

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

**KATEDRA VODNÍHO HOSPODÁŘSTVÍ A ENVIRONMENTÁLNÍHO
MODELOVÁNÍ**



Sezonní změny fytoplanktonu Slapské nádrže

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Vedoucí práce: Ing. Petra Sychová, Ph.D.

Diplomant: Bc. Kristýna Brunátová

2024

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Kristýna Brunátová

Regionální environmentální správa

Název práce

Sezónní změny fytoplanktonu Slapské nádrže

Název anglicky

Seasonal Changes of Phytoplankton in the Slapy Reservoir

Cíle práce

Předmětem diplomové práce je popis problematiky výskytu fytoplanktonu řas a sinic ve vodní nádrži Slapy. Cílem práce je charakteristika diverzity řas a sinic s ohledem na sezónní periodicitu, vycházející z vlastního terénního výzkumu na dvou vybraných lokalitách (Slapy-hráz a Slapy-Živohošť) ve vodní nádrži Slapy.

Dílčím cílem práce je návrh metody zmiřující výskyt sinic v nádrži.

Metodika

- literární rešerše k dotčené problematice
- popis sledovaného území
- sběr a analýza vzorků
- zpracování dat
- zhodnocení zjištěných informací
- formulace závěrů práce

Doporučený rozsah práce

Dle metodických pokynů

Klíčová slova

vodní nádrž, sinice, vodní květ, fytoplankton, cyanotoxiny, eutrofizace

Doporučené zdroje informací

Bellinger, E.G., Sigee, D.C., 2015: Freshwater Algae, Identification and Use as Bioindicators. John Wiley & Sons. 285 p.

Fott, B., 1967: Sinice a řasy. Praha: Academia. 517 s.

Reynolds, C.S., 1984: The Ecology of Freshwater Phytoplankton. Cambridge: Cambridge University Press. 384 p.

Říhová Ambrožová, J., 2003: Aplikovaná a technická hydrobiologie. Praha: VŠCHT v Praze, 226 s.

Předběžný termín obhajoby

2022/23 LS – FŽP

Vedoucí práce

Ing. Petra Sychová, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra vodního hospodářství a environmentálního modelování

Elektronicky schváleno dne 6. 3. 2023

prof. Ing. Martin Hanel, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 6. 3. 2023

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 06. 03. 2023

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma: „Sezónní změny fytoplanktonu Slapské nádrže“ vypracovala samostatně a citovala jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použila a které jsem rovněž uvedla na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů.

Jsem si vědoma, že na moji diplomovou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů, především ustanovení § 35 odst. 3 tohoto zákona, tj. o užití tohoto díla.

Jsem si vědoma, že odevzdáním diplomové práce souhlasím s jejím zveřejněním podle zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů, a to i bez ohledu na výsledek její obhajoby.

Svým podpisem rovněž prohlašuji, že elektronická verze práce je totožná s verzí tištěnou a že s údaji uvedenými v práci bylo nakládáno v souvislosti s GDPR.

V Praze dne

.....

Bc. Kristýna Brunátová

Poděkování

Ráda bych touto cestou velmi poděkovala vedoucí práce Ing. Petře Sychové, Ph.D. za ochotu, odborné rady a připomínky, kterými přispěla k vypracování této diplomové práce. Dále bych ráda poděkovala Mgr. Jakubovi Dobiášovi a Ing. Petrovi Hanzlíkovi za odborné poradenství. Mé poděkování patří i Povodí Vltavy, s.p., za poskytnutá data a informace, a Botanickému ústavu v Třeboni za poskytnutý čas v laboratoři. Děkuji také své rodině za psychickou podporu při psaní této práce.

Abstrakt

Sinice patří mezi jedny z nejstarších žijících organismů na planetě Zemi. Tyto organismy dokážou přežít za nejrůznějších podmínek. Růst sinic ovlivňují klimatické poměry a množství živin, které jsou přítomny v jejich životním prostředí, především se jedná o dusík a fosfor. Ve větším množství se začali sinice rozšiřovat v několika minulých desetiletích vlivem lidské činnosti. Důsledkem vymývání živin z půdy a nadměrného užívání hnojiv dochází k nepřírozené eutrofizaci vod a k rozšíření tzv. „vodního květu“.

Ve své práci jsem se zaměřila na sledování výskytu vodního květu sinic. Diplomová práce prezentuje v teoretické části základní údaje o vodním díle Slapy, dále popisuje významné rody sinic a metody, které omezují rozvoj planktonních cyanobakterií v nádržích, techniky, které jsou vhodné pro ošetření sedimentů v nádržích a na přípravky pro redukci masového rozvoje cyanobakterií.

V praktické části se práce věnuje vyhodnocení sledovaných parametrů (průhlednost, chlorofyl-*a*, pH, teplota, konduktivita) z období let 2017 - 2021 z lokalit Slapy-hráz a Slapy-Živohošť. Pro rok 2022 byl proveden vlastní výzkum též na vodní nádrži Slapy ze dvou odběrových lokalit, kterými jsou Slapy-hráz a Slapy-Živohošť. Vzorky byly odebírány vždy od dubna do října, při kterém byly měřeny i její fyzikálně-chemické parametry.

Klíčová slova: vodní nádrž, sinice, vodní květ, fytoplankton, cyanotoxiny, eutrofizace

Abstract

One of the oldest living organism on the Earth are algae. These organism can survive in different condition. Their growth is based on sufficiency of nutrients in water like a nitrogen, phosphorus and also climate situation can affect their mass. In larger scale they started spread in past decades due to human activity. The leaching of nutrients from the soil and excessive use of fertilisers results in unnatural eutrophication of waters and the spread of „water bloom”.

In my thesis i focused on monitoring of occurrence of the water bloom. Theoretical part of thesis present data about Slapy reservoir, then describes the important genera of algae and methods that limits growth in reservoirs, techniques that are suitable for treating sediments in reservoir and product for reducing the mass development of cyanobacteria.

In the practical part of thesis, is evaluation of the monitored parameteres (transparency, chlorophyll-*a*, temperature, conductivity) in the period 2017 – 2021 from location Slapy-hráz and Slapy-Živohošť. For the year 2022 was made own research on Slapy reservoir from two location which were Slapy-hráz and Slapy-Živohošť. Samples were taken from April to October and their physico-chemical parameters were also measured.

Keywords: reservoir, algae, water bloom, phytoplankton, cyanotoxins, eutrophication

Seznam použitých zkratek

PVL... Povodí Vltavy, s.p.

VRÚ...Vojenský rehabilitační ústav

r... korelační koeficient

p... dosažená hladina významnosti

Obsah

1. Úvod.....	1
2. Cíl práce	2
3. Literární rešerše	3
3.1. Povodí Vltavy, s. p.....	3
3.1.1. Povodí Horní Vltavy.....	4
3.1.2. Povodí Dolní Vltavy	4
3.2. Obecná charakteristika Slapské nádrže	5
3.3. Historie vzniku nádrže	6
3.4. Parametry Slapské přehrady.....	6
3.4.1. Hráz.....	6
3.4.2. Elektrárna.....	6
3.4.3. Nádrž.....	7
3.4.4. Využití přehrady	7
4. Významné rody sinic	8
4.1 Řád <i>Chroococcales</i>	8
4.2. Řád <i>Oscillatoriales</i>	8
4.3. Řád <i>Stigonematales</i>	8
4.4. Řád <i>Nostocales</i>	8
5. Charakteristika a ekologie sinic tvořících vodní květ.....	9
5.1. <i>Microcystis</i>	9
5.2. <i>Aphanizomenon</i>	10
5.3. <i>Woronichinia</i>	11
6. Cyanotoxiny a jejich působení na živé organismy.....	13
6.1. Rozdělení cyanotoxinů podle účinku.....	13

6.1.1. Neurotoxiny	14
6.1.2. Hepatotoxiny	14
6.1.3. Cytotoxiny.....	15
6.2. Historie otrav sinicemi.....	15
7. Metody snižování počtu sinic	18
7.1. Biologické přímé metody.....	19
7.1.1. Biomanipulace	19
7.1.2. Bakterie	20
7.1.3. Řasy.....	20
7.1.4. Houby.....	20
7.2. Nepřímé biologické metody.....	21
7.2.1. Využití společenstev bakterií pro mineralizaci sedimentů.....	21
7.3. Fyzikální přímé metody	21
7.3.1. Mechanické odstranění sedimentu	21
7.3.2. Filtrace	22
7.4. Fyzikální nepřímé metody	22
7.4.1. Těžba sedimentu	22
7.5. Přímé chemické metody.....	23
7.5.1. Algicidy.....	23
7.5.2. Flotace bublinkami vzduchu (Dissolved air flotation = DAF).....	24
7.5.3. Srážení fosforu koagulanty a flokulanty	24
7.6. Chemické nepřímé metody	25
7.6.1. Chemické ošetření sedimentů sloučeninami dusíku a železa (RIPLOX).....	25
7.7. Snižování trofie vody prokysličením hypolimnia	26
7.7.1. Aerace	26
7.8. Další metody	26

