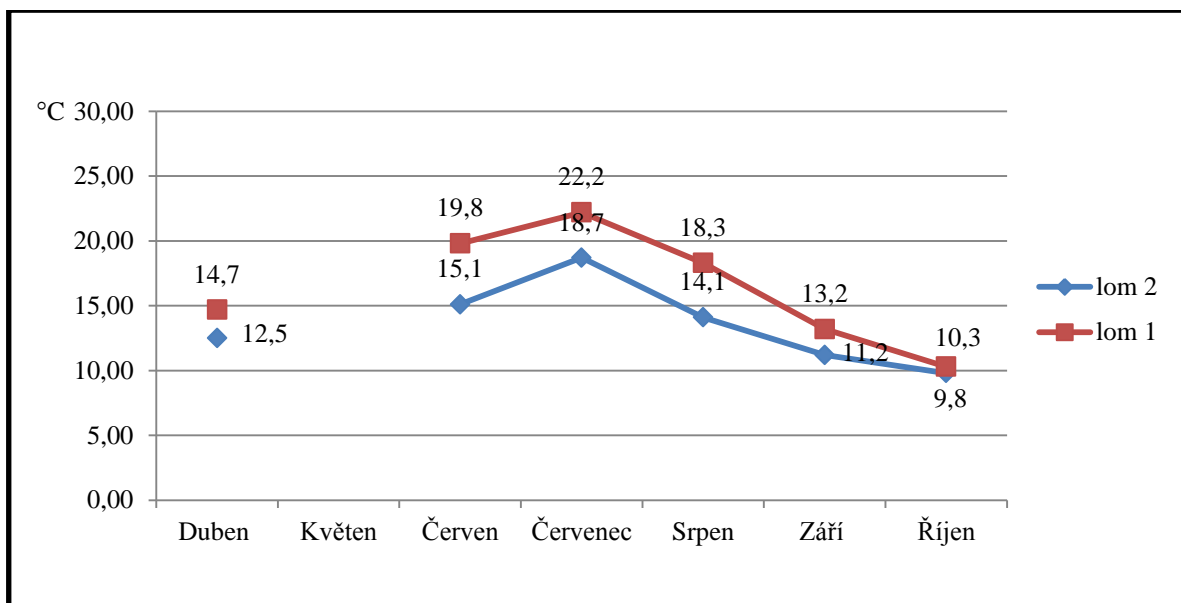
V roce 2012 byl zaznamenán odlišný vývoj teplot povrchové vody než v roce 2011. Teplotní maximum bylo naměřeno v červnu, kdy teplota povrchové vody značně

vzrostla oproti měsíci květnu a to o 9,5 °C na lomu 1 a o 7,5 °C na lomu 2. V červenci nastal teplotní propad, který vyjma srpna pokračoval až do konce odběrové sezóny 2012 (Obr. 7).



Obrázek 7 Hodnoty teploty povrchové vody lomů 1 a 2 v období od března do října 2012

Rok 2013 byl v porovnání s předchozími roky (2011, 2012) teplotně podprůměrný. Teplotní maximum bylo nejnižší v porovnání s předchozími odběrovými sezónami (2011, 2012). Nedošlo také k žádnému výraznějšímu teplotnímu propadu ani na jedné ze studovaných lokalit (Obr. 8). Teplota povrchové vody lomu 1 byla po všechny tři odběrové sezóny vyšší než teplota povrchové vody lomu 2.

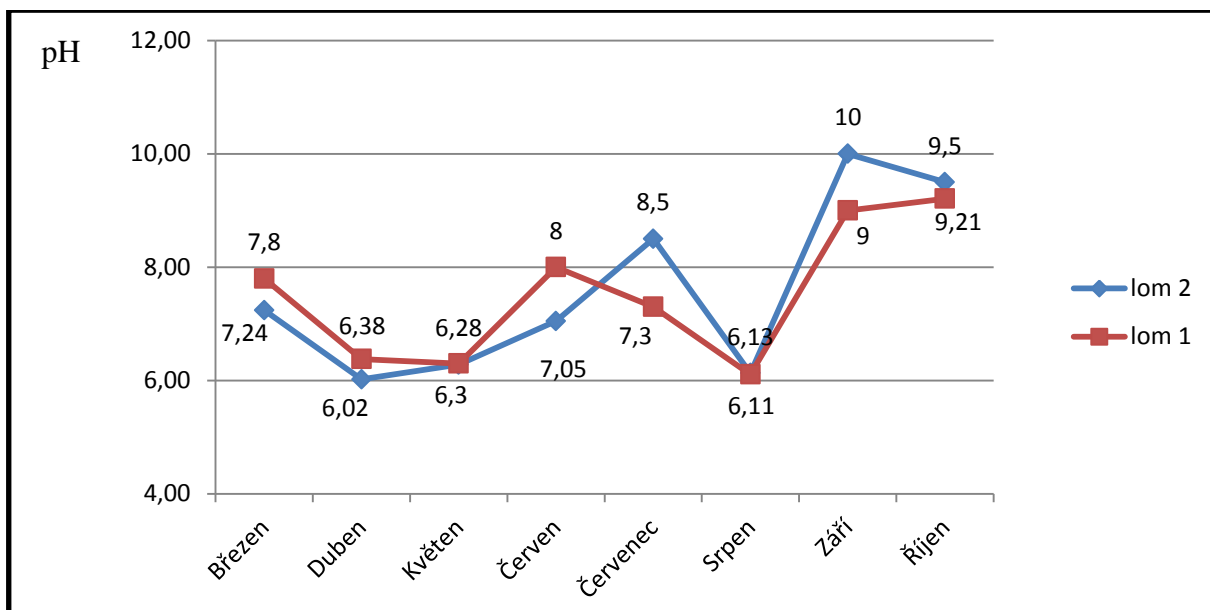


Obrázek 8 Hodnoty teploty povrchové vody lomů 1 a 2 v období od dubna do října 2013

5.1.2 HODNOTY pH POVRCHOVÉ VODY

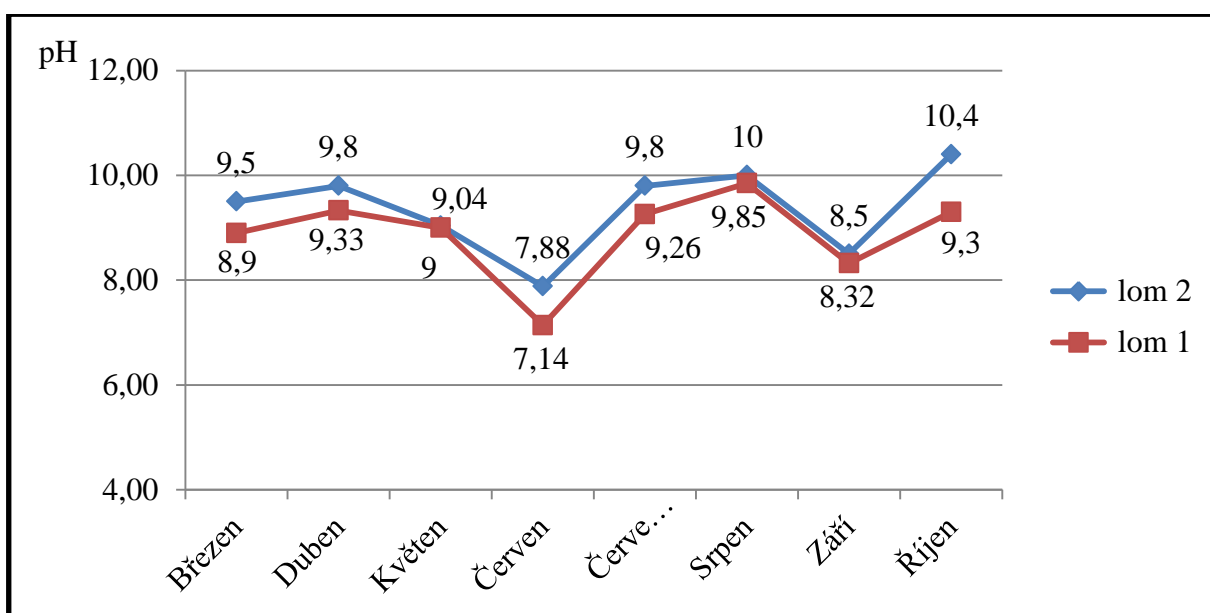
Ve všech třech sezónách se pH povrchové vody vodního sloupce pohybovalo nad hodnotou 7a to po většinu měsíců, pouze v dubnu, květnu a srpnu 2011 a v dubnu a červenci 2013 klesala hodnota pH pod neutrální hranici.

Hodnoty pH na lomu 1 a lomu 2 měly přibližně stejné hodnoty (Obr. 9, 10, 11). V jarních měsících první odběrové sezóny (2011) se hodnoty pH obou lokalit pohybovaly od 6 do 7. V červnu vzrostlo pH na lomu 1 až na 8, přičemž v srpnu byl zaznamenán propad na hodnotu 6,11. Na lomu 2 se podobný trend objevil v červenci a v srpnu došlo rovněž k viditelnému propadu a to z hodnot 8,5 na 6,13. V září hodnoty opět stouply a to až na 10 na lomu 1 a na 9 na lomu 2, v říjnu došlo už jen k mírnému poklesu hodnot pH (Obr. 9).



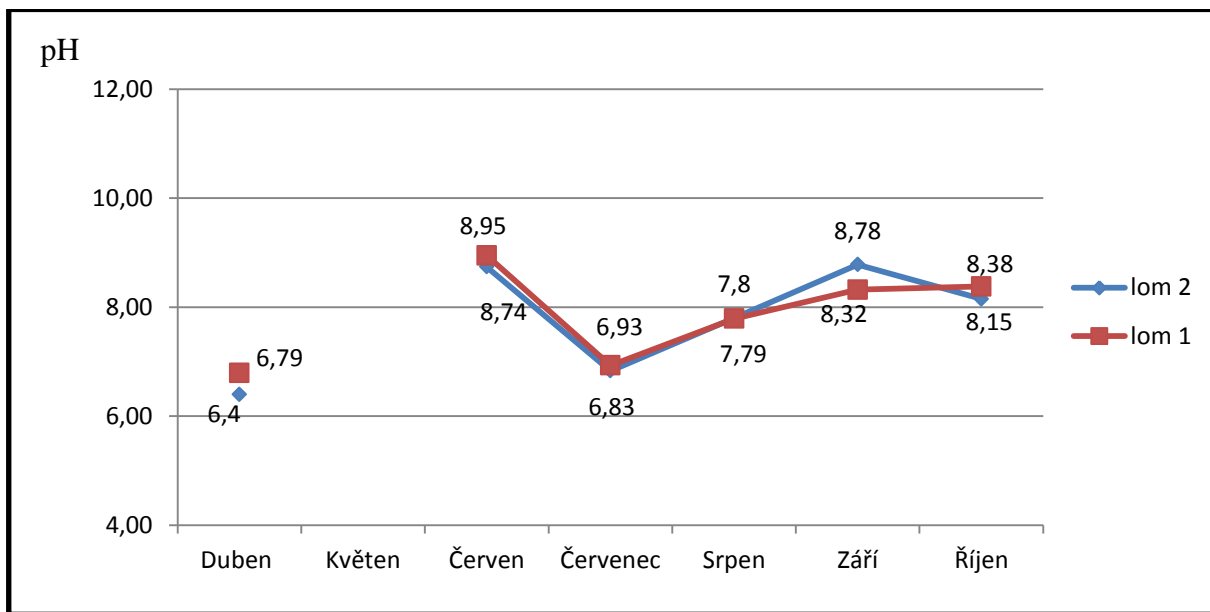
Obrázek 9 Hodnoty pH vody lomů 1 a 2 v období od března do října 2011

V roce 2012 byly průměrné hodnoty pH vyšší než v první odběrové sezóně (2011). V jarních měsících se hodnoty pohybovaly kolem 9. V červnu byl zaznamenán propad na obou lokalitách a to z 9 na 7,14 na lomu 1 a z 9,04 na 7,88 na lomu 2. V červenci a srpnu se hodnoty opět pohybovaly od 9,26 do 10 na lomu 1 a od 9,8 do 9,85 na lomu 2, v září došlo k mírnému propadu hodnot, které se v říjnu opět ustálily na rozmezí mezi 9 a 10 (Obr. 10).



Obrázek 10 Hodnoty pH vody lomů 1 a 2 v období od března do října 2012

Vývoj pH v roce 2013 má podobný trend vývoje hodnot jako v roce 2011. V dubnu se hodnoty pohybovaly kolem 7, v červnu se hodnoty pH zvýšily až na hodnoty kolem 9. V červenci došlo k mírnému propadu na 6,93 na lomu 1 a 6,83 na lomu 2. Od srpna do září nedošlo k žádným výraznějším změnám hodnoty pH se na obou lomech pohybovaly kolem 8 (Obr. 11).

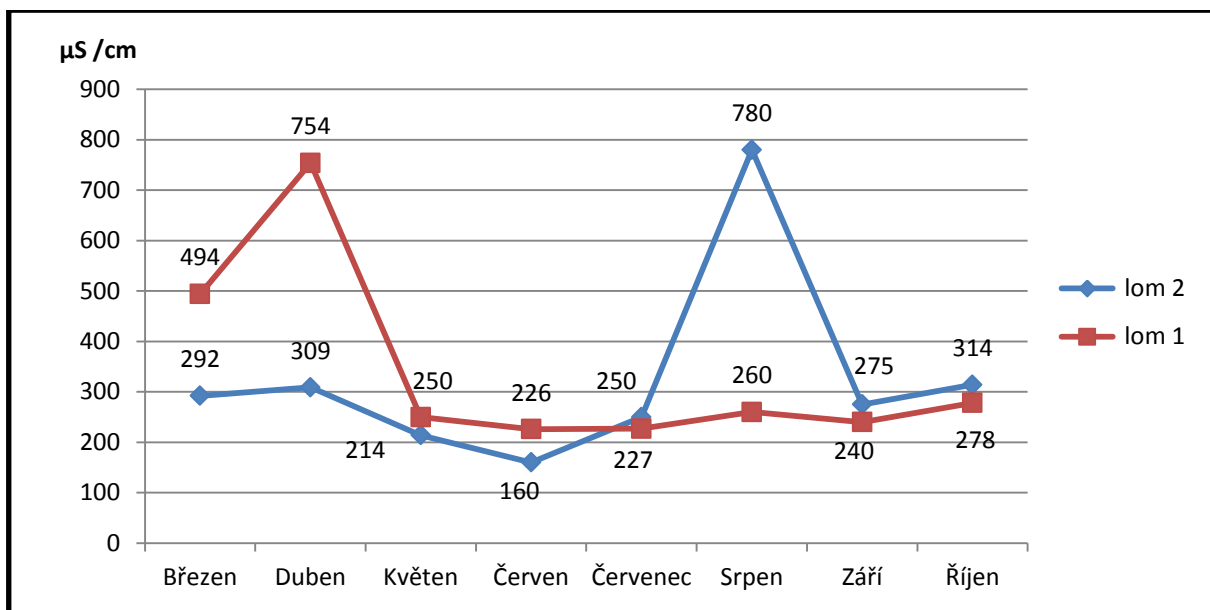


Obrázek 11 Hodnoty pH vody lomů 1 a 2 v období od dubna do října 2013

5.1.3 HODNOTY KONDUKTIVITY POVRCHOVÉ VODY

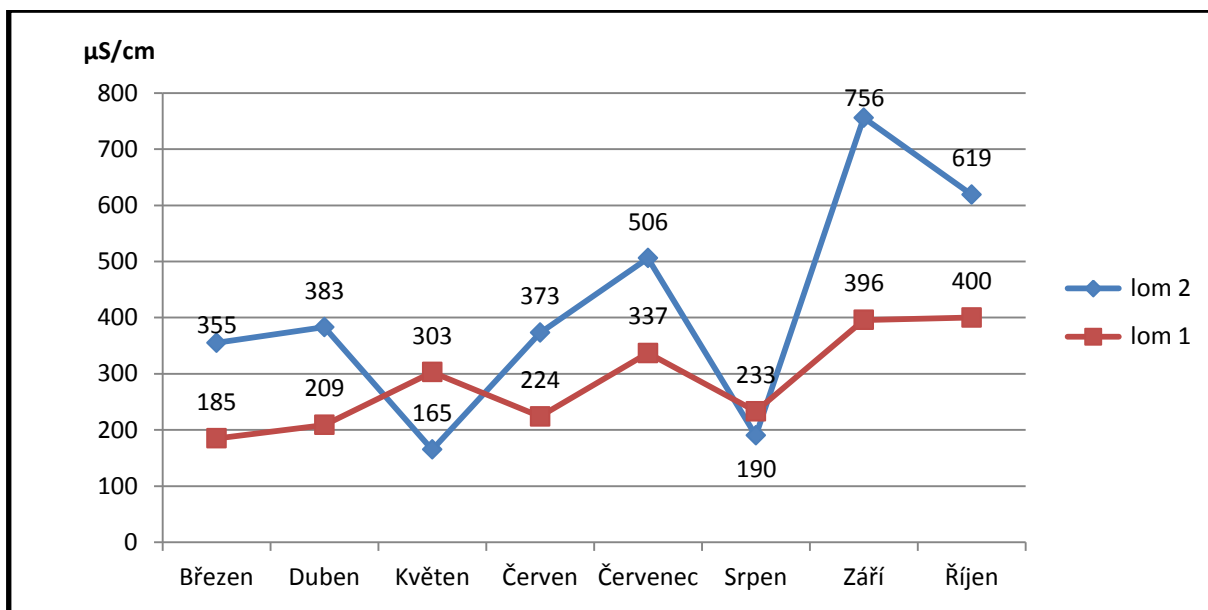
V hodnotách konduktivity byly naměřeny značně odlišné hodnoty a to ve všech třech odběrových sezónách.