7.8.1. Elektrokoagulace.....	26
7.8.3. Oxidace	26
7.8.4. Míchání nádrže.....	27
7.8.5. Rozbití aerotypů.....	27
7.8.7. Dezinfekce	27
7.8.7. Vnější (externí) kontrola živin	28
7.8.8. Vnitřní (interní) kontrola živin.....	29
8. Metodika	30
8.1. Odběr vzorků	30
8.2. Zpracování vzorků	35
8.3. Vyhodnocení vzorků.....	37
9. Výsledky	38
9.1. Teplota vody a konduktivita	38
9.2. Teplota vody a pH.....	40
9.3. Průhlednost vody	42
9.4. Průhlednost vody a chlorofyl- <i>a</i>	42
9.5. Vztah mezi danou proměnnou a počtem sinic v letech 2017-2022.....	44
9.5.1. Vztah mezi chlorofylem- <i>a</i> a počtem sinic	44
9.5.2. Vztah mezi konduktivitou a počtem sinic.....	44
9.5.3. Vztah mezi teplotou vody a počtem sinic	45
9.6. Druhový soupis	48
9.6. Sezonní dynamika.....	51
9.6.1. Stanoviště 1	51
9.6.2. Stanoviště 2.....	52
9.7. Zastoupení vybraných rodů třídy <i>Cyanophyceae</i>	53
9.8. Počty buněk sinic v letech 2017 – 2022.....	55

10. Diskuze	58
11. Závěr	66
12. Seznam obrázků	69
13. Seznam tabulek	70
14. Přehled literatury a použitých zdrojů	71
15. Přílohy	85
15.1. Grafy	85
15.2. Fotodokumentace	87
15.3. Soupis druhů nalezených na sledovaných lokalitách v průběhu vegetační sezóny 2022 (x – značí zastoupení druhu na stanovišti)	97

1. Úvod

Vodní květy jsou známy již od starověku. Jsou přítomny v mnoha stojatých vodách po celý rok. Nejen v české krajině je znečištění vod sinicemi závažným problémem většiny rybníků a vodních nádrží. Problém eutrofizace povrchových vod je celosvětovým problémem a vzbuzuje pozornost odborníků a veřejnosti, kteří se snaží tento nežádoucí stav zlepšit nebo alespoň zmírnit. Podle posledních studií je znečištěním vážně ohroženo až 20 % povrchových vod, zdroje podzemních vod nadměrně využívá 60 % evropských měst a za ohrožené mokřady je považováno až 50 % (EU, 2010).

Právě v důsledku eutrofizace se v posledních letech výrazně zhoršila kvalita vody, zejména v letních měsících. Nádrže, které jsou tedy určené k rekreaci, ale i k chovu ryb, se kvůli sinicím stávají zelenou a nepříjemně zapáchající tekutinou (obr. č. 1). Předpokládá se, že populace sinic se budou nadále zvyšovat v důsledku měnících se globálních a regionálních změn klimatu. Vyšší teploty a měnící se srážkové poměry zvyšují transport živin a šíření druhů sinic mezi vodními ekosystémy.

Přestože neexistuje jednoduchý a rychlý návod na potlačení kvetení a výskytu sinic, je určitým řešením souhrn kombinovaných opatření navržených na základě pečlivých analýz vody, sedimentů ve vodě a především identifikaci zdrojů znečištění v celém povodí.

Diplomová práce se zabývá sledováním výskytu sinic na vodní nádrži Slapy, která je veřejností využívána k rekreačním účelům, a to především v letních měsících ke koupání.



Obrázek 1: Vodní květ (zdroj: BC AV ČR)

2. Cíl práce

Předmětem diplomové práce je popis problematiky výskytu fytoplanktonu řas a sinic ve vodní nádrži Slapy. Cílem práce je charakteristika diverzity řas a sinic s ohledem na sezónní periodicitu, vycházející z vlastního terénního výzkumu na dvou vybraných lokalitách (Slapy-hráz a Slapy-Živohošť) ve vodní nádrži Slapy. Dílčím cílem práce je návrh metody zmírňující výskyt sinic v nádrži.

3. Literární řešerše

Vltava je nejdelší řekou v České republice. Celková délka řeky je 430,2 kilometrů. Její pramen se nachází na Šumavě v nadmořské výšce 1 172 metrů, odkud teče na jihovýchod. Od pramene teče lesem po hraničním hřebeni, poté pokračuje mírně zvlněným terénem. Pod Vyším Brodem mění směr a stáčí se na sever. Další etapa zahrnuje řadu kaskádových přehrad na Vltavě tzv. „Vltavské kaskády”, což mělo za následek proměnu původní krajiny ve středním úseku Vltavy. Ze Slapské přehrad je řeka hojně využívána lodní dopravou (Ekologické centrum Kralupy nad Vltavou, 2015).

3.1. Povodí Vltavy, s. p.

Hlavním úkolem Povodí Vltavy s. p. (PVL), je vykonávání funkce správce povodí, vybraných vodních toků, provoz a údržba vodních děl, které spadají do vlastnictví státu. Má za cíl zlepšit využívání vod ve všech aspektech při zachování zdravého přírodního prostředí pro živé organismy a pro člověka. Tento státní podnik spravuje cca 23 000 km říčních vodních toků rozkládajících se na ploše 28 708 km² (Povodí Vltavy, 2013).

Další funkcí PVL je vykonávání činností předepsaných legislativními předpisy, vyhláškami a stanovami. Povodí má také pravomoc, za určitých podmínek, nakládat s vodami na státních vodních útvech. Podílí se též na získávání stanovisek ke stavebním záměrům svých povodí, předcházení povodním či vytváření podmínek pro ekologické a šetrné využívání vodních toků. V neposlední řadě také zajišťuje hodnocení stavu povrchových a podzemních vod, včetně sledování jakosti povrchových vod a odbornou pomoc vodoprávními úřadům. Povodí Vltavy, s.p. se podílí i na vytváření plánu dílčích povodí (Povodí Vltavy, 2013).

Povodí poskytuje aktuální informace na svých webových stránkách. Informace o vodních stavech a průtocích, charakteristikách vod a speciálních provozech, vodních dílech, kvalitě vod, povodňových stavech, kvalitě povrchových vod, plánování veřejných zakázek či o plánování v oblasti vod (Procházková et al., 1996; Povodí Vltavy, 2013).

3.1.1. Povodí Horní Vltavy

Povodí horní Vltavy se nachází v jižních Čechách, tedy v kraji Jihočeském, kraji Vysočina, kraji Plzeňském a Středočeském. Geografická oblast jižních Čech z cca 95 % náleží povodí Vltavy, resp. Labe a zbývající procenta pak náleží Dunaji. Hlavním tokem je Vltava, do které se vlévají řeky Otava, Lužnice, Lomnice a Malše. Oblast Povodí Horní Vltavy je domovem přibližně 673 000 obyvatel s hustotou zalidnění 60 obyvatel/km². Zemědělská výroba a zpracovatelský průmysl v povodí jsou dobře rozvinuté, stejně tak jako rybolov a lesnictví (Větvička et Rendek, 2007; Povodí Vltavy, 2013).

V oblasti Horní Vltavy jsou celkem 3 chráněné krajinné oblasti - Třeboňsko, Blanský les a Šumava. Nachází se zde také Národní park Šumava. Mezi nádrže patřící pod povodí Horní Vltavy řadíme Lipno I a Lipno II, Hněvkovice, Humenice, Husinec, Kořensko, Karhov, Římov, Soběnov a Zhejral (Větvička et Rendek, 2007; Povodí Vltavy, 2013).

3.1.2. Povodí Dolní Vltavy

Povodí Dolní Vltavy se nachází ve středočeské vrchovině a pahorkatině. Hlavním tokem je řeka Vltava a nejvýznamnějším přítokem je řeka Sázava, kterou ovlivňuje řeka Želivka a Blanice. Do spodní části povodí zasahuje povodí Berounky. Většina povodí Dolní Vltavy se nachází ve středních Čechách, dále na Vysočině a malá část zasahuje i do Ústeckého kraje a kraje Hl. města Prahy (Ministerstvo zemědělství, 2012).

Hustota zalidnění povodí je 245 obyvatel/km². Žije zde celkem 1 778 000 obyvatel. Ekonomicky nejvýznamnějším městem je hlavní město Praha. Oblast horní části Sázavy je nazývána jako bramborářská. V tomto povodí se nachází chráněné krajinné oblasti Blaník, Žďárské vrchy a ptačí oblasti, které jsou v údolí řek Otavy a Vltavy (Povodí Vltavy, 2013).

Významnými vlivy na vodní stav povodí Dolní Vltavy jsou: vodní materiálové zátěže regionu a bodové zdroje, morfologická regulace vodních toků a problémy s nedostatkem vody související s odběrem vody. K nádržím závodu Dolní Vltavy patří

Orlík, Kamýk, Slapy, Štěchovice, Vrané, Staviště, Pilská u Žďáru, Strž, Sedlice, Vřesník, Trnávka, Němčice a Švihov (Větvička et Rendek, 2007; Povodí Vltavy, 2013).

3.2. Obecná charakteristika Slapské nádrže

Vodní nádrž Slapy leží na 91,7 říčním km řeky Vltavy, cca 40 km jižně od Prahy. Stavba přehrady byla dokončena v roce 1955. Je součástí Vltavské kaskády jako její třetí stupeň umístěný na konci Svatojánských proudů a navazuje na vzdutí vodního díla Štěchovice. Voda zaplavuje prvotní úseky hlubokého údolí, kde rychle tekoucí řeka vytvořila peřeje, které jsou známé jako Vltavské nebo Svatojánské proudy. Těmto peřejím se ve staročeštině říkalo „*slap*”. Tento výraz tvořil základ pro název obce Slapy, podle kterého pak tato nádrž dostala své jméno (Větvička et Rendek, 2007). Význam Slapské přehrady je především hydroenergetický a rekreační. Je oblíbeným letním rekreačním místem pro obyvatele hlavního města Prahy (ČEZ.cz). Hlavním přítokem Slapské přehrady je řeka Vltava, do které se vlévá několik potoků - Brzina, Velinský, Musík, Mastník a Meredský (Kozáková, 2004).