V březnu a v dubnu 2011 byly naměřeny celkem vysoké hodnoty na lomu 1 a to 494 $\mu\text{S/cm}$ pro březen a 754 $\mu\text{S/cm}$ pro duben. Po zbytek sezóny se hodnoty pohybovaly v poměrně nízkém rozmezí od 226 do 278 $\mu\text{S/cm}$. Trend vývoje hodnot konduktivity lomu 2 je obrácený. Od března do července se hodnoty objevovaly v rozmezí od 160 do 309 $\mu\text{S/cm}$. V srpnu došlo k celkem velkému skoku v hodnotách a to na 780 $\mu\text{S/cm}$. V září a říjnu se hodnoty ustálily kolem 300 $\mu\text{S/cm}$ (Obr. 12).



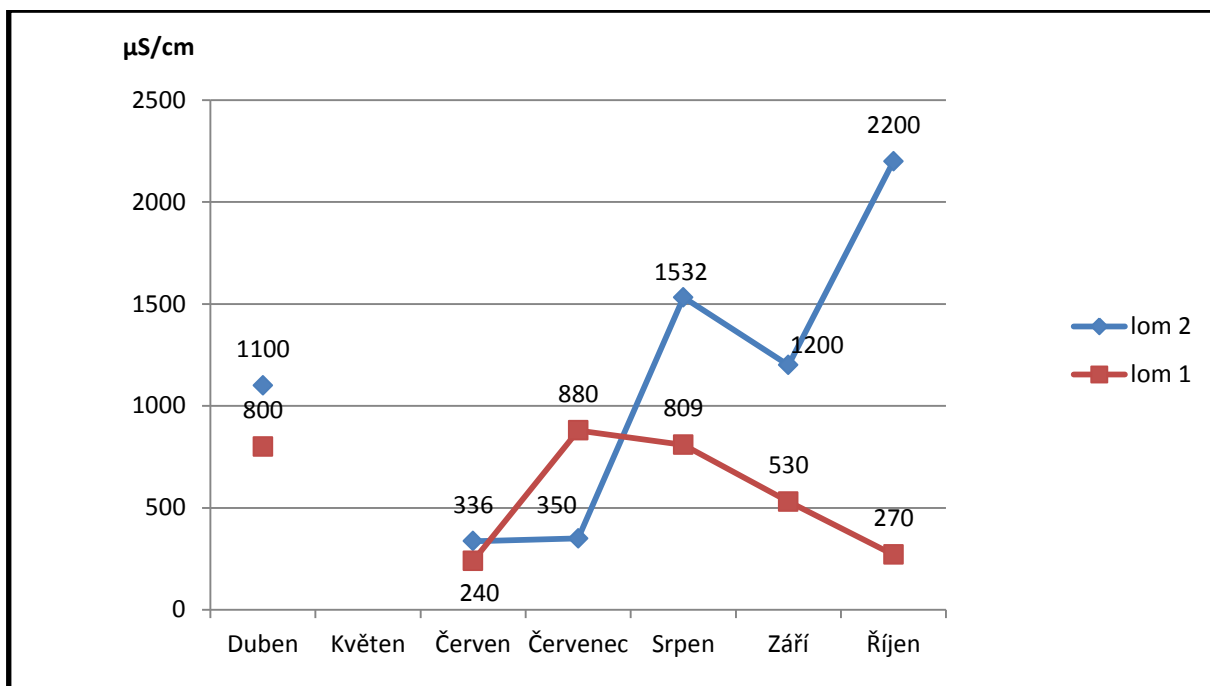
Obrázek 12 Hodnoty konduktivity vody lomů 1 a 2 v období od března do září 2011

V roce 2012 se hodnoty konduktivity na lomu 1 v jarních a letních měsících pohybovali od 185 do 337 $\mu\text{S}/\text{cm}$, na podzim došlo k vzrůstu na 396 $\mu\text{S}/\text{cm}$ v září a na 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ v říjnu. Rozmezí hodnot konduktivity naměřené na lomu 2 bylo velice rozmanité. V březnu a v dubnu byly hodnoty zhruba kolem 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$, v květnu došlo k propadu na 165 $\mu\text{S}/\text{cm}$, v červnu došlo k růstu hodnot na 373 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a červenci tento trend pokračoval a hodnoty se dostaly až na 506 $\mu\text{S}/\text{cm}$. V srpnu došlo k hlubokému propadu a to na 190 $\mu\text{S}/\text{cm}$. V září dosáhly hodnoty konduktivity svého maxima, které činilo 756 $\mu\text{S}/\text{cm}$, v říjnu byla zaznamenaná hodnota o něco nižší a to 619 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Obr. 13).



Obrázek 13 Hodnoty konduktivity vody lomů 1a 2 v období od března do října 2012

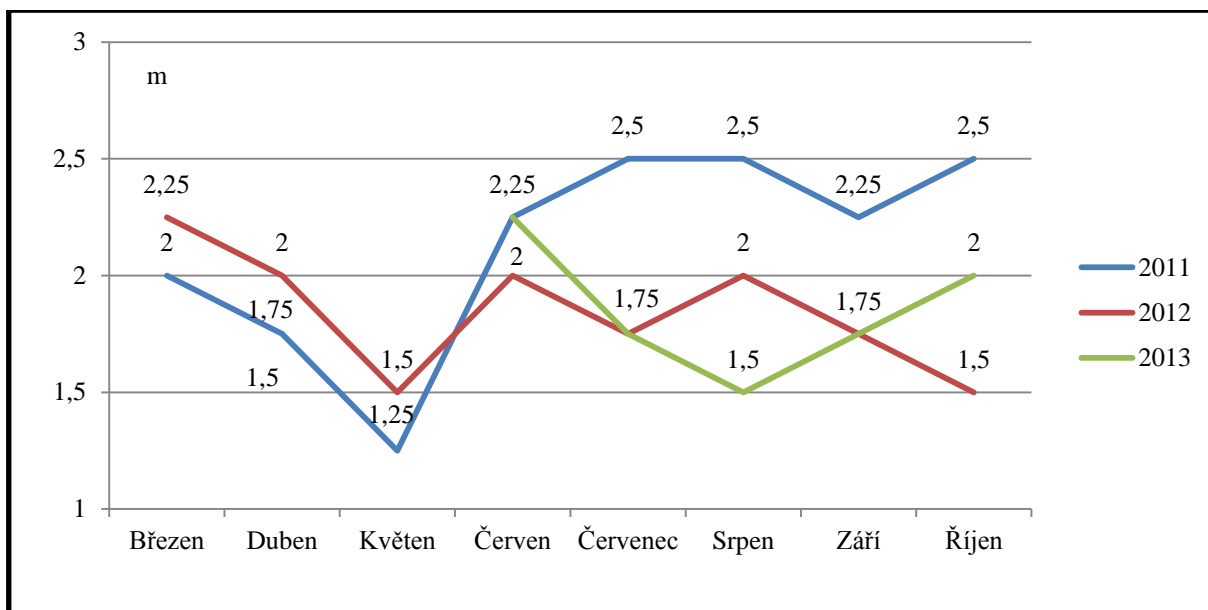
V roce 2013 došlo k naměření nejvyšších hodnot za celé tři sezóny. V dubnu se hodnoty vyšplhaly až na 800 $\mu\text{S}/\text{cm}$ pro lom 1 a na 1100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ pro lom 2. V červnu klesly hodnoty na 240 $\mu\text{S}/\text{cm}$ pro lom 1 a na 336 $\mu\text{S}/\text{cm}$ pro lom 2. Hodnoty pro lom 1 v červenci a v srpnu vzrostly na hodnoty 880 a 809 $\mu\text{S}/\text{cm}$, v září a říjnu pak hodnoty postupně klesly na 530 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 270 $\mu\text{S}/\text{cm}$. V červenci se hodnoty konduktivity příliš nelišily od hodnot červnových, ale v srpnu došlo k markantnímu nárůstu hodnot až na 1532 $\mu\text{S}/\text{cm}$, v září nastal mírný pokles na 1200 $\mu\text{S}/\text{cm}$, v říjnu dosáhla hodnota konduktivity lomu 2 svého maxima, které bylo 2200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Obr. 14).



Obrázek 14 Hodnoty konduktivity vody lomů 1a 2 v období od dubna do října 2013

5.1.4 HODNOTY PRŮHLEDNOSTI POVRCHOVÉ VODY

Průhlednost vodního sloupce byla měřena pouze na lomu 1. V jarních měsících roku 2011 klesala od března, kdy byla zaznamenána průhlednost 2 m, do května, kdy dosáhla svého minima 1,25 m. Po zbytek sledované sezóny se hodnoty pohybovaly od 2,25 do 2,5 m. V jarních měsících roku 2012 byl vývoj podobný jako v roce 2011, v březnu byla hodnota průhlednosti 2,25 m a v květnu klesla na 1,5 m. Do konce sezóny se průhlednost periodicky pohybovala mezi 2 m a 1,75m jenom v říjnu poklesla až na 1,5 m. Hodnoty průhlednosti se v roce 2013 pohybovaly od 1,5 m, tyto hodnoty byly zaznamenány v dubnu a v srpnu, dále se hodnoty pohybovaly kolem 2 m, Svého maxima dosáhla průhlednost v červnu, kdy bylo naměřeno 2,25 m (Obr. 15).



Obrázek 15 Hodnoty průhlednosti vodního sloupce lomu 1 v obdobích od března do října 2011, od března do října 2012 a od dubna do října 2013

5.2 DRUHOVÉ ZASTOUPENÍ NA STUDOVANÝCH LOKALITÁCH

V lomech 1 a 2 bylo nalezeno 116 druhů řas a sinic, ve skupině Cryptophyceae 1 druh (1,16 % z celkového počtu druhů), ve skupině Trebouxiophyceae 1 druh (1,16 % z celkového počtu druhů), ve skupině Synurophyceae 2 druhy (procentuální zastoupení je 2,32 %), ve skupině Chrysophyceae 3 druhy (procentuální zastoupení činí 3,48%), ve skupině Dinophyceae 4 druhy (procentuální zastoupení je 4,64 %), ve skupině Euglenophyceae 9 druhů (celkové procentuální zastoupení je 10,44 %), ve skupině Cyanobacteria 10 druhů (procentuální zastoupení činí 11,6 %), ve skupině Chlorophyceae 14 druhů (procentuální zastoupení je 16,24 %), ve skupině Zygnematophyceae bylo nalezeno 17 druhů (procentuální zastoupení činí 19,72 %), ve skupině Bacillariophyceae bylo nalezeno 54 druhů (procentuální zastoupení je 63,8 %). Kompletní druhový soupis je uveden v Tab. 2.

Tabulka 2 Druhový soupis sinic a řas zaznamenaných na zatopených lomech 1 a 2 v okolí Štěnovic v letech 2011 – 2013

Taxon	Stanoviště	
	Lom 1	Lom 2
Cyanophyceae		
<i>Anabaena</i> sp.	X	X
<i>Aphanothece</i> sp.	X	
<i>Cyanobacterium</i> cf. <i>notatum</i> SKUJA	X	X
<i>Cyanocatena imperfecta</i> (CRONBERG & WEIBULL) VAN JOOSTEN		X
<i>Microcystis novacekii</i> (KOMÁREK) COMPÈRE		X
<i>Oscillatoria formosa</i> BORY DE SAINT-VINCENT EX GOMONT	X	
<i>Oscillatoria tenuis</i> C.AGARDH		X
<i>Synechococcus elegans</i> (WOLSYNSKA) KOMÁREK	X	
<i>Tolypothrix tenuis</i> KÜTZING	X	
<i>Woronichinia naegeliana</i> (UNGER) ELENKIN	X	
Euglenophyceae		
<i>Phacus monilatus</i> STOKES	X	
<i>Euglena</i> sp.	X	
<i>Euglena texta</i> (DUJARDIN) HÜBNER	X	
<i>Trachelomonas globuralis</i> (AVERINTSEV) LEMMERMANN	X	
<i>Trachelomonas hispida</i> (PERTY) STEIN	X	
<i>Trachelomonas intermedia</i> DANGEARD	X	
<i>Trachelomonas nigra</i> SVIRENKO	X	
<i>Trachelomonas volvocina</i> var. <i>volvocina</i> EHRENBERG		X
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> SVIRENKO	X	
Dinophyceae		
<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F.MÜLLER) DUJARDIN	X	X
<i>Gymnodium</i> sp.	X	
<i>Gymnodium uberrimum</i> (G.J.ALLMAN) KOFOID & SWEZY	X	
<i>Peridinium bipes</i> F.STEIN	X	
Chrysophyceae		
<i>Dinobryon bavaricum</i> IMHOF	X	

<i>Dinobryon divergens</i> O.E.IMHOF	X	
<i>Uroglena</i> sp.	X	
Synurophyceae		
<i>Mallomonas</i> sp.	X	
<i>Synura</i> sp.	X	
Bacillariophyceae		
<i>Asterionella formosa</i> HASSALL	X	
<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>lanceolata</i> var. <i>lanceolata</i> (BRÉBISSON EX KÜTZING)	X	X
<i>Achnanthes lanceolata</i> var. <i>magna</i> (STRAUB) LANGE-BERTALOT		X
<i>Achnantes lapidosa</i> KRASSKE		X
<i>Achnanthes marginulata</i> GRUNOW		X
<i>Achnantes</i> sp. 1	X	X
<i>Achnantes</i> sp. 2	X	X
<i>Cocconeis placentula</i> EHRENBERG	X	
<i>Cyclotella ocellata</i> PANTOCSEK	X	X
<i>Cymbella cistula</i> Hustedt	X	
<i>Cymbella silesiaca</i> BLEISCH	X	
<i>Cymbella tumida</i> (BRÉBISSON) VAN HEURCK	X	
<i>Eunotia bilunaris</i> (EHRENBERG) SCHAARSCHMIDT		X
<i>Epithemia sores</i> KÜTZING	X	
<i>Epithemia</i> sp.		X
<i>Eunotia parallela</i> var. <i>angusta</i> GRUNOW		X
<i>Eunotia</i> sp.	X	X
<i>Fragilaria construens</i> f. <i>construens</i> EHRENBERG		X
<i>Fragilaria</i> sp.	X	X
<i>Frustulia rhomboides</i> (EHRENBERG) DE TONI		X
<i>Gomphonema acuminatum</i> EHRENBERG	X	X
<i>Gomphonema angustum</i> C.AGARDH		X
<i>Gomphonema clavatum</i> EHRENBERG	X	
<i>Gomphonema olivaceum</i> (HORNEMANN) BRÉBISSON	X	
<i>Gomphonema parvulum</i> KÜTZING	X	X
<i>Gomphonema</i> cf. <i>pseudoagur</i> LANGE-BERT.	X	
<i>Gomphonema truncatum</i> EHRENBERG	X	X

<i>Hantzschia amphioxys</i> (EHRENBERG) GRUNOW	X	
<i>Navicula cincta</i> (EHRENBERG) RALFS		X
<i>Navicula clementis</i> GRUNOW	X	
<i>Navicula</i> cf. <i>disjuncta</i> HUSTEDT	X	
<i>Navicula lanceolata</i> (C. AGARDH) KÜTZING	X	
<i>Navicula pupula</i> KÜTZING	X	
<i>Navicula radiosa</i> KÜTZING	X	
<i>Navicula rhynchocephala</i> KÜTZING	X	
<i>Navicula slesvicensis</i> GRUNOW	X	
<i>Navicula</i> sp.	X	X
<i>Navicula trivialis</i> LANGE-BERTALOT	X	
<i>Nitzschia dissipata</i> var. <i>dissipata</i> (KÜTZING) GRUNOW	X	
<i>Nitzschia palea</i> (KÜTZING) W. SMITH	X	
<i>Nitzschia</i> sp.		X
<i>Pinnularia borealis</i> EHRENBERG	X	
<i>Pinnularia rhombarea</i> var. <i>variare</i> K. KRAMMER		X
<i>Pinnularia viridissima</i> SKVORTZOV		X
<i>Rhopalodia gibba</i> (EHRENBERG) OTTO MÜLLER	X	
<i>Stauroneis anceps</i> EHRENBERG		
<i>Stauroneis kriegeri</i> R.M. PATRICK		X
<i>Stauroneis phoenicentron</i> EHRENBERG		X
<i>Stauroneis smithii</i> GRUNOW		X
<i>Stauroneis</i> sp.	X	
<i>Stephanodiscus</i> sp.	X	
<i>Suriela</i> sp.	X	
<i>Tabellaria fenestrata</i> (LYNGBYE) KÜTZING	X	
<i>Tabellaria flocculosa</i> (ROTH) KÜTZING	X	X
<i>Tabellaria ventricosa</i> KÜTZING	X	X
Cryptophyceae		
<i>Cryptomonas</i> sp.	X	X
Chlorophyceae		
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i> CORDA EX KORSHIKOV	X	
<i>Bulbochaete</i> sp.	X	
<i>Coelastrum microporum</i> NÄG	X	

<i>Coelastrum pulchrum</i> SCHMIDLE	X	
<i>Coelastrum</i> sp.	X	
<i>Chlamydomonas</i> sp.	X	X
<i>Kirchneriella</i> sp.	X	
<i>Microspora</i> sp.	X	
<i>Oedogonium</i> sp.	X	
<i>Pediastrum boryanum</i> (TURPIN) MENEGHINI	X	
<i>Pediastrum duplex</i> MEGEN	X	
<i>Pediastrum tetras</i> (EHRENBERG) RALFS	X	
<i>Scenedesmus acutus</i> MEYEN	X	
<i>Scenedesmus brasiliensis</i> BOHLIN	X	
Trebouxiophyceae		
<i>Dictyosphaerium</i> sp.	X	
Zygnematophyceae		
<i>Actinotaenium cucurbita</i> BRÉBISSON EX RALFS	X	
<i>Closterium striolatum</i> EHRENBERG EX RALFS	X	
<i>Closterium</i> sp.	X	
<i>Cosmarium margaritifera</i> MENEGHINI EX RALFS	X	
<i>Cosmarium punctulatum</i> var. <i>punctulatum</i> BRÉBISSON	X	
<i>Cosmarium regnellii</i> var. <i>pseudoregnellii</i> MESSIK	X	
<i>Cosmarium</i> sp.	X	
<i>Cosmarium tetraophthalmum</i> BRÉBISSON EX RALFS	X	
<i>Mougeotia</i> sp. steril.	X	
<i>Spirogyra</i> sp. steril.	X	
<i>Staurastrum alternans</i> cf. <i>muticum</i> ANDRESEN	X	
<i>Staurastrum anaticm</i> cf. <i>paradoxum</i> (MEYEN) BROOK	X	
<i>Staurastrum chaetoceros</i> SCHROED	X	
<i>Staurastrum planctonicum</i> TEILING	X	
<i>Staurastrum</i> sp.	X	
<i>Staurodesmus mucronatus</i> RALFS	X	
<i>Zygnema</i> sp. steril	X	

5.3 SEZÓNÍ DYNAMIKA ZATOPENÝCH LOMŮ 1 A 2

5.3.1 SEZÓNÍ DYNAMIKA LOMU 1

Rok 2011

Sezóna 2011 lomu 1 byla druhově celkem bohatá, největší výskyt byl zaznamenán u řas ze skupiny Bacillariophyceae. Ve všech vzorcích se vyskytovaly řasy ze skupiny Zygnematophyceae a Bacillariophyceae. Skupina Zygnematophyceae byla celoročně zastoupena rodem *Mougeotia* sp. steril. a skupina Bacillariophyceae byla zastoupena řasami z rodu *Fragilaria* a *Navicula* (Obr. 16).

V březnu byl druhový výskyt řas celkem nízký (Obr. 16), ze skupiny Zygnematophyceae byly pozorovány vláknité řasy *Mougeotia* sp. steril. a *Zygnema* sp. steril. V dubnu se zvýšil výskyt druhového zastoupení řas a to o zástupce skupinu Dinophyceae (Obr. 16). V této době byli pozorováni bičíkovci druhu *Peridinium bipes*. Ze skupiny Bacillariophyceae byly pozorovány druhy řas *Cymbella silesiaca*, *Rhopalodia gibba*, *Tabellaria flocculosa*. Skupina Zygnematophyceae byla zastoupena rody *Cosmarium*, *Mougeotia* a *Closterium*. Ani jeden z rodů nepřesahoval svým výskytem ostatní pozorované rody. Měsíc květen byl z hlediska druhové rozmanitosti nejbohatším (Obr. 16). Nejpočetněji byla zastoupena skupina Bacillariophyceae, dále byly zaznamenány skupiny řas Zygnematophyceae, Dinophyceae, Chlorophyceae a Euglenophyceae. V bentosu byla pozorována sinice rodu *Aphanothece* (Obr. 16).

V červnu a v srpnu se snížil druhový výskyt řas ze skupiny Bacillariophyceae (Obr. 16), v červenci se tento výskyt opět zvýšil. Dominantní skupinou byly Zygnematophyceae a to především *Mougeotia* sp. steril., další dominantní řasou byla vláknitá řasa ze skupiny Chlorophyceae, *Oedogonium* sp. steril. V červnu byl zaznamenán výskyt řasy *Kirchneriella* sp., která byla pozorována opět až v září.

V podzimních měsících byla druhově nejpočetnější opět skupina Bacillariophyceae (Obr. 16), vysoká abundance byla pozorována u centrické rozsivky *Cyclotella ocellata* a u rozsivky *Frustulia rhomboides*. Taktéž došlo k vysoké abundanci řasy *Mallomonas* sp. ze skupiny Synurophyceae. Ve vzorcích z odběrů byl zaznamenán výskyt řasy *Phacus monilatus* ze skupiny Euglenophyceae, který už nebyl v dalších sezónách pozorován. V říjnu byla v dominanci opět *Cyclotella ocellata*, výskyt dalších řas ze skupin Synurophyceae, Chlorophyceae byl minimální (Obr. 16).

Rok 2012

V jarních měsících byl zaznamenán nízký výskyt řas ze skupiny Bacillariophyceae (Obr. 17). V březnu byly pozorovány pouze bičíkaté řasy *Chlamydomonas* sp., *Cryptomonas* sp. a řasa ze skupiny Chrysophyceae a to *Dinobryon divergens*. V dubnu a v květnu byl detekován zvýšený výskyt vláknitých řas *Mougeotia* sp. steril. a *Oedogonium* sp. steril. Dále byl zaznamenán výskyt sinic *Tolypothrix tenuis* a *Woronichinia naegeliana* obě byly nalezeny ve vzorcích z litorálu. V květnu byl pozorován první výskyt řasy *Ceratium hirundinella*, která byla opět zaznamenána v červnu. Také byla pozorována bičíkatá řasa ze skupiny Euglenophyceae a to *Trachelomonas* sp. (Obr. 17).

V červnu došlo k vysoké abundanci zlativky (Chrysophyceae) *Dinobryon divergens*. Stagnace se projevila u skupiny Bacillariophyceae (Obr. 17), byl však zaznamenán zvýšený výskyt rodu *Fragilaria* a druhu *Cocconeis placentula*. K největšímu výskytu spájivých řas (Zygnematophyceae) jako například *Staurastrum chaetoceras*, *Cosmarium tetraophthalmum*, *Cosmarium punctulatum* var. *punctulatum*, došlo v červnu (Obr. 17), v červenci byl největší výskyt zelených řas (Chlorophyceae) mezi kterými byly pozorovány *Pediastrum duplex*, *Scenedesmus acutus*, *Ankistrodesmus fusiformis* (Obr. 17). V tomto měsíci byl zaznamenán výskyt skupiny Trebouxiophyceae (Obr. 17) se zástupcem *Dictyosphaerium* sp. V srpnu dominovala opět skupina Zygnematophyceae (Obr. 17), nejvyšší rozvoj biomasy byl však zapříčiněn výskytem řas *Trachelomonas nigra*, *Trachelomonas hispida* (Euglenophyceae) a *Dinobryon divergens* (Chrysophyceae). Z rozsivek (Bacillariophyceae) byl pozorován větší výskyt rodu *Achnanthes*.

V září se staly dominující skupinou Bacillariophyceae (Obr. 17) jako například *Cyclotella ocellata*, *Achnanthes lanceolata*, *Asterionela formosa* a *Navicula trivialis*. Vysoká abundance byla pozorována opět u krásnooček (Euglenophyceae) *Trachelomonas nigra* a *Trachelomonas hispida*. V říjnu byla zaznamenána nejvyšší druhová diverzita u zelených řas (Chlorophyceae), byly pozorovány druhy jako *Pediastrum boryanum*, *Pediastrum duplex* a *Scenedesmus brasiliensis* (Obr. 17). Vysoká abundance byla u řas *Peridinium bipes*, *Mallomonas* sp. a *Fragilaria* sp.

Rok 2013

Na jaře 2013 byla zaznamenána vysoká abundance druhu *Dinobryon bavaricum* ze skupiny Chrysophyceae, dále byla pozorována vysoká abundance druhů *Tabellaria*

flocculosa a *Tabellaria ventricosa* ze skupiny Bacillariophyceae. Ze zelených řas (Chlorophyceae) byl zaznamenán pouze rod *Chlamydomonas* sp. Z vláknitých řas byla pozorována pouze *Mougeotia* sp. steril. (Obr. 18).

V červnu byla pozorována největší druhová diverzita na skupině Bacillariophyceae (Obr. 18), nejpočetněji se vyskytovaly řasy *Navicula* sp. *Navicula lanceolata*, *Navicula disjuncta* a *Tabellaria flocculosa*. Rozsivka (Bacillariophyceae) *Hantzschia amphioxys* byla zaznamenána pouze v tomto měsíci. Větší druhové zastoupení rovněž bylo u řas ze skupiny Dinophyceae (Obr. 18), konkrétně se jednalo o druhy *Peridinium bipes*, *Ceratium hirundinella* a *Gymnodium uberrimum*. Z krásnooček (Euglenophyceae) byly zaznamenány druhy jako *Trachelomonas volvocinopsis* a *Trachelomonas intermedia* a u spájkivých řas (Zygnematophyceae) byly zaznamenány druhy *Cosmarium tertaophthalmum* a *Cosmarium regnellii* var. *pseudoregnellii*. Ze skupiny Synurophyceae byl zaznamenán *Mallomonas* sp. steril. V červenci byly dominantní skupinou rozsivky (Bacillariophyceae) (Obr. 18), kde největší výskyt byl u řas *Tabellaria flocculosa* a *Tabellaria ventricosa*. Dále se zde vyskytovaly rozsivky (Bacillariophyceae) *Cocconeis placentula*, *Nitzschia palea*, a *Navicula rhynchocephala*. Byla taktéž zaznamenána vysoká abundance řasy ze skupiny zlativek (Chrysophyceae) a to *Uroglena* sp. Dále se v tomto měsíci vyskytovaly řasy ze skupin Dinophyceae (*Peridinium bipes*), Synurophyceae (*Mallomonas* sp.) a Zygnematophyceae (*Closterium* sp.). V srpnu bylo opět největší druhové zastoupení u rozsivek (Bacillariophyceae) (Obr. 18), byly pozorovány například *Nitzschia palea*, *Nitzschia dissipata* var. *dissipata* a *Epithemia sorex*, která byla pozorována pouze v tomto měsíci. Z krásnooček byly zaznamenány *Euglena texta*, *Trachelomonas volvocinopsis*. Ze zelených řas (Chlorophyceae) bylo nově pozorováno *Coelastrum pulchrum*. Došlo opět k výskytu *Mallomonas* sp. (Synurophyceae).

V podzimních měsících nebyla zaznamenána výrazná druhová diverzita u žádné skupiny řas (Obr. 18). V září došlo k vysoké abundanci *Mallomonas* sp. (Synurophyceae). Skupina rozsivek (Bacillariophyceae) byla zastoupena například druhy *Cyclotella ocellata*, *Cocconeis placentula* a *Stauroneis phoenicentron*. Z krásnooček (Euglenophyceae) byly pozorovány *Trachelomonas nigra* a *Trachelomonas hispida*. Ze zelených řas (Chlorophyceae) byla nalezena pouze *Chlamydomonas* sp. Ze sinic (Cyanophyceae) byl pozorován *Synechococcus elegans*. V říjnu pokračovala vysoká abundance *Mallomonas* sp. (Synurophyceae), ale objevila se i vysoká abundance *Peridinium bipes* (Dinophyceae). Z dalších skupin řas se zde

objevili zástupci zelených řas (Chlorophyceae), krásnoček (Euglenophyceae) a sinic (Cyanophyceae) všechny tyto skupiny se zde vyskytovaly v nízké druhové diverzitě (Obr. 18). Bacillariophyceae byly v tomto měsíci zastoupeny hlavně rodem *Navicula*, *Tabellaria* a *Fragilaria* (Obr. 18).

5.3.2 SEZÓNÍ DYNAMIKA LOMU 2

Rok 2011

V březnu 2011 byly v lomu 2 pozorovány bičíkaté řasy rodu *Cryptomonas* a *Chlamydomonas*, dále byl zaznamenán výskyt skupiny Bacillariophyceae, konkrétně rody *Epithemia* sp. a *Fragilaria construens*. V dubnu byla nalezena blíže neurčená vláknitá řasa rodu *Oedogonium* a taktéž blíže nespécifikovaná vláknitá sinice rodu *Oscillatoria*. Z rozsivek (Bacillariophyceae) byli pozorováni zástupci druhů *Eunotia* sp., *Fragilaria* sp. a *Achnanthes* sp. V květnu nastala stagnace zelených řas, byla nalezena pouze sinice (Cyanophyceae) *Oscillatoria formosa*. Skupina Bacillariophyceae byla zastoupena druhy *Gomphonema parvulum*, *Fragilaria* sp. a *Achnanthes* sp. V jarních měsících nebyla zaznamenána vysoká abundance u žádného z uvedených rodů či druhů (Obr. 16).

V červnu byla pozorována největší druhová diverzita skupiny Bacillariophyceae za celou odběrovou sezónu 2011 (Obr. 16). Tato skupina byla zastoupena druhy *Eunotia bilunaris*, *Stauroneis phoenicentron*, *Achnanthes lanceolata* a *Gomphonema parvulum*. Bičíkaté řasy byly opět zastoupeny rody *Cryptomonas* a *Chlamydomonas*. V červenci byl výskyt řas a sinic omezen pouze na rozsivky (Bacillariophyceae). V srpnu byl zaznamenán výskyt sinic (Cyanophyceae), bičíkatých řas rodu *Chlamydomonas* a *Cryptomonas*. Skupina Bacillariophyceae byla zastoupena nejpočetněji jak z hlediska druhové diverzity, tak z hlediska biomasy (Obr. 16).

Ve vzorcích z podzimních měsíců byly nalezeny pouze řasy ze skupiny Bacillariophyceae (Obr. 16). Tato skupina měla celkem bohatou druhovou diverzitu i velké množství biomasy. V září byla vysoká abundance u rodu *Achnanthes* cf. *lanceolata*. V říjnu byl nejpočetnější rod *Fragilaria ventricosa*.

Rok 2012

V březnu 2012 bylo v lomu 2 zaznamenáno větší množství bičíkatých řas rodu *Chlamydomonas* a *Cryptomonas*. Skupina rozsivek (Bacillariophyceae) měla celkem

bohatou druhovou diverzitu (Obr. 17), byly pozorovány druhy *Fragilaria* sp., *Stauroneis anceps*, *Pinnularia rhombarea* var. *variare* a *Achnanthes lanceolata*. Nejvíce biomasy rozsivek tvořil druh *Stauroneis anceps*. V dubny byli nalezeni zástupci skupin Cyanophyceae, Bacillariophyceae a Chlorophyceae, skupina Bacillariophyceae přesahovala svojí biomasou ostatní skupiny. V květnu byla zaznamenána největší druhová diverzita a nejvyšší abundance opět u skupiny rozsivek (Bacillariophyceae) (Obr. 17), byly pozorovány druhy *Cocconeis placentula*, *Gomphonema truncatum*, *Cyclotella ocellata*, *Achnanthes* cf. *lanceolata*, *Tabellaria flocculosa*, *Tabellaria ventricosa*, *Navicula pupula*, *Navicula* sp. a *Cymbella silesiaca*. Žádný z uvedených rodů nepřesahoval svojí biomasou ostatní rody. Dále byli pozorováni zástupci zelených řas (Chlorophyceae) a spájkivých řas (Zygnematophyceae).

Ve všech letních měsících byl zaznamenán výskyt vláknitých řas ze skupin Chlorophyceae a Zygnematophyceae. Skupina Bacillariophyceae byla ve všech letních měsících dominantní jak v druhovém zastoupení, tak v množství biomasy (Obr. 17). V červnu byly nalezeny druhy jako například *Fragilaria* sp., *Tabellaria flocculosa*, *Tabellaria ventricosa*, *Eunotia bilunaris* a *Gomphonema truncatum*. V červenci byla pozorována vysoká abundance u druhů *Stauroneis phoenicentron* a *Stauroneis kriegeri*, další nalezené druhy byly například *Achnanthes lanceolata*, *Navicula pupula*, *Pinnularia rhombarea* var. *variare*. V srpnu byly ze skupiny rozsivek (Bacillariophyceae) determinovány druhy *Gomphonema acuminatum*, *Achnanthes* cf. *Lanceolata* a *Cocconeis placentula*.

V podzimních měsících byl pozorován hojný rozvoj rozsivek (Bacillariophyceae) jak z hlediska druhové rozmanitosti, tak z hlediska biomasy (Obr. 17). V září byla zaznamenána vysoká abundance druhu *Stauronies phoenicentron*. V říjnu byl výskyt rozsivek z hlediska biomasy celkem nízký.

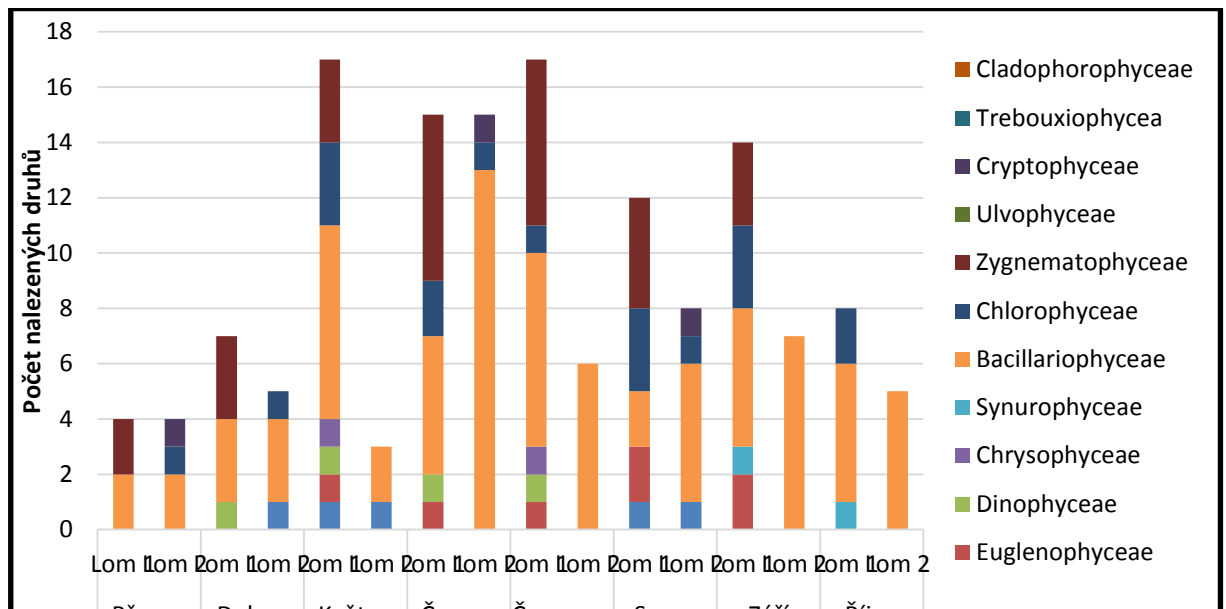
Rok 2013

V dubnu 2013 byla pozorována skupina krásnooček (Euglenophyceae), zelených řas (Chlorophyceae) a rozsivek (Bacillariophyceae) (Obr. 18). Ze skupiny rozsivek byla zaznamenána vysoká abundance druhu *Achnanthes* sp. Dále se zde například vyskytovaly rozsivky *Gomphonema truncatum*, *Stauroneis kriegerii* a *Cocconeis placentula*.