Celá přehrada o délce 43 km má kaňonovitý ráz. Nadmořská výška hladiny je 271 m. n. m. Ve spodní části je nejširší místo, kde je vzdálenost mezi oběma břehy cca 300 m. Maximální hloubka se nachází u hráze, tj. 55 metrů (Straškraba et al., 1973). Nádrž je naplněna průměrným ročním průtokem asi za 38,5 dne (Hrbáček et Straškraba, 1966). Díky této relativně krátké retenční době není nádrž v létě stratifikována, jak je tomu často u jezer s dlouhými retenčními časy, a zachovává si tak některé charakteristiky řeky (Javornický et Komárková, 1973).

V roce 1961 stavba Orlické přehrady nad Slapskou přehradou významně ovlivnila vlastnosti Slapské nádrže. V zimním období sem přitéká relativně teplá voda ze spodní vrstvy jezera tzv. hypolimnia Orlíku, a tím brání zamrzání, které výjimečně nastává pouze za mimořádně tuhých mrazů (Kozáková, 2004). Naopak v letních měsících se studená voda z hypolimnia Orlické přehrady pohybuje pod míchanou vrstvou Slapské nádrže (Javornický, 1966a,b).

3.3. Historie vzniku nádrže

Od středověku sloužila původní řeka především k přepravě zboží, především dřeva. Dále byly převáženy jihočeské sýry, sůl, budějovické pivo a krumlovský papír. Na počátku 20. století již probíhaly stavební projekty velkých přehrad. Slapská přehrada byla třetí nádrží vybudovanou na Vltavě mezi lety 1949 - 1957. Předcházela tomu pouze výstavba přehrad Štěchovice a Vrané (Větvička et Rendek, 2007).

3.4. Parametry Slapské přehrady

3.4.1. Hráz

Korunový přeliv je tvořen čtyřmi přepady o maximální celkové kapacitě 3000 m³/s. K vypouštění jsou ještě využitelná dvě potrubí o průměru 4 m s kapacitou 170 m³/s a 195 m³/s.

Betonová gravitační hráz Slapské přehrady (obr. č. 2) o výšce 65 metrů vytváří jezero o délce 43 km a ploše jezera 14 km². Základy přehrady leží na pevném skalním podloží. Přes přehradu je vedena silnice II. třídy (Povodí Vltavy, 2003).



Obrázek 2: Hráz vodní nádrže Slapy (Vlastní fotografie, 2022)

3.4.2. Elektrárna

Elektrárna se nachází v celém tělese hráze. Do provozu byla uvedena v letech 1955-1956. Voda je zde vedena třemi ocelovými potrubími pro spád 56 metrů o výkonu

3 x 48 megawattů (MW) s hlností maximálně 324 m³/s. Elektřina z generátoru je exportována přes transformátor do rozvodny umístěné uvnitř hráze, odtud je elektřina vedena kabely v šikmé šachtě hráze na horní hladinu vody. Elektrárna je plně automatizovaná a řízená z dispečinku ve Štěchovicích (ČEZ, 2022).

3.4.3. Nádrž

Slapská přehrada je 6. největší nádrží v České republice. Plocha povodí nádrže je 12 957 km². Maximální vodní retenční plocha je 1392 ha s maximálním celkovým objemem vody 269,3 mil. m³. Nejvyšší možný stav vody v nádrži je v nadmořské výšce 271 m. n. m. Kvůli regulaci vody hladina kolísá od 1-5 m. Průměrná hloubka nádrže je 21 m a maximální hloubka nádrže je 56 m (Vlček et al., 1984).

3.4.4. Využití přehrady

Využití Slapské přehrady je tedy především hydroenergetické. Dalším využitím přehrady je, že při povodních dokáže zadržet více vody a zmírnit tak jejich následky. Naopak při nedostatku vody může přehrada zlepšit průtok vody ve Vltavě. Při povodních v roce 2002 dosáhl průtok hráze 3150 m³/s, kdy voda vystoupala nad maximální hladinu vody v nádrži. Při těchto povodních zde bylo zachyceno 130 tun naplaveného odpadu, stromů, větví a dalšího materiálu (Povodí Vltavy, 2002).

Nádrž je též oblíbeným rekreačním místem, především v letních měsících. V okolí se zde nachází hned několik kempů a chatových osad. Nádrž je tedy vhodná ke koupání, kanoistice, vodáctví, vodnímu lyžování nebo k pěší turistice. v blízkosti nádrže se nachází několik naučných stezek, např. turistická stezka Ztracenka či stezka na Svatojánské proudy. Dále je nádrž také vhodná k rybaření.

Na koupací oblasti Slapské vodní nádrže dohlíží krajská hygienická stanice Středočeského kraje. Informace o kvalitě vody na vybraných místech zveřejňuje na svých webových stránkách. Mezi tyto oblasti patří: Županovice, Nová Živohošť, Živohošť, Měřín, Ždán a Nová Rabyň.

4. Významné rody sinic

Sinice se v současnost dělí do čtyř řádů (*Chroococcales*, *Oscillatoriales*, *Stigonematales*, *Nostocales*), (Kalina et Vaňa, 2005).

4.1 Řád *Chroococcales*

Řád zahrnuje jednobuněčné sinice s kulovitými, vejčitými nebo oválnými buňkami. Buňky jsou obvykle seskupeny do kolonií a rozmnožují se příčným dělením. Patří mezi ně například rod *Microcystis*, který je jedním z nejhojnějších zástupců, který se podílí na tvorbě tzv. vodního květu. Jed rodu *Microcystis* je jedním z nejtoxičtějších (Bellinger et Sigeo, 2010).

4.2. Řád *Oscillatoriales*

Tento řád reprezentují sinice, které jsou vláknité nebo nerozvětvené a rostou v jednotlivých nebo nezávislých shlucích. Název *Oscillatoria* získala podle svého drkavého pohybu. Typickým příkladem je *Anthrospira*, která se v okolí Čadského jezera konzumuje sušená (Cronberg, 2006).

4.3. Řád *Stigonematales*

Vlákna jsou tvořena jednou nebo více řadami buněk. Jedná se o slizovitá a obvykle hnědavě zbarvená. Obsahují heterocyty a větvení řádu je pravé. Zástupcem rodu je například *Stigonema mirabile*(John et al., 2008).

4.4. Řád *Nostocales*

Sinice jsou vláknité a nevětvené. Obsahují speciální buňky heterocyt, které slouží k fixaci vzdušného dusíku. Tyto buňky mohou vytvořit během 24 hodin, v závislosti na koncentraci dusíku v prostředí. Typickým příkladem je jednořadka – *Nostoc* (Cronberg, 2006).

5. Charakteristika a ekologie sinic tvořících vodní květ

Jak vyplývá z výsledků celostátního monitorování vodních květů sinic, který je prováděn od roku 1994, v České republice je nejfrekventovanějším zástupcem rod *Microcystis*. Mezi další často nalézané rody vodních květů sinic patří vláknité typy *Anabaena*, *Aphanizomenon* a *Planktothrix*. V posledních letech přibývá i více záznamů o nálezech rodu *Woronichinia* (Šejnohová et Maršálek, 2006). Vodní květ je výsledkem přemnožení sinic ve vodách s nadbytkem dusíkatých a fosforečnanových živin. Projevuje se především v letních měsících, přičemž vytváří vážné hygienické problémy na koupalištích i přehradách. Vodní květ vytváří husté koberce, zejména v klidných zátokách a u břehů. Kromě toxinů sinic dochází rozkladem biomasy k hnilobným procesům spojeným s nedostatkem kyslíku (Kalina et Váňa, 2005).

5.1. *Microcystis*

Rod *Microcystis* je specifickým druhem planktonního rodu, který je součástí tzv. kokálních sinic a vytváří mikro- nebo makroskopické slizové kolonie. Tyto kolonie jsou původně kulovité nebo mírně ploché, ale postupem času se mohou stát nepravidelnými, laločnatými, děrovanými, s buňkami uspořádanými nepravidelně v homogenním bezbarvém slizu (Komárek, 1996). Jeví se jako práškovitý vodní květ (Fott, 1967; Komárek, 1978). Rozmnožuje se rozpadem kolonií. Buňky obsahují aerotopy a dělí se ve třech na sebe kolmých rovinách. Velikost buněk se pohybuje od 3 do 10 μm v závislosti na příslušnosti k morfotypu. Tyto kolonie mohou přežít po dlouhá desetiletí (Brunberg et Blomqvist, 2002). Po několika letech hromadění kolonií má obrovskou výhodu, jelikož je schopná rychlého nástupu s velkým počtem buněk. Obvykle k tomu dochází při teplotách nad 10-15°C, při osvětlení a rychlosti rozvoje dalších organismů, například u zelených řas. Ve 20. letech byla v Jihoafrické republice u druhu *M. toxica* poprvé popsána toxicita sinic (ovšem už Kützing v 19. století pojmenoval jeden z druhů *M. ichthyoblabe* (*ichthyoblabe* = rybí mor), tudíž o toxicitě této sinice pro ryby už věděl). Nejčastější zástupci u nás jsou *M. aeruginosa* a *M. wesenbergii* (Komárek, 1996; Marvan et Maršálek, 1996).