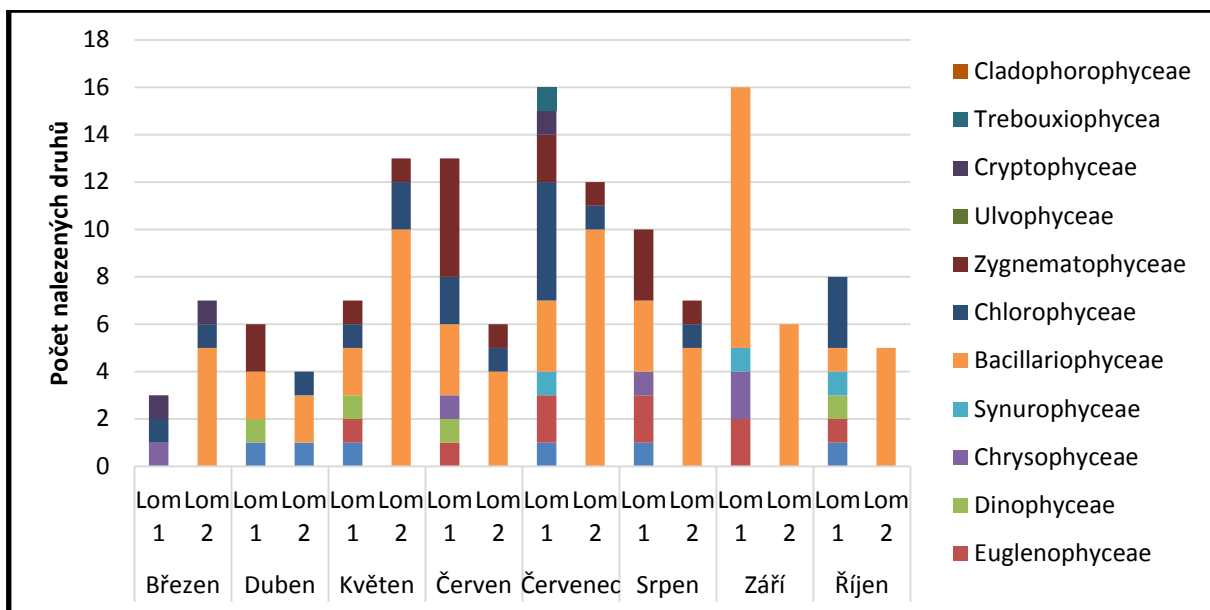
V letních měsících došlo ke stagnaci rozvoje skupiny rozsivek (Bacillariophyceae). V červnu byly nalezeny vláknité řasy *Oedogonium* sp. steril. a

Mougeotia sp. steril. Trend vývoje řas v červenci byl téměř stejný jako v předchozím měsíci, jediným rozdílem byl mírně vyšší výskyt rozsivek (Obr. 18). Byly pozorovány vláknité řasy a skupina rozsivek byla zastoupena, mimo jiné, druhy *Stauroneis phoenicentron*, *Staroneis kriegeri* a *Navicula pupula*. V srpnu byl zaznamenán nejnižší výskyt řas v celé sezóně (Obr. 18).

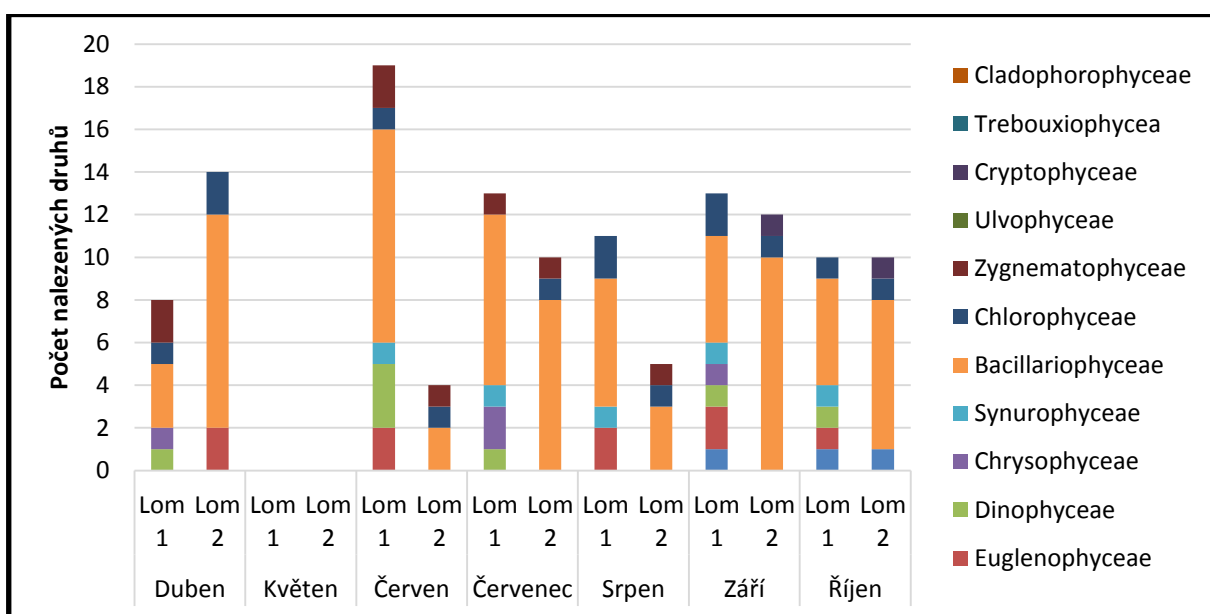
V podzimních měsících byla pozorována celkem vysoká druhová diverzita ve skupině Bacillariophyceae (Obr. 18). Ve vzorcích byly nalezeny rody *Cocconeis placentula*, *Gomphonema parvulum*, *Stauroneis anceps*, *Navicula radiosa*, *Eunotia bilunaris*, *Fragilaria* sp. a *Achnanthes* sp., u kterého byla v září zaznamenána vysoká abundance. V září a v říjnu byly mimo skupinu rozsivek (Bacillariophyceae) pozorovány skupiny Chlorophyceae, Cryptophyceae a Cyanophyceae se zástupci rodu *Chlamydomonas*, *Cryptomonas* a *Oscillatoria* (Obr. 18).



Obrázek 16 Graf sezónní dynamiky pro lom 1 a 2 ve vegetační sezóně 2011



Obrázek 17 Graf sezonní dynamiky pro lom 1 a 2 ve vegetační sezóně 2012



Obrázek 18 Graf sezonní dynamiky pro lom 1 a 2 ve vegetační sezóně 2013

6 DISKUZE

Lomy 1 a 2 se podle úživnosti vody řadí mezi oligotrofní až mesotrofní. Toto bylo zjištěno pomocí monitorování výskytu řas. Řasy mohou sloužit jako celkem přesné indikátory trofie vody. Řasy, které byly použity pro indikaci stavu úživnosti lomu 1 a lomu 2 a jejich schopnost indikace byla zjištěna z literatury zabývající se touto problematikou (DOKULIL, 2003; BELLINGER et SIGEE, 2010). Mezi tyto druhy patří *Asterionella formosa*, *Dinobryon divergens*, *Tabellaria flocculosa*, uvedené druhy řas se vyskytují zejména v oligotrofních vodách. *Ceratium hirundinella*, *Pediastrum boryanum* a *Pediastrum duplex*, které se vyskytují zejména ve vodách mesotrofních (stanoveno dle DOKULIL, 2003; BELLINGER et SIGEE, 2010). Pro spolehlivost indikace je samozřejmé, že se řasy vyskytovaly v dostatečném zastoupení. Dle determinační literatury téměř všechny uvedené druhy preferují, alkalické typy vod. Toto tvrzení souhlasí se zaznamenanými hodnotami pH, které se po většinu sezón pohybovaly v alkalické oblasti.

Naměřené teploty povrchové vody (Obr. 6) v sezóně 2011 korespondovaly s průměrnými měsíčními teplotami vzduchu (Obr. 2). Ve vegetační sezóně 2012 byly zjištěny rozdíly mezi teplotami povrchové vody (Obr. 7) a průměrnými měsíčními teplotami vzduchu (Obr. 2). To mohlo být způsobeno momentálními teplotami vzduchu v době odběrů vzorků. Teploty povrchové vody naměřené ve vegetační sezóně 2013 (Obr. 8) odpovídaly průměrným teplotám vzduchu (Obr. 2). Hodnoty teplot povrchové vody lomu 1 byly po všechny tři vegetační sezóny stejné nebo vyšší než hodnoty teplot povrchové vody v lomu 2 (Příloha 4). Tento rozdíl teplot je pravděpodobně způsoben větším zastíněním lomu 2 makrofytní vegetací, díky čemuž nedopadá na vodní hladinu lomu stejné množství slunečního záření jako na hladinu lomu 1.

Trend vývoje pH povrchové vody v lomech 1 a 2 byl téměř shodný. Ve vegetační sezóně 2011 hodnoty s mírnými odchylkami rostly od 6 k 10. V jarních měsících se hodnoty pohybovaly kolem 6 a v podzimních měsících nabývaly hodnot kolem 9 (Obr. 9). Tento neobvyklý vývoj by mohl být přičítán vnějšímu vlivům. V červenci byly zaznamenány vysoké hodnoty srážek (Obr. 1), to se mohlo odrazit v poklesu hodnot pH v srpnu (Obr. 9). V dalších měsících došlo k rapidnímu poklesu srážek a hodnoty pH začaly stoupat. Z toho můžeme usuzovat, že množství srážek mohlo mít vliv na hodnoty pH v lomech 1 a 2. Další možnou variantou by mohlo být nízké stáří obou zatopených lomů. Díky nízkému stáří není nádrž schopna odolávat

extrémním vlivům (Ambrožová, 2003). Ve vegetační sezóně 2012 byly hodnoty pH povrchové vody (Obr. 10) stabilnější oproti vegetační sezóně 2011. Naměřené hodnoty se s mírnými výkyvy pohybovaly kolem hodnoty 9. Vegetační sezóna 2013 měla podobný trend vývoje jako sezóna 2012, hodnoty se však pohybovaly kolem hodnoty 8 (Obr. 11).

Hodnoty konduktivity měly celkem chaotický vývoj a to ve všech třech vegetačních sezónách (Příloha 6). V sezóně 2011 měly lomy 1 a 2 opačný trend vývoje hodnot (Obr. 12). Na jaře byly naměřeny vysoké hodnoty v lomu 1, pak nastalo ustálení hodnot. Lom 2 měl opačný vývoj (Obr. 12), k výkyvu v naměřených hodnotách došlo v srpnu, pak se hodnoty opět ustálily. Tyto značné výkyvy by mohly být zapříčiněny zásahem zvenčí, oba lomy byly v tuto dobu ještě přístupné veřejnosti, mohlo tedy dojít ke zvýšení hodnotám konduktivity díky lidské činnosti. Vegetační sezóna 2012 měla celkem stabilní vývoj hodnot konduktivity povrchové vody pro lom 1 (Obr. 13). U hodnot naměřených v lomu 2 byly zaznamenány výkyvy v květnu (Obr. 13). Kdy došlo k propadu naměřených hodnot. Ke stejnému propadu hodnot došlo opět v srpnu. V podzimních měsících došlo k rapidnímu nárůstu hodnot (Obr. 13), tento nárůst by se dal přičítat promíchávání vodního sloupce na základě podzimní cirkulace. Díky tomu se živiny ode dna dostaly do povrchové vody. Vegetační sezóna 2013 měla opět odlišný vývoj hodnot konduktivity povrchové vody pro lomy 1 a 2 (Obr. 14). Začátek sezóny byl pro oba lomy identický, byly zjištěny vysoké hodnoty konduktivity povrchové vody. V červnu došlo k poklesu hodnot opět na obou lomech. Ke květnovým měřením nedošlo, není tedy k dispozici srovnání přechodných hodnot konduktivity. Na lomu 1 v letních měsících docházelo k postupnému nárůstu hodnot, které v podzimních měsících začaly klesat (Obr. 14), což je přičítáno opět podzimní cirkulaci. Hodnoty konduktivity pro lom 2 rapidně stoupaly a to od srpna do října, kdy dosahovaly hodnot až 2200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Obr. 14). Tyto vysoké hodnoty musely být zapříčiněny zásahem zvenčí, mohlo například dojít k úhynu zvířete v bezprostřední blízkosti lomu, nebo mohlo dojít ke zvýšení konduktivity díky lidské činnosti.

Průhlednost vodního sloupce byla měřena pouze na lomu 1. Hodnoty se po většinu vegetačních sezón pohybovaly kolem 2 m (Obr. 15). V dubnu a květnu byly hodnoty průhlednosti vždy nejnižší (Obr. 15). Tento jev mohl být způsoben vegetačním zákalem, který byl pozorován v dubnu 2012 a 2013 ve zbylých měsících byla snížená průhlednost zapříčiněna zřejmě turbiditou (AMBROŽOVÁ, 2003).

Lom 1 a lom 2 jsou rozdílné v mnoha faktorech. Lom 1 byl celkem stabilní, jak z hlediska fyzikálně-chemických vlastností, tak z hlediska vývoje fytoplanktonu. Lom 2 byl odlišný ve vývoji sezónní dynamiky, druhová diverzita byla celkem chudá, větší počet druhů byl pozorován pouze u skupiny rozsivek (Bacillariophyceae). Tyto rozdíly mohly být zapříčiněny odlišnou velikostí a hloubkou obou sledovaných lomů.

Rozloha vodní plochy lomu 1 je řádově o stovky m² větší než rozloha lomu 2. Lom 1 je obehnan vysokými kolmými stěnami, které dosahují výšky až 15 m od vodní hladiny, je také částečně zastíněn makrofytní vegetací, kterou zahrnují zejména jehličnaté a listnaté stromy. Lom 1 je přístupný pouze z východního směru. Na lomu 1 byl zaznamenán výskyt vodního ptactva a nepřírodně vzniklé rybí osádky, o kterou se však pravděpodobně nikdo nestará. Jedná se o japonské kapry Koi. V roce 2012 probíhaly v bezprostřední blízkosti lomu terénní úpravy, které zasahovaly až k vodní hladině. Docházelo k úpravám břehů, ty byly pokryty silnou vrstvou písku. Při odběrech byly pozorovány důkazy, že i přes uzavření celého areálu, docházelo k využívání lomů k rekreačním účelům. To mohlo mít za následek výkyvy v naměřených hodnotách konduktivity na lomu 1. Lom 2 je několikanásobně menší než lom 1, hloubka lomu 2 taktéž nepřesahuje 1,5m. Lom 2 je ze všech stran obehnan vysokými kolmými stěnami, je přístupný pouze z východního směru, kde kamenné kvádry tvoří „schody“. V letních měsících je jeho hladina zcela pokryta makrofytní vegetací, konkrétně rostlinou *Lemna minor*. Ze všech stran je zcela zastíněn převážně jehličnatými stromy, na jeho hladinu tudíž dopadá velké množství spadaného jehličí, které tvoří silnou vrstvu na dně lomu. Po všechny vegetační sezóny nebyl pozorován žádný výskyt ptactva či rybí osádky. Všechny tyto faktory mohly ovlivnit vývoje sezónních dynamik a celkovou druhovou diverzitu.

Lom 1 je se svými 94 nalezenými druhy výrazně druhově bohatší než lom 2 se svými 37 determinovanými druhy. I přes podobné chemicko-fyzikální hodnoty obou lomů je druhová diverzita lomu 2 značně omezena. Tato nízká druhová diverzita může být zapříčiněna mnoha faktory. Mezi tyto faktory se může zařadit malá velikost lomu, velké zastínění stromy, nebo pokrytí celé hladiny makrofytní vegetací (*Lemna minor*). Dalšími faktory mohou být silné nánosy jehličí na dně lomové jámy a jeho nízká hloubka. Společný výskyt řas a sinic nebyl zcela běžný, bylo však pozorováno několik druhů vyskytujících se v obou lomech. Mezi tyto výjimky patřila například sinice (Cyanophyceae) *Anabaena* sp., další výjimku tvořily bičíkaté řasy rodů *Chlamydomonas* a *Cryptomonas*. Nejvíce společných druhů tvořily rozsivky

(Bacillariophyceae) *Achnanthes lanceolata*, *Cyclotella ocellata*, *Gomphonema parvulum*, *Gomphonema truncatum*, *Tabellaria flocculosa* a *Tabellaria fenestrata*. Ze skupiny Dinophyceae byla zaznamenána pouze jediná společná řasa *Ceratium hirundinella*.

6.1 PROBLEMATICKÉ DRUHY

Některé zaznamenané druhy v lomech 1a 2 byly obtížně determinovatelné. Většina těchto řas patřila mezi rozsivky (Bacillariophyceae). Největším problémem v determinaci řas byla jejich malá velikost, tím pádem nebyly dobře pozorovatelné determinační znaky a nebylo možné řasy s jistotou určit. Například při determinaci druhů *Navicula* cf. *disjuncta* nebo *Gomphonema* cf. *pseudoaugur* (Příloha 14) se uvedené řasy jak tvarově tak i v ekologických požadavcích shodovaly s druhy, které byly uvedeny v determinační literatuře, ale jejich velikost byla menší, než velikost uvedená v publikaci autorů KRAMERA et LANGE-BERTALOTA (1997a).

Mezi další problematické druhy se řadí druhy *Tabellaria flocculosa* a *Tabellaria ventricosa*. *Tabellaria flocculosa* se řadí mezi rozsivky s velkým počtem morfotypů, které mají velkou variabilitu ve svých rozměrech. Šířka je velice variabilní pohybuje se v rozmezí 3,8 – 8,5 μm . Délka je rovněž variabilní pohybuje se od 6 – 130 μm . Rozdílnost mezi oběma uvedenými druhy (*T. flocculosa* a *T. ventricosa*) je především v poměru šířky a délky jejich frustul. Poměr délky a šířky u druhu *Tabellaria ventricosa* nepřesahuje poměr 3:1. Jejich ekologie je vcelku shodná, vyskytují se v oligotrofních či dystrofních vodách (KRAMER et LANGE-BERTALOT, 1991a). V lomu 1 a 2 byl pravděpodobně zaznamenán výskyt obou druhů (Příloha 14).