Microcystis aeruginosa je typickým druhem vodního květu, který tvoří kolonie o průměru 5 mm. Jsou nepravidelné a proděravěné, v některých případech mohou být i kulovité a jsou spojeny bezbarvým slizem (Komárek et Anagnostidis, 1998).

Microcystis wesenbergii může tvořit makroskopické kolonie o průměru až 2 mm s výraznými ohraničenými kraji. Buňky nejsou příliš soudržné a jsou v kolonii poměrně volné a někdy tvoří mezery. Velikost může být stejná jako u předchozího druhu a též zahrnuje pseudovakuoly. Velmi často je součástí vodního květu v eutrofních vodách (Komárek, 1978).



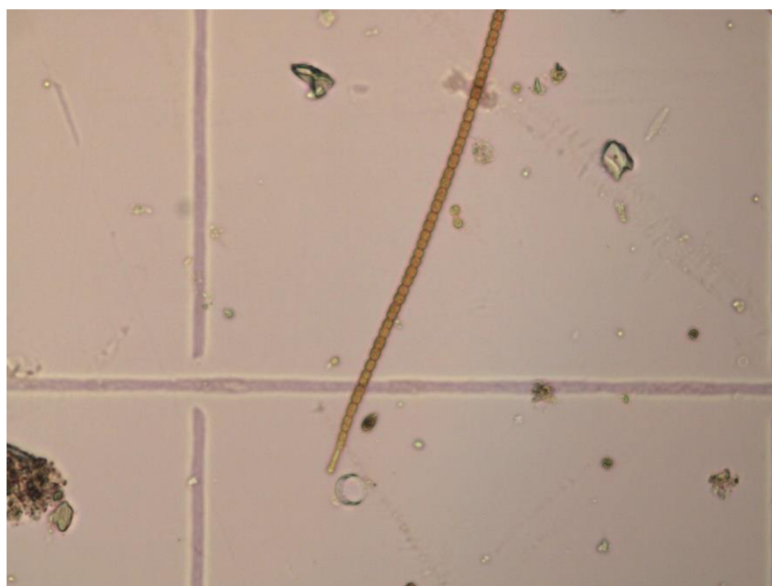
Obrázek 3: Rod *Microcystis* (zdroj: Botanický ústav v Třeboni, 2022)

5.2. *Aphanizomenon*

Tento rod obývá sladkovodní nádrže a podílí se na tvorbě vodního květu. Rod *Aphanizomenon* je převážně planktonní rod, tvořící jednotlivá nebo paralelně do svazečků sdružená vlákna, která mohou dosahovat makroskopických rozměrů (2 cm). Trichomy jsou přímé, mírně prohnuté nebo volně zprohýbané, bez slizu nebo jen s nepatrným slizem. Vegetativní buňky jsou cylindrické nebo soudečkovité, u některých druhů na koncích vláken zřetelně prodloužené a zúžené (Komárek, 1996). Rody *Anabaena* a *Aphanizomenon* mají četné, morfologicky podobné typy (Komárek, 2006). Jsou světle nebo tmavě modrozelené barvy (Marvan et Maršálek, 1996).

Zástupci rodu *Aphanizomenon* mohou přežít nepříznivé období ve formě akinet, které se začínají vytvářet ve vláknech na konci vegetačního období. Po odumření vegetativních buněk klesají akinety ke dnu (Komárek et Komárková, 2006).

Hlavním představitelem je *Aphanizomenon flos-aquae*, který byl v našem regionu rozšířen zejména v polovině minulého století. Jde o makroskopické kolonie, které volně plavou na hladině, jsou protáhlé a mají pětiúhelníkový tvar, tím mohou připomínat smrkové jehličí (Fott, 1967; Komárek, 1996; Gugger et al., 2002). Svazečky dosahují délky 2-20 mm a jejich zbarvení je olivově zelené. Obývá vody s vysokou průhledností (> 1 metr), s nízkým obsahem nanoplanktonu a s dostatečným světelným zářením. Tento druh dává přednost vodám s malým množstvím velkých ryb a jeho početnost vrcholí zejména v létě (Komárek, 1996; Marvan et Maršálek, 1996).



Obrázek 4: Rod *Aphanizomenon* (zdroj: Povodí Vltavy, s.p.)

5.3. *Woronichinia*

Dalším a posledním zástupcem je rod kokálních sinic, které rostou ve volně plovoucích a sférických koloniích. Komárek a Komárková, 2004 popisují rod *Woronichinia* ve svém komentáři k taxonomickému hodnocení planktonních sinic jako zvláštní skupinu (cluster) patřící do stejné vývojové linie jako *Microcystis*. Vnitřní diverzita *Woronichinia naegeliana* rovněž příbuznost dalších druhů rodů *Woronichinia* (bez

planových měchýřků) není zcela jednoznačná (Komárek et Komárková, 2004). Zástupci rodu *Woronichinia* jsou popisovány jako více či méně kulovité nebo nepravidelné kolonie, často složené ze subkolonií. Buňky jsou umístěny na nevětvených slizových stopkách směřujících do středu kolonie. (Komárek, 1999). Kolonie mají uprostřed tlusté nerozvětvené slizové stopky, které jsou bezbarvé a velmi špatně viditelné. Při zvětšení jsou buňky zelenohnědé nebo tmavě hnědé a vypadají zrnitě nebo skvrnitě kvůli přítomnosti plynových váčků v buňkách (Inaturalist.org). Dělení těchto kolonií se uskutečňuje rozdělením stávající kolonie na nové menší nebo na jednotlivé buňky, které jsou „vyhazovány” pryč (Komárek 1996; Komárek et Anagnostidis, 1998).

U nás je běžný druh *Woronichinia naegeliana* (obr. č. 5), podle své morfologie je dobře poznatelný a dá se těžko zaměnit s jinými vodními květy. Má charakteristické oválné buňky, spojené slizovými trubičkami do paprscitě souměrných kolonií. Tento rod tvoří vodní květy, některé typy jsou toxické. Rozmnožuje se “expanding cells”, tzv. vystřelujícími buňkami (Komárek, 1999). Kolonie obklopuje bezbarvý slizový obal (Komárek, 1996).



Obrázek 5: *Woronichinia naegeliana* (zdroj: Birger Skjelbred, 2013)

6. Cyanotoxiny a jejich působení na živé organismy

Sinice produkují řadu látek, kterými ovlivňují okolní prostředí i organismy. Patří mezi ně hormony, vitamíny, enzymy, organické kyseliny, aminokyseliny, antibiotika a především toxiny (Maršálek et Turánek, 1996). V důsledku vysokého výskytu sinic totiž vzniká velké množství sekundárních metabolitů, což jsou vlastně toxiny, které se u sinic nazývají cyanotoxiny (Funari et Testai, 2008). Dle European commission, 2002 je s produkcí toxinů spojeno nejméně 75 % vodních květů. Tyto toxiny vykazují vysokou toxicitu a další biologickou aktivitu, a jsou pravděpodobně nejproblematictější skupinou metabolitů sinic (Babica et al., 2005; Carmichael, 2008). Řadíme je mezi biologicky aktivní a toxické látky, které se uvolňují ze sinic do vodního prostředí, ale až po zániku buňky (Bolch et al., 1997). V porovnání s jinými přírodními toxiny jsou toxičtější než toxiny vyšších rostlin a hub, ale méně než bakteriální toxiny (Babica et al., 2005).

Cyanotoxiny způsobují řadu problémů, a také ovlivňují fyzikální a chemické vlastnosti vody. Kromě toho bylo prokázáno, že cyanotoxiny představují zdravotní riziko pro člověka a další organismy, pokud přijdou do kontaktu s vodou obsahující sinice nebo vodu pozřou. Mohou způsobit chronické i akutní poškození orgánů, imunitního vývoje, ale také embryonálního vývoje. Obecně jsou příčinou alergií, bronchitidy, zánětu spojivek atd. Z těchto důvodů představuje jejich přítomnost ve vodách značné riziko (Kalina et Váňa, 2005; Babica et al., 2004;).

Toxiny sinic mají především negativní účinky, ale lze nalézt i pozitivní účinky. Například cytotoxin tubercidin, který je produkován sinicí rodu *Tolypothrix* vykazuje protirakovinné účinky. Cyanotoxiny s podobnými účinky produkuje také sinice rodu *Spirulina subsalsa* (Maršálek et Turánek, 1996).

6.1. Rozdělení cyanotoxinů podle účinku

Cyanotoxiny lze rozdělit na hepatotoxiny, neurotoxiny a cytotoxiny (Whitton et Potts, 2000).

6.1.1. Neurotoxiny

Podle chemické struktury patří mezi alkaloidy (Pumann et al., 2008). Jedná se o velmi termolabilní organismy a k jejich destrukci dochází při teplotách nad 40 °C. Do této skupiny, která je produkována sinicemi, řadíme anatoxin-a, saxitoxin či neosaxitocin (Briand et al., 2003). Sladkovodní sinice však produkují především anatoxin a aphanotoxin. Anatoxin produkují druhy sinic rodů *Microcystis*, *Anabaena*, *Aphanizomenon* či *Oscillatoria* (Haider et al., 2003).

Nejčastější diagnózy neurotoxinů jsou negativní vlivy na nervový systém, dalším symptomem jsou křeče pohybového svalstva, ztráta stability, dávení a dušení a následná smrt udušením (Haider et al., 2003). Riziko se také zvyšuje, když se toxiny nahromadí v potravním řetězci a nakonec se dostanou ke konzumentům mořských plodů, včetně člověka. Působí též na volně žijící zvířata (divoké kachny, ptáky) i domácí zvířata, jako jsou koně, psi, dobytek a drůbež (Barceloux, 2008).