Problematická determinace byla i u řasy *Fragilaria construens*. Jak uvádějí KRAMER et LANGE-BERTALOT (1991a) tvary schránek této řasy jsou velice variabilní. Tyto morfotypy mohou být „baňaté“, nejmenší z nich jsou téměř kulaté, ostatní mohou být eliptické, kopinaté atd. Řasa nalezená v lomu 2 (Příloha 14) se svým tvarem nejvíce podobala formě *construens*. Tato forma má zhruba tvar kříže, je více či méně „baňatá“ na koncích mírně zúžená. Podle determinační literatury je její rozšíření kosmopolitní s preferencí vod s nižší úživností (KRAMER et LANGE-BERTALOT, 1991a).

Dalším problematickým druhem byl *Achnanthes* cf. *lanceolata*, který se podle KRAMERA et LANGE-BERTALOTA (1991b) vyskytuje rovněž v široké škále tvarů a velikostí. Řasy nalezené na lomech 1a 2 (Příloha 14) se svým tvarem nejvíce podobaly druhům *Achnanthes lanceolata* var. *magna* a *Achnanthes lanceolata* ssp. *lanceolata* var.

lanceolata. Ekologické požadavky těchto druhů rovněž souhlasily s parametry studovaných lomů.

6.2 POROVNÁNÍ STUDOVANÝCH LOMŮ S LOMY VE STEJNÉ LOKALITĚ

Některé ze zatopených lomů poblíž obce Štěnovic byly podrobeny algologickému průzkumu v letech 2011 a 2012 (NOLČOVÁ 2013). Jeden ze zkoumaných lomů se nachází v areálu, kde se nachází taktéž oba lomy sledované v této práci. Další ze zatopených jam sledovaných NOLČOVOU se nachází mimo uzavřený areál. První lom (označený NOLČOVOU jako lom A) se nachází na souřadnicích 49°39'55.401"N, 13°24'26.381"E. Rozloha jeho vodní plochy přibližně 3000 m² a jeho hloubka dosahuje zhruba 11m. Jeho vzdálenost od lomu 1 je přibližně 300 m a vzdálenost od lomu 2 činí zhruba 5 m. Další studovaný lom (označený v práci NOLČOVÉ jako lom B) se nachází na souřadnicích 49°40'11.498"N, 13°24'43.119"E, leží tedy mimo oplocený areál. Rozloha lomu B je zhruba 2400 m². Vzdálenost lomu B od lomu 1 je přibližně 500 m a vzdálenost od lomu 2 je zhruba 600 m.

NOLČOVÁ (2013) uvádí nižší teploty povrchové vody zaznamenané pro lom A a lom B, než byly teploty povrchové vody zaznamenané na lomech 1 a 2, tento vývoj hodnot se dá přičítat většímu zastínění lomu A a lomu B. Hodnoty pH lomu A se pohybovaly od 6,83 do 8,78, jejich vývoj byl celkem stabilní, stejný vývoj byl i u vegetační sezóny 2012, kdy se však rozmezí naměřených hodnot zvětšilo téměř 6 jeden stupeň jak na straně minima, tak na straně maxima. Naměřené hodnoty pH na lomu B se pohybovaly od 7,4 do 8,4 pro vegetační sezónu 2011 od 6,03 do 9,94 pro vegetační sezónu 2012. Tyto hodnoty celkem korespondovaly s hodnotami naměřenými pro lom 1 a lom 2. Hodnoty konduktivity naměřené v lomu A a B se stabilně pohybovaly kolem hodnoty 200 μ S/cm. Tyto hodnoty korespondovali s hodnotami konduktivity lomu 1 a lomu 2, kromě drobných odchylek, pouze ve vegetační sezóně 2011. Vývoj konduktivity ve vegetační sezóně 2012 byl na lomech 1 a 2 celkem chaotický a naměřené hodnoty byly celkově vyšší.

Druhové zastoupení lomu A a lomu B je vyšší než u lomů 1 a 2. Z výsledků druhové diverzity v práci NOLČOVÉ je patrné, že se shody dají nalézt spíše na rodové úrovni nežli na úrovni druhové. Toto může být přičítáno rozdílné délce zatopení lomů. Rovněž jsou zde značné rozdíly v hloubce lomu A a lomu 1. Lom B se nachází mimo oplocený areál a je situován v blízkosti chatářské oblasti a pole, to může mít za následek vyšší druhovou diverzitu, která byla i NOLČOVOU potvrzena. Na lomu A bylo

zaznamenáno 81 druhů řas a sinic na lomu B bylo pozorováno 98 druhů řas a sinic (NOLČOVÁ, 2013).

6.3 POROVNÁNÍ STUDOVANÝCH LOMŮ S DALŠÍMI ZATOPENÝMI LOMY V ČR

Řasovou a sinicovou flórou v zatopených lomech v letech 2003 až 2006 zkoumala KAUFNEROVÁ (2006). Jednalo se o tři lomy a jednu soustavu lomů na Poběžovicku v západních Čechách. Na základě popisu lokalit se lomu 1 nejvíce podobají lom u Otova a lom Tisová. Lomu 2 se z hlediska velikosti ani z hlediska obklopení makrofytní vegetací nepodobal ani jeden ze studovaných lomů. Z chemicko-fyzikálních měření bylo zaznamenáváno pouze pH a teplota povrchové vody a to v září, říjnu a listopadu 2004 a v dubnu 2005. Z hodnot pH se dá usuzovat, že na lomech studovaných KAUFNEROVOU byly tyto hodnoty nižší než na lomu 1 a 2. Rovněž naměřené hodnoty teploty povrchové vody byly nižší než na Štěnovických lomech. Na všech lomech studovaných KAUFNEROVOU bylo celkem zaznamenáno 124 druhů řas a 8 druhů sinic. U každého ze studovaných lomů byly nalezeny jak rozdíly, tak i podobnosti v druhové diverzitě. Největší shody s lomem 1 byly zaznamenány u lomu Otov. Shodné druhy nalezené na lomu Otov a na lomu 1 byly převážně ze skupiny Bacillariophyceae (*Asterionella formosa*, *Cocconeis placentula*, *Gomphonema acuminatum*, *G. parvulum*, *G. truncatum*). Další shody byly zaznamenány u zlativky *Dinobryon divergens* a u obrněnky *Peridinium bipes*, které se na obou porovnávaných lomech vyskytovaly v hojném množství. Zastoupení sinic bylo u obou lomů rovněž velmi chudé. Lom 2 by se z hlediska druhové diverzity dal připodobnit lomu u Starého Pařezova, oba dva lomy byly druhově velmi chudé. I když podobnost druhů není velká. Mezi společné druhy patřily například *Cocconeis placentula*, *Gomphonema acuminatum* ze skupiny Bacillariophyceae a *Ceratium hirundinella* ze skupiny Dinophyceae. Dále se poblíž stejné obce nachází soustava zatopených lomů, ta se vyznačovala nižšími hodnotami pH povrchové vody, než lom 1 a lom 2. Nalezené druhy rozsivek se shodovaly opět pouze v několika případech. Společné druhy byly například *Eunotia bilunaris*, *Gomphonema acuminatum*, *G. parvulum* a *G. truncatum*, Další podobnost byla však zaznamenána u skupiny Chlorophyceae, kde byl zjištěn výskyt druhů *Pediastrum boryanum*, *P. duplex*, *P. tetras*. Za skupiny Dinophyceae byla zjištěna shoda s druhem *Peridinium bipes*. Ve skupině krásnooček byl společný výskyt druhu *Trachelomonas hispida*. Lom Tisová má nejnižší shodu v druhovém zastoupení rozsivek v porovnání s lomem 1 a 2. Větší shody

byly zjištěny spíše v ostatních skupinách. Ve srovnání s lomy 1 a 2 jsou lomy na Poběžovicku druhově bohatší. Soustava zatopených lomů u Pařezova byla druhově nejbohatší, to by mohlo být přičítáno tomu, že pH vody těchto lomů bylo nižší než u ostatních studovaných lomů. Tyto rozdílné hodnoty mohly být ovlivněny geologickým pokladem, ve kterém se vyskytují ložiska čistého křemene. Ostatní lomy byly, co se týče počtu rozsivek a ostatních skupin řas celkem podobné především lomu 1. Tato shoda může být zapříčiněna podobnou izolovaností lomů. Nejpočetnější skupinou byly Bacillariophyceae stejně jako na Štěnovických lomech. Největší rozdíly byly zaznamenány ve skupině Bacillariophyceae, kde byly nalezeny například *Amphora ovalis*, *Amphipecton pellucida* a *Gyrodinium aureolum*, které se na lomech 1a 2 nevyskytovaly. Podle druhového zastoupení a chemicko-fyzikálních parametrů vody by se dalo říci, že Štěnovické a Poběžovické lomy jsou celkem podobným biotopem.

Na Skutečsku byl v roce 2007 rovněž prováděn výzkum řasové a sinicové flóry na 6 zatopených lomech a to SVOBODOVOU (2008). Chemicko-fyzikální parametry vody byly měřeny v dubnu, červenci a září. Hodnoty pH se shodovaly s hodnotami zaznamenanými na lomech 1 a 2. Hodnoty konduktivity se na jednotlivých lokalitách celkem lišily, ale jejich vývoj probíhal bez větších výkyvů a většina hodnot se pohybovala kolem 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Což více méně korespondovalo, kromě drobných výkyvů, pouze s hodnotami naměřenými na lomech 1 a 2 ve vegetační sezóně 2011. Teplota povrchové vody byla celkově nižší než na Štěnovických lomech. Hodnoty průhlednosti vodního sloupce přesahovaly, na některých studovaných lokalitách studovaných SVOBODOVOU (Leštinka, Zvěřinov, Kremina), mnohonásobně hodnoty naměřené na lomu 1. Autorka uvádí ve své práci 149 determinovaných řas a sinic, nejbohatšími skupinami byly Bacillariophyceae, ačkoli nebyly určovány z trvalých preparátů, takže uváděný druhový soupis nemusí být konečný, dále pak Chlorophyceae. Co se týče druhové diverzity lomů na Skutečsku a Štěnovických lomů, jsou tyto lokality velice odlišné. Na Skutečských lomech byly nalezeny nejenom odlišné druhy řas, ale i odlišné skupiny řas Rhodophyceae, Xanthophyceae a Ulvophyceae. Druhová shoda byla však zaznamenána pouze u několika druhů například *Phacus monilatus*, *Trachelomonas hispida*, *T. nigra*, *T. volvocinopsis* za skupiny Euglenophyceae. Ve skupinách Chlorophyceae a Zygnematophyceae byla shoda jen minimální. Srovnání se skupinou Bacillariophyceae není možné provést z důvodu absence determinace této skupiny pomocí trvalých preparátů. Markantní odlišnosti v druhovém zastoupení mohou být

zapříčiněny odlišnou délkou zatopení lomů, které je Skutečských lomů dokonce několik desítek let.

Na zatopeném lomu Škalí poblíž města Blatná v jižních Čechách prováděl BÍLÝ (2002) v letech 1991 až 1992 algologický výzkum. Tento výzkum byl především zaměřen na zmapování druhové diverzity a vertikální distribuce bentických řas s ohledem na sezónní dynamiku (BÍLÝ, 2002). Podle naměřených chemicko-fyzikálních hodnot je zatopený lom Škalí definován jako hluboká, mírně alkalická, silně stratifikovaná nádrž, jejíž hodnota úživnosti je mesotrofní. Největší druhová diverzita byla zaznamenána u skupiny rozsivek (Bacillariophyceae). Mezi druhy nalezené jak na lomu Škalí a na lomech 1a 2 patřili například řasy *Asterionella formosa*, *Gomphonema acuminatum*, *Fragilaria construens*, *Cocconies placentula*, *Epithemia sorex*, *Fragilaria construens*, *Pinnularia borealis*, *Rhopalodia gibba*, *Stauronies anceps*. Výskyt zástupců skupin Chlorophyceae a Zygnematomyceae nebyl nikterak výrazný, shody byly zaznamenány pouze na rodové úrovni, například u vláknitých řas *Bulbochaete* sp., *Oedogonium* sp., *Mougeotia* sp. a *Spirogyra* sp. Zajímavým nálezem na zkoumaném lomu bylo objevení sinice *Tychonema bornetii*, která byla v ČR zaznamenána poprvé. Z hlediska trofie a pH je lom Škalí celkem podobný Štěnovickým lomům, rozdíly v druhové diverzitě je možné odůvodnit odběry řas BÍLÝM v rozdílných hloubkách. Lom Škalí je rovněž poměrně dlouho zatopen, to může mít rovněž za následek rozdílnost v diverzitě druhů.

V ČR probíhaly i další výzkumy řasové a sinicové flóry, jejich hlavním záměrem však nebylo zkoumat druhovou diverzitu pouze na zatopených lomech. Tímto výzkumem se zabývala například NEJEDLÁ (2010), hlavním cílem autorky bylo zmapování výskytu řas, které jsou na našem území nepůvodní, invazivní či expanzivní, odběr vzorků probíhal i na jednom oligotrofním zatopeném lomu. Další výzkum byl prováděn MELICHAREM (2011), který se zabýval rozsáhlým výzkumem několika desítek vodních biotopů různých typů. Cílem autorovo práce bylo vytvoření druhového soupisu zkoumaných lokalit se zaměřením na nepůvodní a vzácné druhy. Mezi zkoumané lokality patřily i dva zatopené žulové lomy Smaragdové oko lom Čenkov. Práce HOLZÄPFELOVÉ (2010) se zabývá řasovou a sinicovou flórou velmi okrajově, jedním z cílů práce bylo zdokumentovat faunu a flóru zatopeného kamenolomu u obce Hradec u Stodu. Hlavním cílem však bylo zdokumentovat lom především z didaktického hlediska a navrhnout využití lomu při terénní výuce biologie. Na tomto lomu však nyní probíhá algologický výzkum VALEŠOVÉ (nepublikováno).

6.4 POROVNÁNÍ STUDOVANÝCH LOMŮ S PODOBNÝMI LOKALITAMI

Z hlediska úživnosti zatopených lomů jsou nejpodobnějším biotopem jezera. Nejblíže jezera vhodná k porovnání se Štěnovickými lomy jsou jezera ledovcového původu, která se nachází na Šumavě. Výzkum na Černém jezeře byl prováděn mimo jiné i LUKAVSKÝM (2004). Autor porovnává výsledky svého výzkumu s výzkumy prováděnými v předešlých letech. Chemicko-fyzikální parametry vody ukazují, že pH Černého jezera je o několik jednotek nižší, než hodnoty pH zaznamenané na lomech 1 a 2. Hodnoty průhlednosti vodního sloupce zkoumaného jezera jsou o několik metrů vyšší než průhlednost naměřená na lomu 1. Druhová diverzita jezera je také mnohem bohatší než druhová diverzita Štěnovických lomů. V Černém jezeře byla druhově nejrozmanitější skupina Bacillariophyceae. I přes rozdílné hodnoty pH se některé zaznamenané druhy řas shodovaly s druhy zaznamenanými na Štěnovických lomech například *Gymnodinium uberrimum*, *Tabellaria flocculosa*, *Mougeotia* sp. a *Mallomonas* sp.

V letech 1924 až 1925 probíhal algologický výzkum na Crystal Lake ve městě Urbana, stát Illinois (EDDY, 1927). Crystal Lake bylo vytvořeno uměle v roce 1908, spojením několika menších vodních těles, v okolí jezera se rovněž nachází i potok. Odběrové místa byla rozvržena po Crystal Lake, tak aby prezentovala všechna možná stanoviště. Odběry byly tedy prováděny, jak ve stojatých vodách s mírným sklonem břehu, tak v tekoucích vodách potoka. Pro srovnání se Štěnovickými lomy budou srovnávány hodnoty naměřené pouze ve stojatých vodách. Z chemicko-fyzikálních hodnot byla měřena pouze teplota a pH. Hodnoty pH se stabilně pohybovaly kolem hodnoty 7,5. Teplota celkem korespondovala s teplotami naměřenými ve Štěnovických lomech. Odběry vzorků probíhaly na Crystal Lake, na rozdíl od Štěnovických lomů, i přes zimní měsíce. Nejbohatší druhové zastoupení bylo pozorováno u skupiny rozsivek (Bacillariophyceae). Vysoké abundance dosáhla skupina rozsivek, podle autora, v prosinci. V lednu došlo prakticky k jejich vymizení, ale v únoru dosáhly svého největší množství biomasy, od tohoto měsíce jejich výskyt klesal, v dubnu byla zaznamenána jejich nejnižší abundance. Mezi rody vyskytující se v Crystal Lake patřily především *Synedra* a *Navicula*. Zástupcem zelených řas (Chlorophyceae) bylo například *Pediastrum duplex*. Přesný druhový soupis autor neuvádí, není tedy možné provést detailnější srovnání se Štěnovickými lomy. Co se týče chemicko-fyzikálních hodnot je Crystal Lake celkem podobné Štěnovickým lomům.