6.1.2. Hepatotoxiny

Jsou to nejdůležitější toxické metabolity sinic. Díky své vysoké stabilitě dokážou zůstat ve vodě pár dní i po vymizení vodního květu (Maršálek, 2000). Mezi hepatotoxiny, které produkují sladkovodní sinice, lze zařadit microcystiny a microviridiny. Jedná se o druhy rodu *Microcystis*, *Anabaena*, *Nodularia*, *Planktothrix*, *Aphanizomenon*, *Nostoc*, *Oscillatoria*, *Gloeotrichia*. *Microcystin* tvoří minimálně 80 různých variant, a proto je nejzávažnější z těchto toxinů (Maršálek et Turánek, 1996).

Tyto toxické látky způsobují poškození struktury a funkce jater. Jako klinické příznaky otravy lze pozorovat slabost, zvracení, nechutenství a průjem. U teplotokrevných obratlovců se příznaky projevují zesláblostí, nechutenstvím nebo zimomřivostí (Maršálek et Turánek, 1996).

6.1.3. Cytotoxiny

Přítomnost cytotoxinů je aktuálním problémem v rekreačních nádržích a především v nádržích se zdrojem pitné vody. Tyto toxiny mohou vyvolat poruchy zažívacího traktu, onemocnění jater či alergické reakce. Mezi další prokázané účinky patří možné oslabení imunitního systému, slabost, malátnosti a dýchací problémy. Byly provedeny testy a výzkumy v souvislosti s možným ohrožením lidského zdraví při konzumaci pitné vody, hlavně na prasatech, myších či králících (Maršálek et Turánek, 1996; Haider et al., 2003). Příkladem je studie na druzích *Microcystis aeruginosa*, *Anabeana flos-aquae*, *Aphanizomenon flos-aquae* a *Cylindrospermopsis raciborskii*, kdy se jedná o sinice, které se běžně vyskytují ve vodách po celém světě. Byl proveden test citlivosti na bílých guinejských prasatech, intradermální reakce a oční testy na bílých králících byly uskutečněny s lyofilizovanou suspenzí výše uvedených sinic připravených ve fyziologickém roztoku. Při testech nebyla nalezena žádná korelace mezi obsahem microcystinu a alergickým charakterem. Čisté kultury nebyly alergenní vůbec. Nejvíce alergenní byla netoxická *Aphanizomenon* a naopak *Microcystis aeruginosa* patřila mezi nejméně alergenní vzorky. Nejsilnější dráždivé účinky byly zaznamenány u vodou rozpustné frakce (Torokne et al., 2001).

6.2. Historie otrav sinicemi

V posledních letech bylo zaznamenáno velké množství otrav způsobených sinicemi. Otrávil se nejen lidé, ale i zvířata. Příčiny byly většinou způsobeny požitím vody kontaminované sinicemi, kontaktem s kontaminovanou vodou nebo vdechnutím. Intenzita otrav sinicemi závisí na zdravotním stavu a věku jedince. Bylo také zjištěno, že vyšší hustota sinic a delší doba kontaktu s nimi výrazně zvyšuje příznaky otravy (Provazník, 2002).

V USA v roce 1931 došlo k jedné z prvních otrav sinicemi, kdy byly v pitné vodě zaregistrovány sinice rodu *Microcystis*, které vyvolaly zvracení a průjemová onemocnění. Onemocnělo až 8000 lidí (Chorus et Bartram, 1999). V roce 1979 bylo v Austrálii na ostrově Palm Island otráveno a hospitalizováno 148 osob se zánětem jater, otrava byla způsobena sinicí *Cylindrospermopsis raciborskii*. Jednalo se

především o děti, u kterých se projevovali bolesti hlavy, malátnost, nechutenství, zvracení a dehydratace (Griffiths et Saker, 2003).

V roce 1988 v Brazílii byly hlášeny velmi závažné případy otravy sinicemi rodu *Microcystis* a *Anabeana*. Hlášeno bylo 2000 případů gastroenteritidy, z nichž 88 skončilo smrtí. Zajímavostí je, že gastroenteritida byla zaznamenána také u lidí, kteří převažovali vodu z přehrady Itaparica (Texeira et al., 1993).

V souvislosti s kontaminovanou pitnou vodou je pro Švédsko nezapomenutelný rok 1994, kdy došlo ke znečištění vody sinicí *Planktothrix agardhii*. Z celkového počtu 304 obyvatel vesnice jich bylo postiženo 128 obyvatel (Anadotter et al., 2001).

Známý je také případ otravy kontaminovanou vodou v Kanadě z roku 1959, kdy rekreační voda obsahovala rody *Microcystis* a *Anabeana*. V důsledku toho uhynulo mnoho hospodářských zvířat a ryb. Lidé varování nepřikládali velkou váhu a ve vodách se stejně koupali. To mělo za následek nevolnosti, průjemy, zvracení bolesti svalů a hlavy (Dillenberg et Dehnel, 1960).

Jako dalším příkladem vážných otrav po kontaktu s kontaminovanou vodou je případ z roku 1989 z Velké Británie. Jednalo se o 20 osob, z nichž polovina trpěla zvracením, průjmem, bolestmi v krku a v zádech. Někteří museli být pod dohledem lékaře, kvůli těžšímu rozvoji pneumonie (Chorus et Bartram, 1999).

V souvislosti s otravami způsobenými sinicemi bylo zaznamenáno také mnoho úmrtí živočichů. Otravy zvířat byly hlášeny téměř všude na světě. Jednalo se především o ryby, ptactvo, prasata, psy, kočky, kozy, ovce a divoká zvířata. (Chorus et Bartram, 1999). Příkladem je například řeka Notawane v Bostwaně, jenž je známá svým výskytem květů sinic. Též je hlavním zdrojem vody pro místní obyvatele a zvířata. Projevil se zde masivní výskyt rodu *Microcystis aeruginosa*, kdy jeho toxiny měly negativní dopad na místní obyvatele a živočichy (Siame et al., 2000). Přehled historických událostí způsobených cyanotoxiny zobrazuje tabulka č. 1.

Tabulka 1: Přehled historických událostí způsobených cyanotoxiny (zdroj: Chorus et Bartram, 1999)

Rok	Místo výskytu	Sinice
1931	USA	<i>Microcystis</i>
1959	Kanada	<i>Microcystis, Anabaena circinalis</i>
1960-1965	Zimbabwe: Harare	<i>Microcystis</i>
1976	USA	<i>Schizotrix, Plectonema, Phormidium, Lyngbya</i>
1979	Austrálie: Palm Island	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>
1981	Austrálie	<i>Microcystis</i>
1988	Brazílie	<i>Microcystis, Anabaena</i>
1989	Velká Británie	<i>Microcystis</i>
1993	Čína: Haimen	<i>Microcystis</i>
1994	Švédsko	<i>Planktothrix agardhii</i>
1996	Brazílie: Curaru	<i>Aphanizomenon, Oscillatoria, Spirulina</i>

7. Metody snižování počtu sinic

Vzhledem k tomu, že tvorba vodních květů je pro člověka nežádoucí, tak se v poslední době zvyšuje snaha o jejich eliminaci nebo přinejmenším zmírnění. Existuje řada metod, které se toho snaží dosáhnout, ale ne vždy jsou na všech lokalitách úspěšné (Maršálek et Keršner, 1996).

Pro prevenci nebo zmírnění růstu sinic bylo vyvinuto nespočetné množství květových zásahů. Preventivní zásahy jsou proaktivní, omezují vnější přísun živin, například prostřednictvím strategií hospodaření s živinami v zemědělství, dále modernizací zařízení na čištění odpadních vod nebo přizpůsobení krajiny, např. při výstavbě mokřadů. Preventivní opatření se také zaměřují na omezení vnitřní zátěže živinami, včetně provzdušňování jezerních sedimentů (Molot et al., 2021), hydrodynamických změn nebo chemických srážedel. Naproti tomu zmírňující zásahy jsou reaktivní a zaměřují se na potlačení květu pomocí pesticidů určených k hubení řas, které nazýváme algicidy (Jančula et Maršálek, 2011).

Preventivní opatření jsou zaměřena na snížení rizika tvorby květů, především se záměrem omezit vnášení živin do vodních ekosystémů. Preventivní přístupy v podstatě eliminují problém ještě před vytvořením a jsou univerzálně aplikovány na jezera všech velikostí (Merel et al., 2013). U mnoha environmentálních problémů platí, že „prevence je lepší než léčba“ (Spears et al., 2022). Jelikož prevence šetří finanční zdroje a podporuje jiný směr výzkumných aktivit směrem k jiným naléhavým problémům. Pokud však preventivní opatření selhávají, je nutné řešení problému objevující se symptomologie (tj. rozkvět neboli kvetení sinic), a tehdy jsou cenné zmírňující přístupy (Erratt et al., 2022).