Další studie se zabývá limnologickým výzkumem na ledovcovém jezeru Flathead Lake v západní Montaně (GAUFIN et al, 1976). Jezero je největším vodním útvarem na západ od řeky Mississippi, jeho délka dosahuje 56,4 km a šířka je 25,8 km, jeho hloubka je v maximu 112 m. Mimo algologický výzkum se autoři zabývají i monitorováním makrofytní vegetace, populací bezobratlých a ryb. Teploty vzduchu v letních měsících jsou o zhruba 5 – 7 °C nižší než v ČR, ale teploty v zimních měsících odpovídají teplotám pro ČR. Hodnoty pH naměřené v jezeře Flathead Lake korespondovaly s hodnotami pH na Štěnovických lomech, tyto hodnoty se pohybovaly od 8,0 do 8,8. Odběry probíhaly po tři roky a to v letech 1970, 1971, 1972. U pozorovaných řas byly dokumentovány i jejich preference na místo výskytu, hodnoty živin a teploty vody. Některé z těchto popisovaných druhů, byly rovněž nalezeny i ve Štěnovických lomech. Mezi tyto druhy patřily například *Dinobryon bavaricum*, který preferoval chladnější vody a vyšší koncentrace živin než *Dinobryon divergens*. *Asterionella formosa* byla pozorována ve všech odběrech s vyšší koncentrací zaznamenanou na konci srpna. Ve vzorcích byly rovněž pozorovány rody *Amphora*, *Cymbella*, *Navicula* a *Pinnularia*. Pozorované centrické rozsivky rodu *Cyclotella* a *Stephanodiscus* se objevovaly v nejvyšších koncentracích převážně na konci léta. Podle autora se druhy pozorované během let příliš neměnily, ale jejich abundance ať už vysoká či nízká se měnila každý rok. Stejný trend vývoje řasové a sinicové flóry byl rovněž pozorován na Štěnovických lomech, jak mnou tak i NOLČOVOU (2013).

Studiem lokalit, které jsou podobné zatopeným lomům, se rovněž zabývala i HEDEROVÁ (2012). Kromě jiných zkoumaných biotopů, byla zkoumána i pískovna v Želechovicích na Moravě. Odběr vzorků byl prováděn pouze dvakrát během vegetační sezóny. Teploty naměřené při odběrech byly nepatrně vyšší, než teploty na lomech 1 a 2, to může být zapříčiněno geografickým umístěním pískovny (Morava). Hodnoty pH korespondovaly s hodnotami naměřenými na lomech 1 a 2. Řasové a sinicové zastoupení je opravdu chudé, celkem bylo na zatopené pískovně zaznamenáno pouze 31 druhů řas a sinic. Autorka ovšem neprováděla determinaci rozsivek (Bacillariophyceae) pomocí trvalých preparátů. Ostatní skupiny řas jsou většinou určeny pouze do rodů, takže není možné provést kvantitativní či kvalitativní porovnání s lomy 1 a 2.

7 ZÁVĚR

Na zkoumaných lomech bylo determinováno celkem 116 druhů řas a sinic. Lom 1 je s 94 determinovanými druhy výrazně druhově bohatší než lom 2, na kterém bylo nalezeno 37 druhů. Tento rozdílný počet by mohl být přičítán výraznému rozdílu ve velikosti obou studovaných lomů. Lom 2 je rovněž více zastíněn a izolován než lom 1. Chemicko-fyzikální parametry lomu 1 a lomu 2 byly v roce 2011 celkem shodné, v roce 2012 a 2013 se začaly lišit hodnoty konduktivity, teplota a pH však byly i nadále více méně identické. Nejpočetněji zastoupenou skupinou byly na obou lomech rozsivky (*Bacillariophyceae*). Většina nalezených druhů měla dle determinační literatury kosmopolitní rozšíření.

Kvalita vody lomu 1 je podle chemicko-fyzikálních parametrů dobrá, po tři vegetační sezóny nebyl zaznamenán výskyt vodních květů, proto by bylo možné jej využívat v letních měsících k rekreačním účelům. Kvalita vody lomu 2 je rovněž dobrá, ale z hlediska jeho velikosti, zastínění a silnému nánosu spadaneho jehličí není možné jej využít k rekreačním účelům.

Areál, na němž se nachází oba zatopené lomy, je soukromým majetkem. Z důvodů vandalismu, nedodržování pořádku a rozdělávání nepovolených ohňů v tomto areálu ze strany veřejnosti, byl majitel donucen tento areál uzavřít.

Na lomu dvě byly provedeny terénní úpravy v podobě pokrytí břehů pískem. Z toho důvody bych doporučila lomy opět zpřístupnit pro širokou veřejnost avšak s kontrolovaným vstupem. Díky dobré kvalitě vody by se dal lom 1 v budoucnosti využívat jako přírodní koupaliště.

Na Štěnovických lomech nebyl v minulosti prováděn žádný výzkum. Z důvodu relativně nízkého staří zatopení lomů, by bylo vhodné v budoucnu provést další monitorování.

8 RESUMÉ

Tato bakalářská práce se zaměřuje na studium řasové a sinicové flóry na dvou zatopených lomech v blízkosti města Štěnovice, které se nachází v západních Čechách. Cíle práce byly zmapování řasové a sinicové flóry s ohledem na sezónní dynamiku, zaznamenání chemicko-fyzikálních parametrů povrchové vody na studovaných lomech a porovnání zkoumaných lokalit s podobnými lokalitami v ČR i mimo ni. Všechna nasbíraná data, výsledky výzkumu a druhový soupis jsou uvedeny v této práci.

This bachelor's thesis focuses on the study of algal and cyanobacterial flora in two flooded quarries near the town Štěnovice, which is located in Western Bohemia. Objectives of this study was to map the algal and cyanobacterial flora considering to seasonal dynamics. Detection physico-chemical parameters of surface water on the studied quarries. Comparing this location with similar locations . This thesis includes all collected data, the results of research and a list of founded algae.

9 SEZNAM LITERATURY

- AMBROŽOVÁ, J. 2003. Aplikovaná a technická hydrobiologie, Vyd. 2. – *Vysoká škola chemicko-technologická*, 226 s. Praha
- BALASAHEB, S.N. et JADHAV, M.J. 2014. Algal flora of Brinjal field soil of Aurangabad. – *Bioscience Discovery* 5(1): 42-44.
- Bellinger, E.G. et Sigee, D.C. 2010. Algae as Bioindicators. In: *Freshwater Algae Identification and Use as Bioindicators*. New Delphi: A John Willey & Sons, Ltd., s. 99-134.
- BECKER, P.H. Biomonitoring with birds. In: Market, B.A., Breure, A.M. et Zechmeister, H.G. Trace metals and other contaminants in the environment, volume 6 : Bioindicators & Biomonitoring principles, concepts and applications. Oxford: Elsevier Science Ltd., 2003. pp. 677-736. ISBN: 0-08-044177-7.
- BÍLÝ, M. 2002. Periphyton algal communities from the flooded quarry Škálí - species composition, vertical distribution and seasonal changes.- *Alcological studies* **104**: 145-168
- CAVACINY, P. 2001. Soil algae from northern Victoria Land (Antarctica). – *Polar Biosci.* **14**: 45-60.
- COESEL, F.M. et MEESTERS, K.J. 2007. Desmids of the Lowlands : Mesotaeniaceae and Desmidiaceae of the European Lowlands. – *KNNV Publishing*, 351s. Zeist.
- CZERWIK-MARCINKOWSKA, J. 2013. Observations on aerophytic cyanobacteria and algae from ten caves in the Ojców National Park. – *Acta Agrobotanica* **66**(1): 39-52.
- CZERWIK-MARCINKOWSKA, J. et MROZIŃSKÁ, T. 2009. Epilithic algae from caves of the Krakowsko-Częstochowska upland (Southern Poland). – *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* **78**(4): 301-309.
- DAYNER, D.M. et JOHANSEN, J.R. 1991. Observations on the algal flora of Seneca Cavern, Seneca County, Ohio. – *Ohio Journal of Science* **91**(3): 118-121.
- DIDDEN, W. Oligochaeta. In: Market, B.A., Breure, A.M. et Zechmeister, H.G. Trace metals and other contaminants in the environment, volume 6 : Bioindicators & Biomonitoring principles, concepts and applications. Oxford: Elsevier Science Ltd., 2003. pp. 555-567. ISBN: 0-08-044177-7.
- DOKULIL, M.T. Algae as ecological bio-indicators. In: Market, B.A., Breure, A.M. et Zechmeister, H.G. Trace metals and other contaminants in the environment,

- volume 6 : Bioindicators & Biomonitoring principles, concepts and applications. Oxford: *Elsevier Science Ltd.*, 2003. pp. 285-328. ISBN: 0-08-044177-7.
- DURRIEU, C., TRAN-MINH, C., CHOVELON, J.M., BARTHET, L., CHOUTEAU, C. et VÉDRINE, C. 2006. Algal biosensors for aquatic ecosystems monitoring. – *European Physical Journal Applied Physics* 36(2): 205-209.
- EDDY, S. 1927. A study of algal distribution. – *Transactions of the American Microscopical Society* 46(2): 122-138.
- ERNST, W.H.O. The use of higher plants as bioindicators. In: Market, B.A., Breure, A.M. et Zechmeister, H.G. Trace metals and other contaminants in the environment, volume 6 : Bioindicators & Biomonitoring principles, concepts and applications. Oxford: *Elsevier Science Ltd.*, 2003. pp. 423-464. ISBN: 0-08-044177-7.
- ETTL, H., GERLOFF, J., HEYNIG, H. et MOLLENHAUER, D. 1983. Chlorophyta 1 : Phytomonadida, Süßwasserflora von Mitteleuropa. - *Gustav Fisher Verlag*, 807s. Stuttgart – Jena.
- ETTL, H., GERLOFF, J., HEYNIG, H. et MOLLENHAUER, D. 1985. Chrysophyceae und Haptophyceae, Süßwasserflora von Mitteleuropa. - *Gustav Fisher Verlag*, 515s. Stuttgart – Jena.
- EUROPEAN COMMISSION. ©2014. Europa : Environment [online]. [cit. 2014-04-14]. Dostupné z www: < http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/index_en.html>.
- GAUFIN, A.R., PRESCOTT, G.W. et TIBBS, J.T. 1976. Limnological studies of Flathead Lake, Montana: a status report. [online]. [cit. 2014-04-10]. Dostupné z www: http://books.google.cz/books?id=BAIgeIHUGDQC&pg=PA76&lpg=PA76&dq=achnanthes+lanceolata&source=bl&ots=T3d2XT-gSM&sig=yBvpkozdi27jJ_ehaQagNYSaLXE&hl=cs&sa=X&ei=YGo4U-LaM4extAb5p4HQAaw&ved=0CHUQ6AEwDQ#v=onepage&q=achnanthes%20lanceolata&f=false
- GRADINGER, R. et NÜRNBERG, D. 1996. Snow algal communities on arctic pack ice floes dominated by *Chlamydomonas nivalis* (BAUER) WILLE. – *Polar Biol* 9: 34-43.
- HANSEN, P.D. Biomonitoring. In: Market, B.A., Breure, A.M. et Zechmeister, H.G. Trace metals and other contaminants in the environment, volume 6 : Bioindicators &

- Biomonitoring principles, concepts and applications. Oxford: *Elsevier Science Ltd.*, 2003. pp. 203-220. ISBN: 0-08-044177-7.
- HAWKINS, S.J. et HARTNOLL, R.G. 1985. Factors determining the upper limits of intertidal canopy-forming algae. – *Marine Ecology – Progress Series* **20**: 265-271.
- HEDEROVÁ, V. 2012. Srovnání řasových společenstev v různých typech stojatých vod v mikroregionu Uničovsko. – *BS, Bakalářská práce, Univerzita Palackého v Olomouci*, 2-60. Olomouc.
- HEJTMAN, B. 1984. Petrografie vyvřelých hornin Českého masívu – Část první Intruzivní vyvřelé horniny z. a sz. Čech. – *Univerzita Karlova*, 185s. Praha.
- HERRERO, M., CIFUENTES, A. et IBAÑEZ, E. 2006. Sub- and supercritical fluid extraction of functional ingredients from different natural sources: Plants, food-by-products, algae and microalgae: A review. – *Food Chemistry* **98**(1): 136-148.
- HINDÁK, F., KOMÁREK, J., MARVAN, P. et RŮŽIČKA, J. 1975. Klíč na určování výtrusných rostlin. – SPN, 396s. Bratislava.
- HINDÁK, F. 1975. Klíč na určování rostlin. SPN, 1-396. Bratislava
- HINDÁK, F., CYRUS, Z., MARVAN, P., JAVORNICKÝ, P., KOMÁREK, J., Ettl, H., ROSA, K., SLÁDEČKOVÁ, A., POPOVSKÝ, J., PUNČOCHÁŘOVÁ, M. et LHOTSKÝ, O. 1978. Sladkovodné riasy. – SPN, 724s. Bratislava.
- HINDÁK, F. et WOŁOWSKI, K. 2005. Atlas of Euglenophytes. *Veda*, 1-136. Bratislava.
- HINDÁK, F. 2008. Atlas of Cyanophytes. *Veda*, 1-253. Bratislava
- HINDÁK, F. et WOŁOWSKI, K. 2005. Atlas of Euglenophytes. *Veda*, 1-136. Bratislava.
- HOLZÄPFELOVÁ, H. 2010. Biota zaplaveného kamenolomu u obce Hradec u Stodu: využití lokality v terénní výuce. – *MS, Diplomová práce, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích*, 1-107. České Budějovice.
- HÖSS, S. et TRAUNSPURGER, W. Nematodes. In: Market, B.A., Breure, A.M. et Zechmeister, H.G. Trace metals and other contaminants in the environment, volume 6 : Bioindicators & Biomonitoring principles, concepts and applications. Oxford: *Elsevier Science Ltd.*, 2003. pp. 529-554. ISBN: 0-08-044177-7.
- CHING-SU, L., TSUAN-LING, CH. et JIUNN-TCONG, W. 2013. Biodiversity of soil algae in the farmlands of mid-Taiwan. – *Botanical Studies* **54**(1): 1-12.
- CHOVANEC, A., HOFER, R. et SCHIEMER, F. Fish as bioindicators. In: Market, B.A., Breure, A.M. et Zechmeister, H.G. Trace metals and other contaminants in the environment, volume 6 : Bioindicators & Biomonitoring principles, concepts and

- applications. Oxford: *Elsevier Science Ltd.*, 2003. pp. 639-676. ISBN: 0-08-044177-7.
- JACKSON, J.E. et CASTENHOLZ, R.W. 1975. Fidelity of thermophilic blue-green algae to hot springs habitats. – *Limnology and Oceanology* **20**(3): 305-322.
- 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*, 196s. Galway.
- JOHN, D.M., WHITTON, B.A. et BROOKS, A.J. 2002. The freshwater algal flora of the British isles. An identification guide to freshwater and terrestrial algae. – *Cambridge university press*, 702s. Cambridge.
- KALINA, T. et VÁŇA, J. 2005. Sinice, řasy, houby, mechorosty a podobné organismy v současné biologii. - *Karolinum*, 308s. Praha.
- KAUFNEROVÁ, V. 2006. Řasová a sinicová flóra zatopených lomů na Poběžovicku. – *MS, Diplomová práce, Západočeská univerzita v Plzni*, 6-60. Plzeň.
- KAWECKA, B. 1986. Ecology of snow algae. – *Polskie Badania Polarne* **7** (4): 407-415.
- KHAYBULLINA, L.S., GAYSINA, L.S., JOHANSEN, J.R. et KRAUTOVÁ, M. 2010. Examination of the terrestrial algae of the Great Smoky Mountains National Park, USA. – *Fottea* **10**(2): 201-215.
- KIENZL, K., RISS, A., VOGEL, W., HACKL, J. et GÖTZ, B. Bioindicators and biomonitors for policy, legislation and administration. In: Market, B.A., Breure, A.M. et Zechmeister, H.G. Trace metals and other contaminants in the environment, volume 6 : Bioindicators & Biomonitors principles, concepts and applications. Oxford: *Elsevier Science Ltd.*, 2003. pp. 85-122. ISBN: 0-08-044177-7.
- KITNER, M. et POULÍČKOVÁ, A. 2003. Littoral diatoms as indicators for the eutrophication of shallow lakes. – *Hydrobiologia* **506-509**: 519–524.
- KRAMMER, K. et LANGE-BERTALOT, H. 1991a. Bacillariophyceae, 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa. – *Gustav Fisher Verlag*, 576s. Stuttgart – Jena.
- KRAMMER, K. et LANGE-BERTALOT, H. 1991b. Bacillariophyceae, 4. Teil: Achnanthaceae, Kritische Ergänzungen zu *Navicula* (Lineolatae) und *Gomphonema*. Süßwasserflora von Mitteleuropa. - *Gustav Fisher Verlag*, 436s. Stuttgart – Jena.
- KRAMMER, K. et LANGE-BERTALOT, H. 1997a. Bacillariophyceae, 1. Teil: Naviculaceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa. - *Gustav Fisher Verlag*, 876s. Stuttgart – Jena.

- KRAMMER, K. et LANGE-BERTALOT, H. 1997b. Bacillariophyceae, 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa. - *Gustav Fisher Verlag*, 610s. Stuttgart – Jena.
- KRIVOGRAD KLEMENČIČ, A. et VRHOVŠEK, D. 2005. Algal flora of Krška Jama cave, Slovenia. – *Sborník Národního muzea, Serie B, Přírodní vědy* **61**(1-2): 77-80.
- KŘÍSA, B. et PRÁŠIL, K. 1989. Sběr, preparace a konzervace rostlinného materiálu. – *SPN*, 229s. Praha.
- LANGE – BERTALOT, H. et KRAMMER, K. 2000. Diatoms of Europe, Vol. 1: The genus *Pinnularia*. - *A.R.G. Gantner Verlag K.G.*, 703s. Ruggell.
- LANGE – BERTALOT, H. et KRAMMER, K. 2002. Diatoms of Europe, Vol. 3: *Cymbella*. - *A.R.G. Gantner Verlag K.G.*, 584s. Ruggell.
- LELLÁK, J. et KUBÍČEK, F. 1991. Hydrobiologie. – *Karolinum*, 257s. Praha
- LEPOSSA, A. et ÖRDÖG, V. 2006. Quantitative Analyses of Soil Algae in the Balaton Upland National Park (Hungary). – *Agrokémia és Talajtan* **55**(1): 271-278.
- Liu, X., Clarens, A.F. et Colosi, L.M. 2012. Algae biodiesel has potential despite inconclusive results to date. – *Biosource Technology* **104**: 803-806.
- LORENZ, C.M. Bioindicators for ecosystem management, with special reference to freshwater systems. In: Market, B.A., Breure, A.M. et Zechmeister, H.G. Trace metals and other contaminants in the environment, volume 6 : Bioindicators & Biomonitors principles, concepts and applications. Oxford: *Elsevier Science Ltd.*, 2003. pp. 123-152. ISBN: 0-08-044177-7.
- LUKAVSKÝ, J. 2004. Řasy Černého jezera na Šumavě. – *Aktuality Šumavského výzkumu* **II**: 116-120.
- LUKAVSKÝ, J., FURNADZHIEVA, S. et PILARSKY, P. 2011. Cyanobacteria of the thermal spring at Pancharevo, Sofia, Bulgaria. – *Acta Bot. Croat.* **70**(2): 191-280.
- MAPY.CZ., s.r.o. ©2011. [online]. [cit. 2014-04-11]. Dostupné z www: http://www.mapy.cz/#!d=muni_1399_1&x=13.409597&y=49.666770&z=15&t=s&l=15.
- MARKET, B.A., BREURE, A.M. et ZECHMEISTER, H.G. Definitions, strategies and principles for bioindication/biomonitoring of the environment. In: Trace metals and other contaminants in the environment, volume 6 : Bioindicators & Biomonitors principles, concepts and applications. Oxford: *Elsevier Science Ltd.*, 2003. pp. 3-40. ISBN: 0-08-044177-7.