Mezi nejznámější a nejčastěji používané metody patří asanační opatření, mechanické odstraňování biomasy, biologické odstraňování biomasy pomocí požíračů a odstraňování živin nebo naopak odstraňování cyanotoxinů (Maršálek et Keršner, 1996). Maršálek a Keršner (1996) rozlišují metody snižování počtu sinic následovně:

- **Biologické** – přímé a nepřímé

- **Chemické** – přímé a nepřímé
- **Fyzikální** – přímé a nepřímé

7.1. Biologické přímé metody

Biologické metody jsou založeny na principu biomanipulace, to představuje manipulaci se společenstvem organismů, příkladem je např. vysazení parazitických druhů, konkurentů či predátorů, za účelem snížení množství sinic. Výhoda těchto metod spočívá v biologickém principu mezi dvěma druhy (organismy), přičemž tento princip vychází ze vztahu, který je založen na principech akce a reakce (Adámek et al., 2010)

7.1.1. Biomanipulace

Termín biomanipulace zavedl Hrbáček et al. (1961) a později jej použili Shapiro et al. (1975) jako označení pro metody řízení kvality jezerní vody založené na biologických zásazích. Princip je založen na výsadbě ryb, které se živí fytoplanktonem a zooplanktonem. V důsledku snížení potravního tlaku ryb na zooplankton převládnu velké druhy zooplanktonu, které jsou schopny udržet hladinu fytoplanktonu na nízké úrovni. Požadovaného složení rybích populací lze dosáhnout odlovem nedravých ryb a vysazením dravých ryb (Gulati et al., 1990; Reynolds, 1994).

Sinice mají i řadu nepřátele, mezi které patří některé kmeny virů a bakterií, ale především je hlavním konzumentem sinic zooplankton, jako jsou korýši a vířníci. Zooplankton dokáže efektivně odstranit sinice v jejich začínající fázi vývoje. Pokud však dojde k přemnožení sinic, tak si s nimi neporadí ani zooplankton. Ten navíc často upřednostňuje řasy před sinicemi (Maršálek et Keršner, 1996).

V případě dominance rodu *Microcystis* je spásání zooplanktonem omezené, především kvůli větším koloniím, které jsou pro většinu druhů zooplanktonu špatně požitelné (Boing et al., 1998; Yang et al., 2006). V případě zvýšeného počtu menších druhů zooplanktonu jsou ke spásání preferovány zelené řasy, které mohou dokonce podporovat dominanci sinic Thostrup et Christoffersen, 1999 a Rohlack et al., 2005 uvádějí toxické účinky sinic na druhy dafnií (Hrotnatky), což může také hrát roli v nízké účinnosti, pokud je biomanipulace zaměřena na regulaci sinicových květů.

Nevýhodou této varianty je, že sinice tvořící velké kolonie se dokáží přizpůsobit. Jasnou výhodou je, že se jedná o zcela přirozený proces, který nepoškozuje životní prostředí (Maršálek et Keršner, 1996).

7.1.2. Bakterie

Bakterie mohou omezit rozvoj sinic pomocí tzv. lyzogenních enzymů a narušit tak buněčnou stěnu sinice, čímž inhibují některé biochemické pochody včetně fotosyntézy. Například sinici *Anabeana* způsobuje bakterie *Flexibacterium* lýzi a zpomaluje funkce včetně fotosyntézy u sinice *Oscillatoria williamsi* (Daft et Stewart, 1971). Dalším příkladem je bakterie *Bacillus subtilis*, která zpomaluje proces růstu sinice *Microcystis aeruginosa* (Ahn et al., 2003). Z aktinomycet lze použít *Streptomyces exfoliatus*, která nepříznivě ovlivňuje např. rody *Microcystis*, *Anabeana* a *Oscillatoria* (Sigeo et al., 1999).

Všechny pokusy omezení sinic pomocí bakterií byly prováděny zatím pouze v laboratořích, a proto je lze zatím považovat pouze za možnou kontrolu vodních květů v nádržích (Sallal, 1994).

7.1.3. Řasy

Ve velmi vzácných případech produkují některé řasy tzv. alelopatické látky, které brzdí růst sinic (Adámek et al., 2010). Wu et al. (1998) prokázali, že extrakt z obrněnky *Peridinium bipes* způsobuje změny v propustnosti membrán u sinice *Microcystis aeruginosa*. Toto snížení počtu sinic za přítomnosti této obrněnky je ale pravděpodobně způsobeno konkurenčním využíváním živin v důsledku změn koncentrace živin v nádrži (Wu et al., 1998).

7.1.4. Houby

Jednou z metod, která však zatím nebyla při řešení výskytu sinic úspěšná, je použití houbových organismů. Ačkoli se tato metoda v současné době nevyužívá, nelze ji do budoucna zcela vyloučit (Maršálek et Keršner, 1996). Existují druhy hub, jenž parazitují na sinicích. Například druh *Rhizophyidium planktonicum*, který napadá sinici

Oscillatoria agardhii var. *Isothrix* (Sigeo et al., 1999). V našich vodách byl detekován houbový parazit sinic rodu *Microcystis* a to na Brněnské přehradě v roce 1998, zřejmě šlo o parazitického zástupce hub *Chytridium microcystidis* (Slováčková et Maršálek, 2008).

7.2. Nepřímé biologické metody

7.2.1. Využití společenstev bakterií pro mineralizaci sedimentů

Bakterie pro svůj růst spotřebovávají fosfor a dusík, čímž snižují využití těchto živin ve vodním sloupci. S růstem biomasy mikroorganismů dochází ke zvyšování rozvoje společenstev vodních organismů.

Přípravky jsou navrženy podle složení sedimentů a jejich účelem je zajistit rozklad organických látek kaskádově v návaznosti fyziologických skupin mikroorganismů.

Monokultury mikroorganismů používané jako aktivační přípravky do dočišťovacích nádrží a septiků nejsou vhodné pro použití v přírodních ekosystémech (Maršálek et Feldmannová, 2006). Vznikají nové návrhy, jejichž cíl směřuje k možnosti recyklovat fosfor ze sedimentů, a tím získat zpět surovinu, která bude přibližně za 40 let vytěžena z fosilních zdrojů. (Adámek et al., 2010).

7.3. Fyzikální přímé metody

7.3.1. Mechanické odstranění sedimentu

Mechanické odstraňování vyprodukované biomasy přichází v úvahu hlavně v místech, kde dochází k shromažďování biomasy vodního květu. Při této metodě se používají husté sítě či naopak tenká syntetická vlákna. Odstranění nasbíraného materiálu ale představuje problém, jelikož se sinice při normální teplotě kvůli svému vysokému obsahu slizu velmi pomalu vysoušejí, a navíc biomasa sinic při sušení nepříjemně páchne. Při vyšších teplotách se tvoří krusty, které se musí rozložit. Ostatní sinice

samozřejmě zůstávají na dně nádrže a je jen otázkou času, kdy se dostanou na hladinu a zastoupí odstraněné části vodního květu (Maršálek et Keršner, 1996).

7.3.2. Filtrace

Při úpravě vody se používá i filtrace, která fyzicky zachycuje částice pomocí aktivního uhlí nebo písku. Filtrace slouží jako doplňková úprava po použití jiných metod. V takovém to případě lze použít nanofiltraci, mikrofiltraci či ultrafiltraci. Ultrafiltrace by se měla používat v kombinaci s práškovým aktivním uhlím, jelikož se takto odstraní toxiny. Tato metoda, stejně jako předchozí metody oxidace a koagulace, je obtížně náročná na aplikaci, a proto je vhodná pro menší umělé nádrže (European commission, 2002).

7.4. Fyzikální nepřímé metody

7.4.1. Těžba sedimentu

Podle Maršálka a Feldmannové (2006) je těžba sedimentů velmi účinnou metodou snižování obsahu živin v nádržích. Je však velmi nákladná a vyžaduje provést podrobný výzkum sedimentů předtím, než je tato metoda uskutečněna. Zhodnotit se musí především mechanické a ekotoxikologické charakteristiky a mocnost dle platné legislativy (Adámek et al., 2010).

Živiny, které podporují růst sinic, jsou uloženy v sedimentech na dně nádrží, proto je účinné tyto sedimenty odstranit. Menší nádrže je možné vypustit, vybagrovat dno a odstranit sedimenty. Takových to nádrží je ovšem velmi málo a většina z nich pro techniku těžko přístupná. U těžko přístupných nádrží přicházejí v úvahu sací bagry, které odsávají sedimenty ze dna nádrže s minimálním množstvím vody a dlouhým potrubím jej odsává ven. Odsávání zajišťuje, že se sedimenty příliš nevíří a neunikají s živinami do vody, tím pádem vodní organismy nepodléhají extrémním změnám prostředí (Maršálek et Keršner, 1996).

Pokud jsou vodní hladiny zarostlé vegetací, měla by být odstraněna jeden rok před zásahem. To se provádí například pomocí frézy, kdy se ze dna vytrhávají kořeny a oddenky rostlin. Veškerý uvolněný materiál musí být z vody odstraněn. Kořeny odříznuté frézou by se měly do doby použití bagru na dně rozložit. U vytěžených

sedimentů se kontrolují zejména ropné látky, obsah kovů a Polychlorované bifenylly (PCB), a pokud je složení vyhovující lze sedimenty použít pro zemědělskou činnost jako hnojivo (Björk, 1996; Maršálek et Keršner, 1996).

7.5. Přímé chemické metody

7.5.1. Algicidy

Algicidní metoda byla jednou z nejčastějších diskutovaných metod kontroly květů řas a sinic. Jedná se o radikální metodu, která souvisí s možným uvolněním buněčného obsahu s nežádoucím uvolňováním nebezpečných toxinů, čímž může být ohroženo zdraví obyvatel. Kromě možných zdravotních to může také vést k náhodné anoxii v důsledku bakteriální degradace obrovského množství uhynulé biomasy, a tím způsobit usmrcení ryb. Proto by měly být algicidní sloučeniny nejlépe aplikovány na začátku sezóny, kdy ještě biomasa nedosahuje rozkvětu rizik (Kenefick et al., 1993; Lam a al., 1995). Algicidy ovlivňují i chuť a zápach vody a mají také negativní dopad na životní prostředí. Vodu po zásahu navíc nelze používat jako pitnou, proto je v mnoha zemích použití algicidů, s ohledem na tyto negativní souvislosti, přímo zakázáno nebo alespoň přísně omezeno (European commission, 2002).

Proto by měly být algicidy nejlépe aplikovány na začátku sezóny, kdy ještě biomasa nedosahuje rozkvětu. U nás je to na jaře, kdy je nejcitlivější a nejzranitelnější, jelikož v tomto období je zesláblá po přezimování a přijímá velké množství látek. V období, kdy je vodní květ rozvinutý se algicidy použít nedají (Maršálek et Keršner, 1996).

Před použitím algicidů je nutné vše předem podrobně naplánovat a prostudovat s ohledem na danou oblast. Snížení koncentrace aplikované látky může snížit dopad případných toxinů, které se mohou uvolňovat do vody. Lze také zabránit nedostatku kyslíku, který může mít velmi negativní dopad na vodní organismy (Maršálek et Keršner, 1996).

Při vhodném plánování lze proto algicidy aplikovat na malé i velké vodní plochy, nejlépe v kombinaci s několika metodami pro zvýšení účinnosti (Maršálek et Keršner, 1996).

Jako příklad lze uvést např. herbicidy, soli, oxidanty (chlor, ozón), z těžkých kovů stříbro (Ag), mangan (Mn), ale především síran měďnatý (CuSO₄), který se často používá, jelikož je levný a účinný. Problémem je, že se měď hromadí v sedimentech a negativně ovlivňuje ryby a bezobratlé živočichy. Za přírodní algicid je považována ječná sláma. (European commission, 2002).

7.5.2. Flotace bublinkami vzduchu (Dissolved air flotation = DAF)

V některých vodách s nízkým obsahem nerozpuštěných látek je často snazší vyplavit nečistoty na povrch. Po flokulaci by mělo probíhat nasycení vody vzduchem pod tlakem, kdy dochází k vytvoření malých bublinek vzduchu, a jelikož se vážou na shluklé částice, dokáží je vyplavit na povrch. Tento vyplavený kal je poté sbírán a odstraňován (Chorus et Bartram, 1999).

U vod s vysokou koncentrací řas nebo u vod s nízkým zákalem je tato metoda účinnější než sedimentace. Gregory a Zabel, (1990) uvádějí, že při použití metody DAF bylo odstraněno až 98 % buněk rodu *Microcystis*, zatímco pomocí sedimentace bylo odstraněno pouze 76,5 % *microcystis*. Metoda DAF je ovšem náročnější na obsluhu a údržbu a nelze ji použít při zvýšeném zákalu vody (Mouchet et Bonnelye, 1998).

7.5.3. Srážení fosforu koagulanty a flokulanty

Metoda je založena na srážení fosforu z vodního sloupce. Dochází k odstranění všech významných zdrojů, které do nádrže přivádí fosfor a jeho sloučeniny. Srážení fosforu se používá v malých hlubších nádržích a je třeba poznamenat, že se jedná nákladné opatření.

Jedná se o chemické látky, které mění malé částice na větší a vytvářejí želatinové vločky. Jako příklad jsou uvedené sloučeniny hliníku a železa, např. síran hlinitý či chlorid železitý. Principem je, že tyto sloučeniny na sebe vážou fosfor a následně vznikají želatinové vločky, které klesnou ke dnu. Nakonec se fosfor společně se sedimentem odstraňuje například vybagrováním dna (European commission, 2002; Centrum pro cyanobakterie a jejich toxiny, 2005e)

7.6. Chemické nepřímé metody

7.6.1. Chemické ošetření sedimentů sloučeninami dusíku a železa (RIPLOX)

Adámek a kol. (2010) uvádějí, že sedimenty vznikají erozí půdy, transportem řekou a ukládáním v nádrži nebo usazováním organické hmoty, které vznikají produkcí v nádrži. Skládá se z drobných jemnozrnných jílovitých a písčitých částic, které jsou obohaceny organickým materiálem. Tyto sedimenty fungují jako vnitřní zdroj živin v nádrži či jezeře. K silnému uvolňování živin ze sedimentů dochází biologickými a chemickými procesy při stratifikaci nádrže, kdy se nad spodní vrstvou vytvářejí bezkyslíkaté podmínky (Eiseltová, 1996). Za bezkyslíkatých podmínek se organická hmota v procesu denitrifikace (redukce dusičnanů na elementární dusík) a desulfurikace (redukce síranů na sirovodík) rozkládají (Adámek et al., 2010).

Metoda RIPLOX spočívá v přidání dusičnanů v dostatečné koncentraci, proto se mohou udržovat anoxické podmínky prostředí, jelikož nedochází k redukci Fe^{III} a fosforečnany se neuvolňují do vody (Pitter, 2009). K ošetření sedimentu se používají oxidované sloučeniny dusíku a sloučeniny železa, konkrétně se jedná o dusičnan vápenatý - $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ a chlorid železitý - FeCl_3 (Adámek et al., 2010).

Sloučeniny dusíku se aplikují postupně po dobu alespoň několika týdnů. Doba aplikace závisí na vlastnostech sedimentu, na jeho mocnosti, pevnosti a dynamice vody na mezifázi sediment - voda (Adámek et al., 2010). Sloučeniny železa se do vody aplikují na základě jejich schopnosti vázat fosfor, buď absorbcí na hydroxidy železa, nebo přímo za vzniku fosforečnanu železitého, čímž destabilizují sirovodík a další sloučeniny síry, které jsou obsaženy v sedimentu, a proto nemůže sirovodík zreagovat, nemůže dojít k uvolnění fosforečnanů a tím pádem k následnému rozvoji vodního květu (Eiseltová, 1996).

Aplikace se obvykle provádí koncem jara. Chemické látky se aplikují přímým vstříknutím do horní vrstvy sedimentu. Ačkoli je vstříkovací metoda velmi efektivní, je také velmi nákladná a použitelná pouze na ploché a mělké dno jezera (Straškraba et Tundisi, 1999).

7.7. Snížení trofie vody prokysličením hypolimnia

7.7.1. Aerace

Metoda se využívá při přemnožení sinic, kdy dochází k nedostatku kyslíku. Princip této metody spočívá v tom, že přítomnost kyslíku na dně po promíchání podporuje rozklad organické hmoty, srážení fosforečnanů a udržuje povrch sedimentů v oxidované formě. Jarmile se sinice a řasy dostanou do hloubky, kde je málo světla, dochází k jejich úhynu (Verner, 1996; Centrum pro cyanobakterie a jejich toxiny, 2005e).

V praxi aerace vypadá tak, že se na dně nádrže instaluje perforovaná trubka, do které se čerpá stlačený vzduch z kompresoru umístěného na břehu. Vzduch prochází přes otvory a stoupá na hladinu, a tím se okysličuje celý vodní profil. Při tom dochází k vytvoření turbulencí, které podporují oxidaci z atmosféry. Díky dostatku kyslíku se snižuje uvolňování živin ze dna, a tím dochází k promíchávání a provzdušňování. Jde o nákladné opatření (Verner, 1996).

7.8. Další metody

7.8.1. Elektrokoagulace

Elektrokoagulace patří mezi moderní metody, které slouží k odstraňování sinic pomocí elektrického proudu o nízkém napětí. Základním principem je aplikace elektrolyticky upravené vody do vody s přítomností sinic. Po aplikaci se vytvoří mikrobubliny kyslíku, vodíku, ozónu a dojde k vytvoření iontů A^{13+} . Tyto ionty reagují se záporně nabitými ionty koloidních částic, přičemž vznikají vločky. Vločky se poté oddělují od mechanické nečistoty a organické látky. Zařízení je upevněno na plavidle a skládá se z lamelového reaktoru a ze zdroje stejnoměrného napětí (Vitvar, 2008).

7.8.3. Oxidace

Slouží k dezinfekci a zlepšuje zápach vody. K oxidaci se dá použít ozón, manganistan draselný, chlór, chloramin a oxid chloričitý. Ozón se používá po koagulaci a spolu s chlórem přidaným po filtraci, ten dokáže odstranit některé části volných toxinů (European commission, 2002).

7.8.4. Míchání nádrže

Hlavní principem je smíchání fytoplanktonu s vodou, což způsobí, že fytoplankton dosáhne hloubky, kde se mu nedostává světlo, které potřebuje ke svému růstu. Tato metoda se tedy využívá pouze v hlubších vodách. K opačnému efektu může dojít zejména v mělkých vodách, kdy jsou řasy odstraněny, ale sinice se množí mnohem více než před zásahem (Walsby, 1992).

7.8.5. Rozbití aerotypů

Díky aerotypům se sinice dokážou vznášet u hladiny. Další možností eliminace je tedy možnost jejich destrukce, což jim zabrání v tvorbě vodních květů. Aerotypy lze ničit tzv. akustickou kavitací pomocí ultrazvukových generátorů, též sonikace (Jančula et al. 2014). Při kavitaci dochází k vytvoření mikroskopických bublinek, k jejich růstu a následně k jejich rozpadu. Při tomto procesu se velmi rychle, během milisekund, uvolňuje spousta energie. Tato metoda je efektivní zvláště v malých nádržích. Hlavní nevýhodou je však schopnost sinic uměle vytvářet nové aerotypy za necelý jeden den po jejich zničení (Walsby, 1992). Navzdory tomuto počtu bakteriálních druhů zůstává jejich využití omezeno na oblast laboratorních výzkumů (Sallal, 1994).