- MELICHAR, A. 2011. Floristická studie vodních sinic a řas v jihovýchodní části kraje Vysočina. – *MS, Diplomová práce, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích*, 1-56. České Budějovice.
- MIKTER, SHILPA, S. et SHUKLA S.P. 2006. Study on algal flora of algae-moss association on barks of some selected tree species at Rono-Hills of Papum Pare district in Arunachal Pradesh, India. – *Bulletin of Arunachal Forest Research* **22**(1&2): 1-8.
- MINISTERSTVO ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ. ©2008 – 2012. Mzp : Osv [online]. [cit. 2014-04-14]. Dostupné z www: <
[http://www.mzp.cz/osv/edice.nsf/9BD37DA15E00E5F3C1256FC0005182A4/\\$file/implementace.pdf](http://www.mzp.cz/osv/edice.nsf/9BD37DA15E00E5F3C1256FC0005182A4/$file/implementace.pdf)>.
- MCCOURT, R. et HOSHAW, R.W. 1990. Noncorrespondence of breeding groups, morphology, and monophyletic groups in *Spirogyra* (Zygnematophyceae: Chlorophyta) and the application of species concepts. – *Systematic Botany* **15**(1): 69-78.
- MULDER, CH. et BREURE, A.M. Plant biodiversity and environmental stress. In: Market, B.A., Breure, A.M. et Zechmeister, H.G. Trace metals and other contaminants in the environment, volume 6 : Bioindicators & Biomonitors principles, concepts and applications. Oxford: *Elsevier Science Ltd.*, 2003. pp. 501-526. ISBN: 0-08-044177-7.
- NEJEDLÁ, A. 2010. Floristický průzkum mikrovegetace stojatých vod v okolí Chotěboře se zřetelem na nepůvodní, invazní a expanzivní druhy řas a sinic. – *BS, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích*, 4-49. České Budějovice.
- NEUSTUPA, J. et ŠKALOUDEK, P. 2010. Diversity of subaerial algae and cyanobacteria growing on bark and wood in the lowland tropical forests of Singapore. – *Plant Ecology and Evolution* **143**(1): 51-62.
- NOLČOVÁ, L. 2013. Řasová společenstva zatopených lomů v okolí Štěnovic. – *BS, Bakalářská práce, Západočeská univerzita v Plzni*, 5-46. Plzeň.
- OBEC ŠTĚNOVICE. ©2014. Štěnovice : Historie [online]. [cit. 2012-04-03]. Dostupné z www: <
<http://www.stenovice.cz/historie/>>.
- OEHLMANN, J. et SCHULTE-OEHLMANN, U. Molluscs as bioindicators. In: Market, B.A., Breure, A.M. et Zechmeister, H.G. Trace metals and other contaminants in the environment, volume 6 : Bioindicators & Biomonitors principles, concepts and

- applications. Oxford: *Elsevier Science Ltd.*, 2003. pp. 577-636. ISBN: 0-08-044177-7.
- OLSON, T.A. et RUEGER, M.E. 1968. Relationship of oxygen requirements to index-organism classification of immature aquatic insect. – *Journal Water Pollution Control* **2**: 188-202.
- PEDERSEN, M.F. et BORUM, J. 1996. Nutrient control of algal growth in estuarine waters. Nutrient limitation and the importance of nitrogen requirements and nitrogen storage among phytoplankton and species of macroalgae. – *Marine Ecology Progress Series* **142**: 261-272.
- POPOVSKÝ, J. et PFIESTER, L.A. 1990. Dinophyceae (Dinoflagellida). Süßwasserflora von Mitteleuropa. - *Gustav Fisher Verlag*, 227s. Stuttgart – Jena.
- POULÍČKOVÁ, A., DUCHOSLAV, M. et DOKULIL, M. 2004. Littoral diatom assemblages as bioindicators of lake trophic status: A case study from perialpine lakes in Austria. *Eur. J. Phycol* **39**: 143-152.
- RINDI, F., ALLALI, H.A., LAM, D.W. et LÓPEZ-BAUTISTA, J.M. 2009. An overview at the biodiversity and biogeography of terrestrial green algae. – *Biodiversity Hotspots* : 2-25.
- ROWAN, R. et POWERS, D.A. 1991. Molecular genetic identification of symbiotic Dinoflagellates (Zooxanthelle). – *Marine Ecology Progress Series* **71**: 65–73.
- SMITH, A.J. 2004. Medicinal and pharmaceutical uses of seaweed natural products: A review. – *Journal of Applied Phycology* **16**: 245-262.
- SMITH, R.E.H., ANNING, J., CLEMENT, P. et COTA, B. 1988. Abundance and production of ice algae in Resolute Passage. – *Progress Series* **48**: 251-263.
- SMITH, T. et OLSON, R. 2007. A taxonomic survey of lamp flora (algae and cyanobacteria) in electrically lit passages within Mammoth Cave National Park, Kentucky. – *International Journal of Speleology* **36**(2): 105-114.
- SVOBODOVÁ, I. 2008. Řasová a sinicová flóra v zatopených lomech na Skutečsku. – *BS, Bakalářská práce, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích*, 3-57. České Budějovice
- STEGNER-KOVÁCS, C., BUCZKÓ, K., HAJNAL, É. et PADISÁK, J. 2007. Epiphytic, littoral diatoms as bioindicators of shallow lake trophic status: Trophic Diatom Index for Lakes (TDIL) developed in Hungary. – *Hydrobiologia* **589**: 141-154.

- STIBAL, M. et ELSTER, J. 2005. Growth and morphology variation as a response to changing environmental factors in two Arctic species of *Raphidonema* (Trebouxiophyceae) from snow and soil. – *Polar Biol* **28**: 558–567.
- TAKEUCHI, N., DIAL, R., KOHSHIMA, S., SEGAWA, T. et UETAKE, J. 2006. Spatial distribution and abundance of red snow algae on the Harding Icefield, Alaska derived from a satellite image. – *Geophysical Research Letters* **32**: 1-6.
- TATARUCH, F. et KIERDORF, H. Mammals as biomonitors. In: Market, B.A., Breure, A.M. et Zechmeister, H.G. Trace metals and other contaminants in the environment, volume 6 : Bioindicators & Biomonitors principles, concepts and applications. Oxford: *Elsevier Science Ltd.*, 2003. pp. 737-772. ISBN: 0-08-044177-7.
- TAZAKI, K., FYFE, W.S., IZUMI, S., SAMPEI, Y., WATANABE, H., GOTO, M., MIYAKE, Y. et NODA, S. 1994. Clay aerosols and arctic ice algae. – *Clays and Clay Minerals* **42**(4): 402-408.
- WEISS, P., OFFENTHALER, I., ÖHLINGER, R. et WIMMER, J. Higher plants as accumulative bioindicators. In: Market, B.A., Breure, A.M. et Zechmeister, H.G. Trace metals and other contaminants in the environment, volume 6 : Bioindicators & Biomonitors principles, concepts and applications. Oxford: *Elsevier Science Ltd.*, 2003. pp. 465-500. ISBN: 0-08-044177-7.
- WOLTERBEEK, H.T., GARTY, J., REIS, M.A. et FREITAS, M.C. Biomonitors in use: lichens and metal air pollution. In: Market, B.A., Breure, A.M. et Zechmeister, H.G. Trace metals and other contaminants in the environment, volume 6 : Bioindicators & Biomonitors principles, concepts and applications. Oxford: *Elsevier Science Ltd.*, 2003. pp. 377-420. ISBN: 0-08-044177-7.
- YOSHIMURA, Y., KOHSHIMA, S., TAKEUCHI, N., SEKO, K. et FUJITA, K. 2006. Snow algae in a Himalayan ice core: new environmental markers for ice-core analyses and their correlation with summer mass balance. – *Annals of Glaciology* **43**: 148-153.
- ZAKARIA, A.M. et AL-SHERI, A.M. 2008. Cyanobacteria of surface and ground waters in Asir region with new records to Kingdom of Saudi Arabia.- *Journal of King Abdulaziz University: Sci.*, **20**(2): 113-129.
- ZECHMEISTER, H.G., GROZIŃSKA, K. et SZAREK-ŁUKASZEWSKA, G. Bryophytes. In: Market, B.A., Breure, A.M. et Zechmeister, H.G. Trace metals and other contaminants in the environment, volume 6 : Bioindicators & Biomonitors

principles, concepts and applications. Oxford: *Elsevier Science Ltd.*, 2003. pp. 329-378. ISBN: 0-08-044177-7.

10 PŘÍLOHY

PŘÍLOHA Č. 1 FOTODOKUMENTACE LOM 1.....	II
PŘÍLOHA Č. 2 FOTODOKUMENTACE LOMU 2	III
PŘÍLOHA Č. 3 MAPA OBCE ŠTĚNOVICE	IV
PŘÍLOHA Č. 4 TABULKY HODNOT TEPLOT POVRCHOVÉ VODY.....	V
PŘÍLOHA Č.5 HODNOTY PH POVRCHOVÉ VODY	VI
PŘÍLOHA Č. 6 HODNOTY KONDUKTIVITY POVRCH	VII
PŘÍLOHA Č. 8 DINOPHYCEAE.....	IX
PŘÍLOHA Č. 9 EUGLENOPHYCEAE	X
PŘÍLOHA Č. 10 CHRYSOPHYCEAE	CHYBA! ZÁLOŽKA NENÍ DEFINOVÁNA.
PŘÍLOHA Č. 10 ZYGNEMATOPHYCEAE.....	XII
PŘÍLOHA Č. 11 BACILLARIOPHYCEAE	XIII
PŘÍLOHA Č. 12 BACILLARIOPHYCEAE	XIV
PŘÍLOHA Č. 13 PROBLEMATICKÉ DRUHY	XV

Příloha: č. 1 Fotodokumentace lom 1



Příloha č. 2: Fotodokumentace lomu 2



Příloha č. 3: Mapa s umístěním obce Štěnovice



Příloha č. 4 Tabulky hodnot teplot povrchové vody lomů 1 a 2

Teplota [°C] - lom 1					
2011		2012		2013	
Měsíc	Hodnota	Měsíc	Hodnota	Měsíc	Hodnota
Březen	15,2	Březen	5,8	Březen	X
Duben	18,4	Duben	10,2	Duben	14,7
Květen	23,7	Květen	16,6	Květen	X
Červen	22	Červen	26,1	Červen	19,8
Červenec	22,4	Červenec	20,3	Červenec	22,2
Srpen	22,5	Srpen	21,8	Srpen	18,3
Září	12,1	Září	19,2	Září	13,2
Říjen	11,6	Říjen	14	Říjen	10,3

Teplota [°C] - lom 2					
2011		2012		2013	
Měsíc	Hodnota	Měsíc	Hodnota	Měsíc	Hodnota
Březen	13	Březen	6	Březen	X
Duben	17	Duben	10,5	Duben	12,5
Květen	21,3	Květen	13,7	Květen	X
Červen	17	Červen	21,2	Červen	15,1
Červenec	21	Červenec	16	Červenec	18,7
Srpen	19,8	Srpen	17,5	Srpen	14,1
Září	11,7	Září	16,5	Září	11,2
Říjen	10,9	Říjen	10	Říjen	9,8

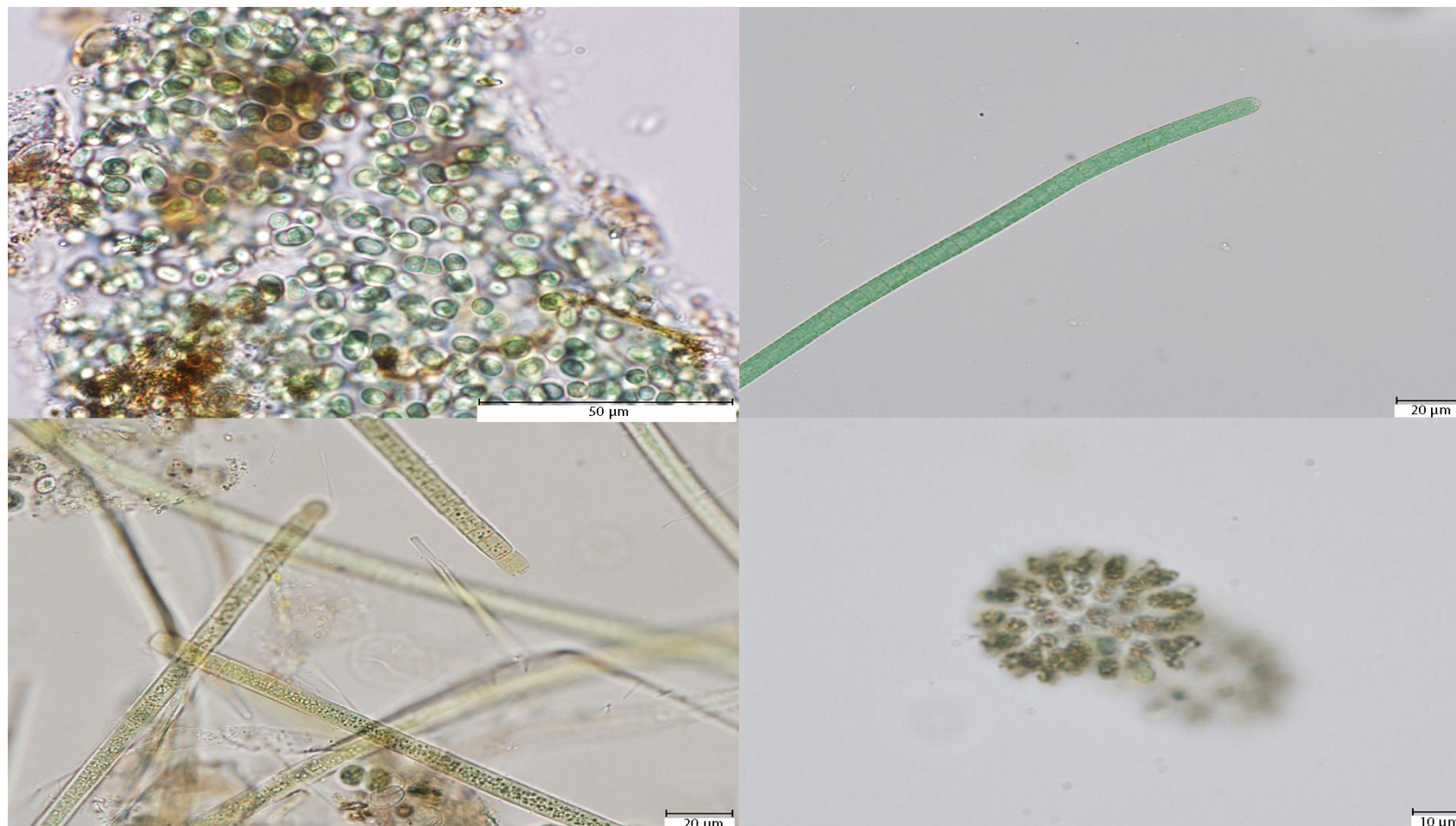
Příloha č. 5: Hodnoty pH povrchové vody lomů 1a 2

Hodnoty pH - lom 1					
2011		2012		2013	
Měsíc	Hodnota	Měsíc	Hodnota	Měsíc	Hodnota
Březen	7,8	Březen	8,9	Březen	X
Duben	6,38	Duben	9,33	Duben	6,79
Květen	6,3	Květen	9	Květen	X
Červen	8	Červen	7,14	Červen	8,95
Červenec	7,3	Červenec	9,26	Červenec	6,93
Srpen	6,11	Srpen	9,85	Srpen	7,79
Září	9	Září	8,32	Září	8,32
Říjen	9,21	Říjen	9,3	Říjen	8,38
Hodnoty pH - lom 2					
2011		2012		2013	
Měsíc	Hodnota	Měsíc	Hodnota	Měsíc	Hodnota
Březen	7,24	Březen	9,5	Březen	X
Duben	6,02	Duben	9,8	Duben	6,4
Květen	6,28	Květen	9,04	Květen	X
Červen	7,05	Červen	7,88	Červen	8,74
Červenec	8,5	Červenec	9,8	Červenec	6,83
Srpen	6,13	Srpen	10	Srpen	7,8
Září	10	Září	8,5	Září	8,78
Říjen	9,5	Říjen	10,4	Říjen	8,15

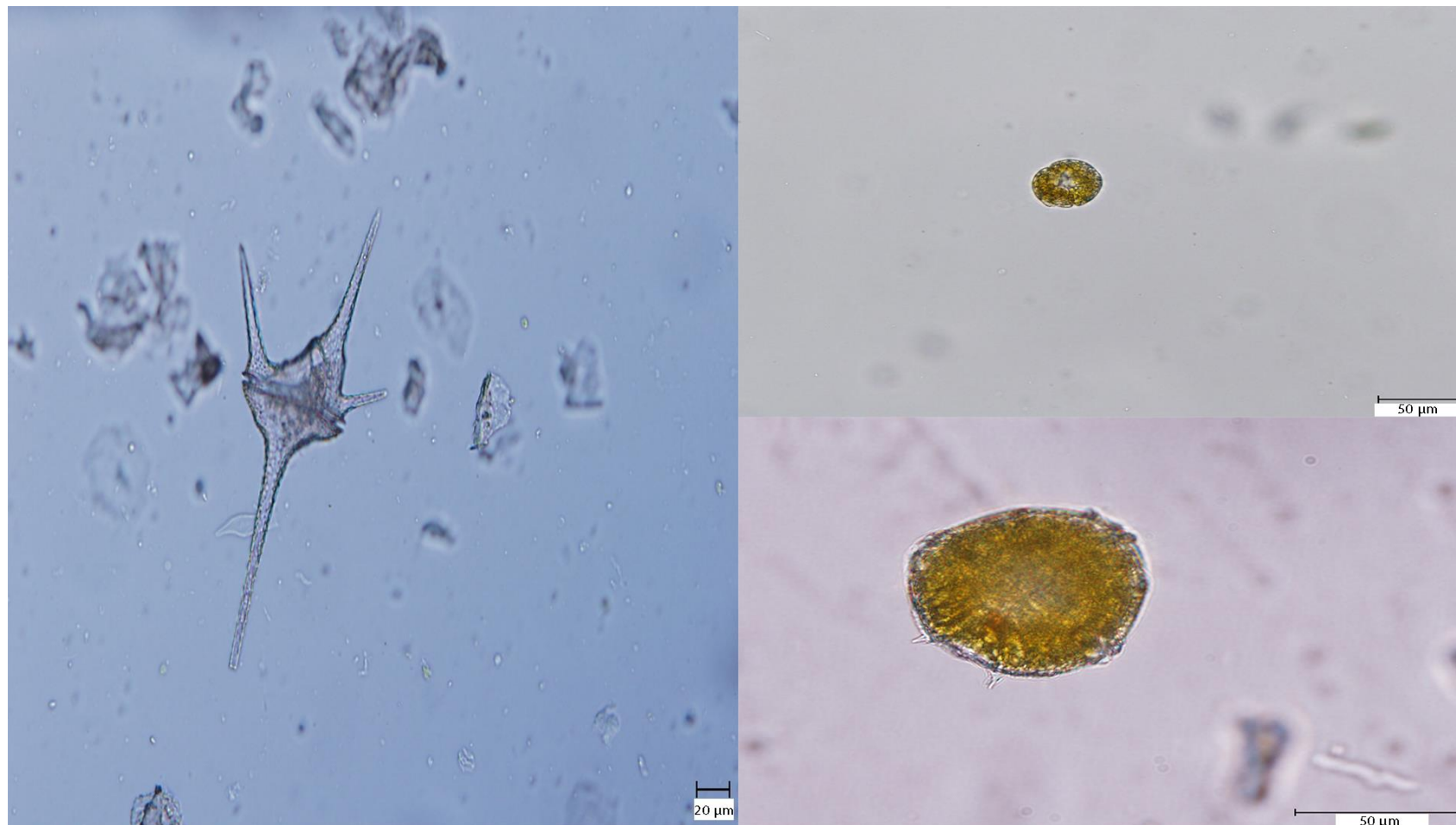
Příloha č. 6: Hodnoty konduktivity povrchové vody lomů 1a 2

Hodnoty konduktivity [$\mu\text{S}/\text{cm}$] - lom 1					
2011		2012		2013	
Měsíc	Hodnota	Měsíc	Hodnota	Měsíc	Hodnota
Březen	494	Březen	185	Březen	X
Duben	754	Duben	209	Duben	800
Květen	250	Květen	303	Květen	X
Červen	226	Červen	224	Červen	240
Červenec	227	Červenec	337	Červenec	880
Srpen	260	Srpen	233	Srpen	809
Září	240	Září	396	Září	530
Říjen	278	Říjen	400	Říjen	270
Hodnoty konduktivity [$\mu\text{S}/\text{cm}$] - lom 2					
2011		2012		2013	
Měsíc	Hodnota	Měsíc	Hodnota	Měsíc	Hodnota
Březen	292	Březen	355	Březen	X
Duben	309	Duben	383	Duben	1100
Květen	214	Květen	165	Květen	X
Červen	160	Červen	373	Červen	336
Červenec	250	Červenec	506	Červenec	350
Srpen	780	Srpen	190	Srpen	1532
Září	275	Září	756	Září	1200
Říjen	314	Říjen	619	Říjen	2200

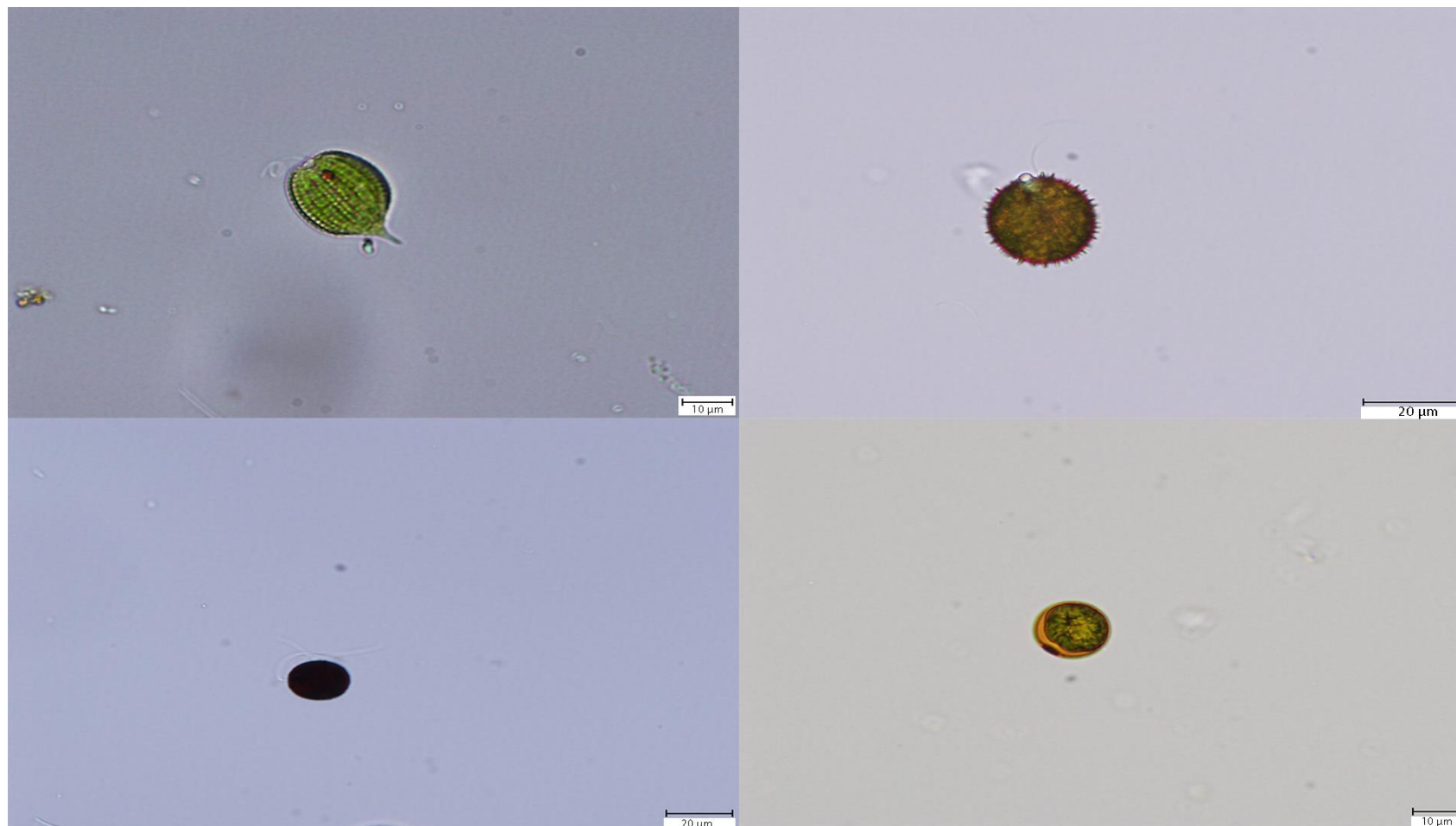
Příloha č. 7: Vybrané druhy sinic (vlevo nahoře – *Aphanothece* sp., vpravo nahoře - *Oscillatoria tenuis*, vlevo dole - *Tolypothrix tenuis*, vpravo dole - *Woronichinia naegeliana*)



Příloha č. 8: Vybrané druhy obrněnek (vlevo – *Ceratium hirundinella*, vpravo nahoře – *Gymnodium uberrimum*, vpravo dole – *Peridinium bipes*)



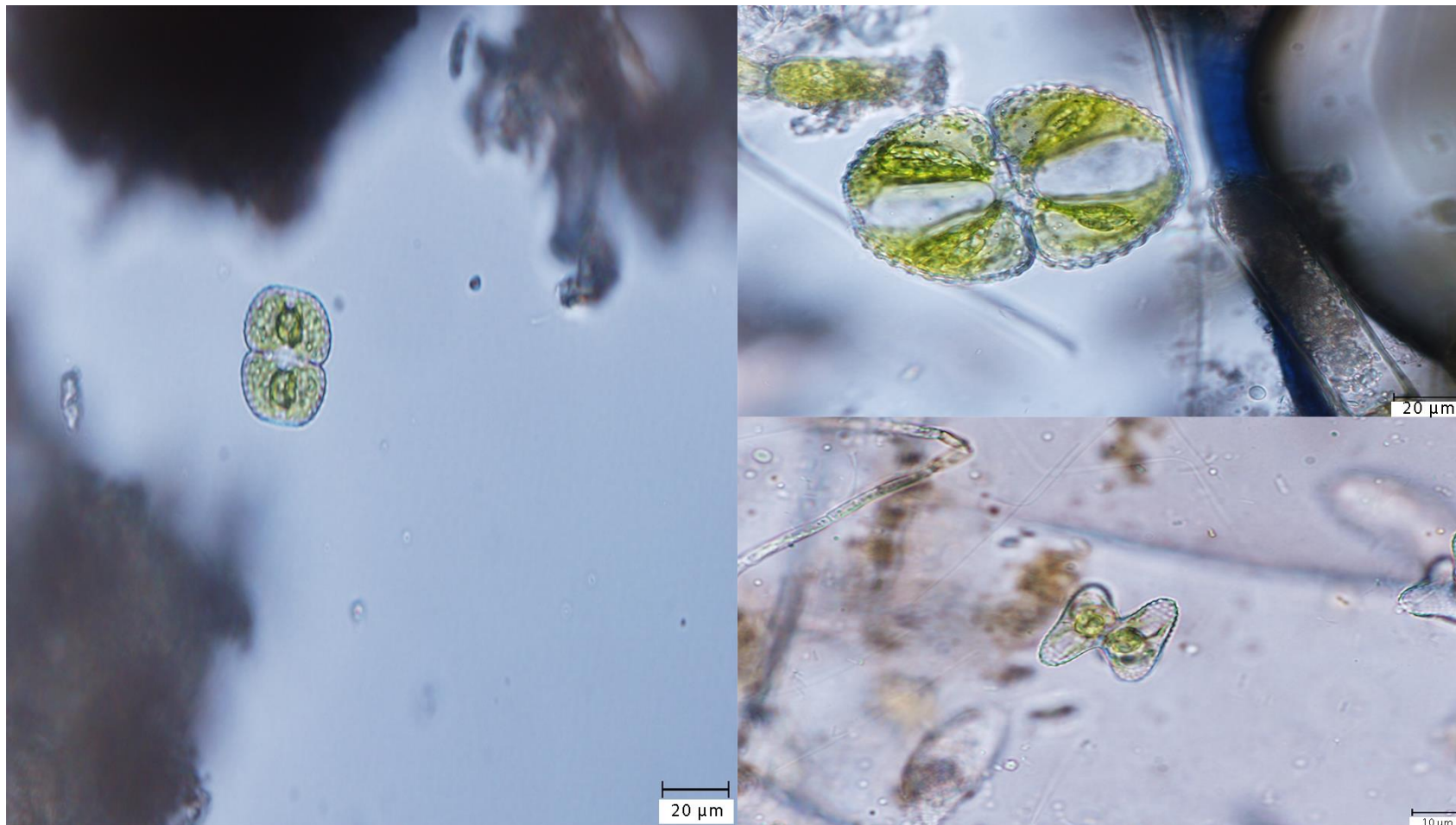
Příloha č. 9: Vybrané druhy krásnooček (vlevo nahoře – *Phacus monilatus*, vpravo nahoře – *Trachelomonas hispida*, vlevo dole – *Trachelomonas nigra*, vpravo dole – *Trachelomonas volvocinopsis*)



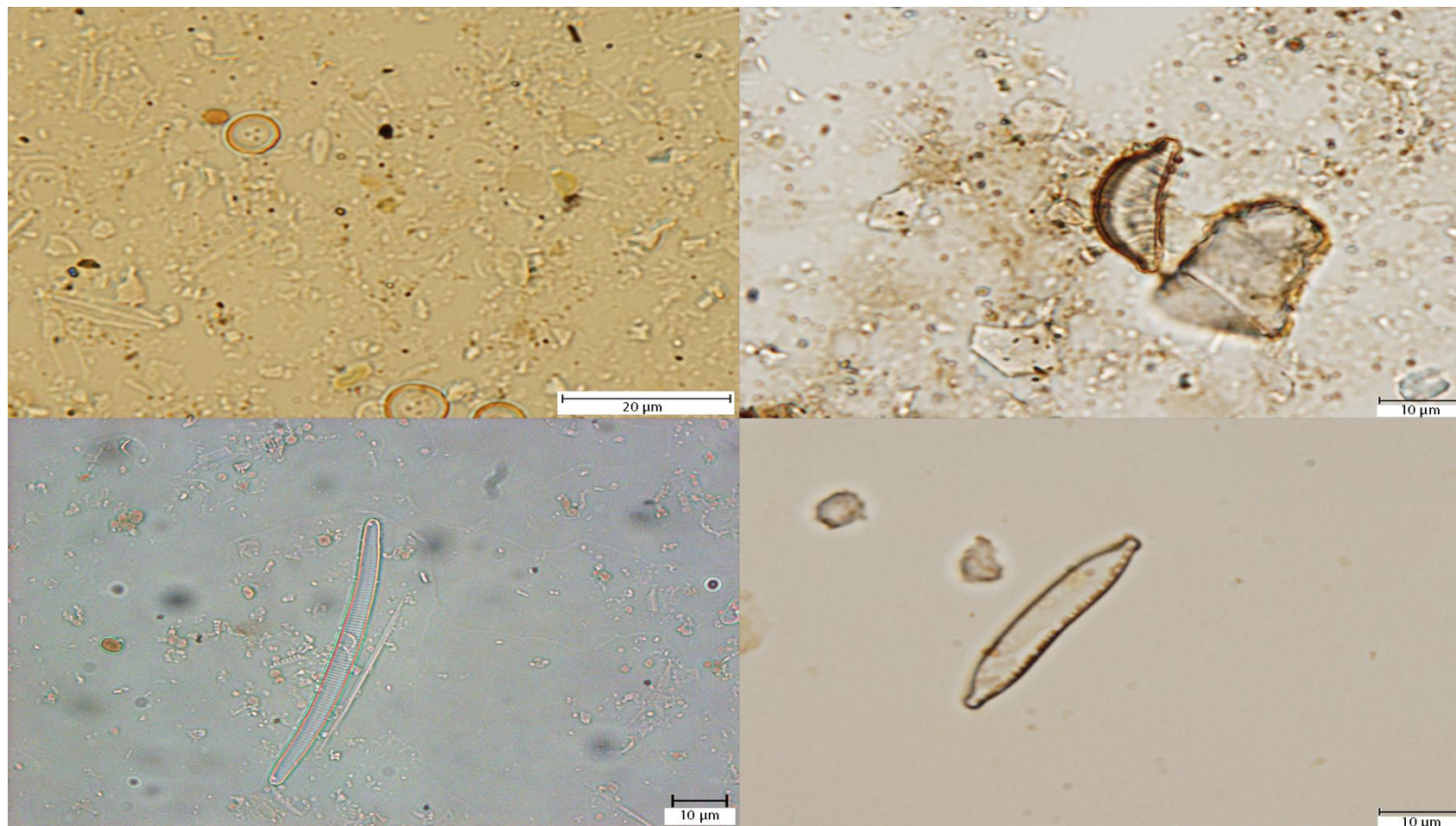
Příloha č. 10: Vybrané druhy zlativek (vlevo – *Dinobryon bavaricum*, vpravo – *Dinobryon divergens*)



Příloha č. 10: Vybrané druhy spájkivých řas (vlevo - *Cosmarium punctulatum* var. *punctulatum*, vpravo nahoře – *Cosmarium tetraophthalmum*, vpravo dole - *Staurastrum alternans* cf. *muticum*)



Příloha č. 11: Vybrané druhy rozsivek (vlevo nahoře – *Cyclotella ocellata*, vpravo nahoře – *Epithemia sorex*, vlevo dole – *Eunotia bilunaris*, vpravo dole – *Hantzschia amphioxixis*)



Příloha č. 12: Vybrané druhy rozsivek (vlevo nahoře – *Pinnularia viridisima*, vpravo nahoře - *Rhopalodia gibba*, vlevo dole – *Stauroneis kriegeri*, vpravo dole – *Stauroneis phoenicenteron*)



Příloha č. 13: Problematicky determinovatelné druhy (vlevo nahoře - *Achnanthes lanceolata* var. *magna*, uprostřed nahoře - *Achnanthes lanceolata* ssp. *lanceolata* var. *lanceolata*, vpravo nahoře - *Fragilaria construens* f. *construens*, vlevo dole - *Gomphonema* cf. *pseudoagur*, dole, druhá zleva - *Navicula* cf. *disjuncta*, dole, druhá zprava - *Tabellaria flocculosa*, vpravo dole - *Tabellaria ventricosa*)