7.8.6. Ultrazvuk

Mezi plynotvorné sinice patří nejběžnější rody *Microcystis*, *Anabaena*, *Planktothrix*, *Aphanizomenon* a *Woronichinia*. Vztlak jim umožňuje regulovat svou polohu ve vodním sloupci, což představuje výhodu v konkurenci s ostatními druhy fytoplanktonu, a proto podporuje jejich nadměrný růst (Lee et al., 2001).

Aplikace ultrazvuku vyvolává rozrušení plynových vakuol sinic a vede k usazování buněk sinic na dně jezera. Ultrazvuk lze aplikovat přímo do volné vody, což však může mít v případě nesprávného nastavení parametrů škodlivý dopad na ryby. Proto je lepší používat ultrazvuk v průtočných uzavřených systémech. Pozitivní reference o použití ultrazvuku v jezerech ovšem nejsou k dispozici (Lee et al., 2001).

7.8.7. Dezinfekce

K dezinfekci vody se používá převážně chlorace, ale lze použít i ozon či UV záření. Cílem této metody je zajistit zdravotní nezávadnost pitné vody, eliminaci

mikroorganismů a toxických látek, které by mohly způsobit zdravotní problémy (Merel et al., 2013).

7.8.7. Vnější (externí) kontrola živin

Základní strategie prevence a proaktivního managementu květů sinic by měla snížit přísun živin do vodních útvarů. Vstupy živin primárně pocházejí z vnějších zdrojů v povodí, např. vypouštění z čistíren odpadních vod a odtok z městské či ze zemědělské půdy. Může však docházet k vnitřnímu zatížení živinami ze sedimentů a přispívání atmosférickou depozicí. Vnější iniciativy na snížení živin často vyžadují opatření, které se zaměřují na celé povodí. Pro kontrolu bodových a nebodových zdrojů živin v povodí požaduje americká Agentura pro ochranu životního prostředí (US EPA) státy, aby identifikovaly narušené vodní toky a zavedly celkové maximální denní zatížení, což znamená maximální množství znečišťujících látek, tedy živin, povolené ve vodním útvaru, aby byly zachovány normy kvality vody. Pozitivní reakce způsobené snížením bodových zdrojů jsou však často kompenzovány příspěvky živin z nebodových zdrojů (Heisler et al., 2008; Fastner et al., 2016)

Nebodové zdroje živin pocházejí z rozptýlených zdrojů, které se běžně mobilizují povrchovým odtokem z městských a zemědělských pozemků v rámci povodí, a mohou zahrnovat také vstupy ze septiků a atmosférické depozice. Vzhledem k rozptýlené povaze nebodových zdrojů je řízení jejich zátěže živinami složité a pro většinu povodí zůstává významnou výzvou. Zemědělské znečištění z bodových zdrojů je kontrolováno zaváděním osvědčených postupů hospodaření, včetně ideálních metod aplikace hnoje, cíleného načasování aplikace hnoje, umístění břehových nárazníkových zón a rybníků pro zadržování živin atd. (Veith et al., 2004; Kibuye et al., 2021).

Rozsáhlý management tedy vyžaduje integrovaný systémový přístup zahrnující environmentální, technologické a společenské aspekty (Shortle et al., 2020). Je důležité si uvědomit, že v případě hospodaření s živinami z bodových i nebodových zdrojů může trvat i desítky let, než budou opatření na snížení vnějších vstupů úspěšná (Fastner et al., 2016).

7.8.8. Vnitřní (interní) kontrola živin

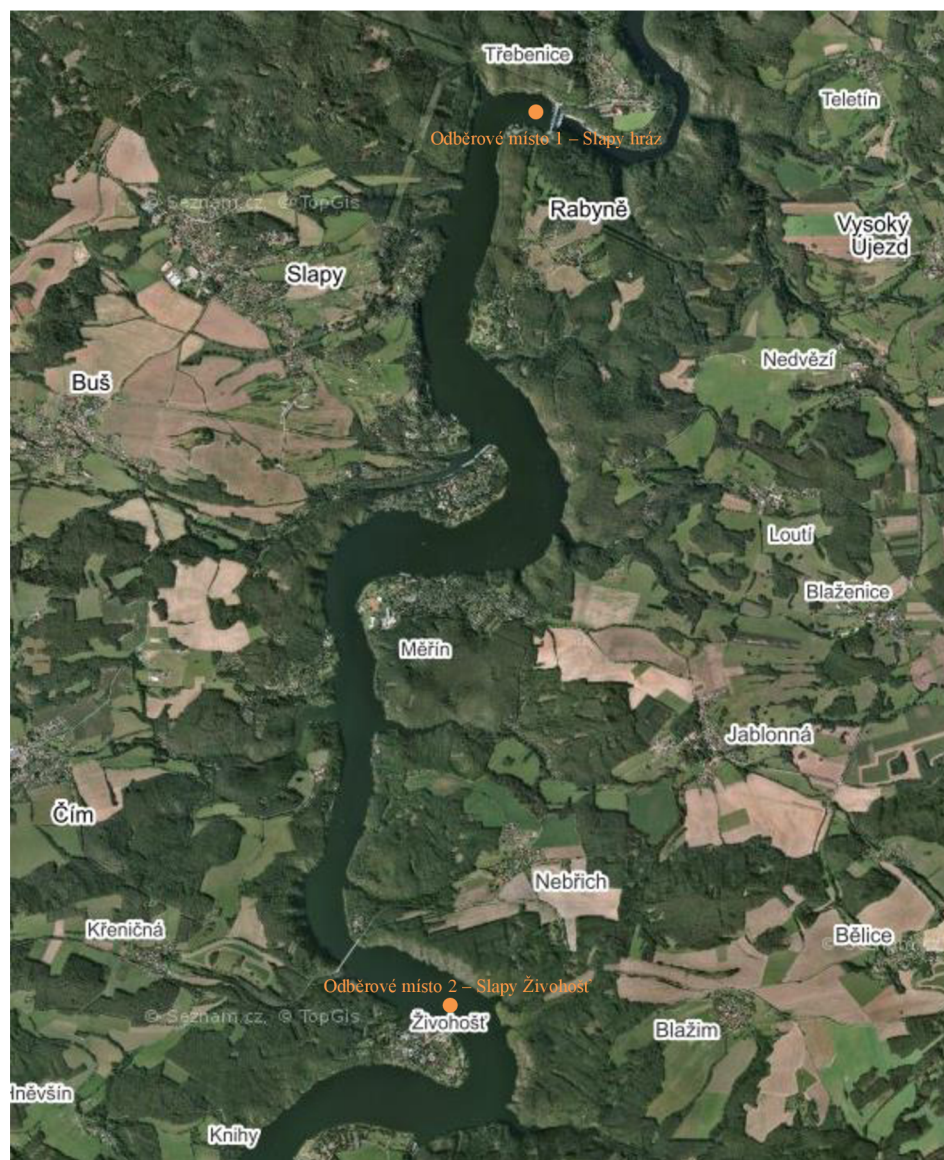
Sedimenty přirozeně fungují jako pohlcovače živin, dokud se jejich schopnost vázat fosfor nesníží v důsledku nasycení. Ve vodních systémech s dlouhodobým vnějším znečištěním živinami mohou sedimenty uvolňovat zděděný fosfor a udržovat vysoký obsah živin, i když je vnější přísun fosforu kontrolován (Søndergaard et al., 2003; Kibuye et al., 2021). V závislosti na druzích fosforu přítomných v zóně sedimentů, základních biogeochemických a kvalitativních podmínkách vody (např. pH, tvrdost vody, koncentrace iontů a organické hmoty) může docházet k vnitřnímu zatížení fosforu následujícími mechanismy: desorpce organického fosforu z povrchu minerálů, rozpouštění minerálů, hydrolýzou či mineralizací organické hmoty a redukčním rozpouštěním fosforu vázaného na železo během anoxických období. Části fosforu vázané na částice usazené ve vrstvě sedimentu mohou být také resuspendovány do vodního sloupce v důsledku narušení způsobených zvířaty, větrem nebo srážkami (Søndergaard et al., 2003; Barbosa et al., 2020).

8. Metodika

8.1. Odběr vzorků

Pro výzkum bylo vybráno vodní dílo Slapy. Byly určeny dvě základní lokality odběru vzorků v nádrži. Stanoviště č. 1 (Slapy-hráz) se nachází na jihu, v blízkosti přehrady na 91,62 říčním kilometru. Toto místo není tolik využíváno ke koupacím účelům, ale slouží spíše k rybaření ze břehů, proto může mít čistší vodu a menší problémy s výskytem sinic. Stanoviště č. 2 (Slapy-Živohošť), které se nachází na severním břehu Vltavy (100,3 říční kilometr), je naopak velmi využíváno ke koupacím účelům, k aktivitám vodních sportů a rybaření, což může vést naopak k vyššímu znečištění vody a většímu výskytu sinic.

Metodologie odběrů je standardizovaná, jelikož probíhá stejným způsobem již několik let. Odběry z lodi probíhaly v pravidelných měsíčních intervalech od března do října v letech 2017 - 2022.



Obrázek 6: Mapa nádrže s vyznačenými odběrovými místy (zdroj: mapy.cz)

Tabulka 2: Souřadnice odběrových míst stanovišť 1a 2

	Souřadnice
Stanoviště 1	49.8240633N, 14.4334328E
Stanoviště 2	49.7626717N, 14.4227897E

Vzorky byly odebírány 1x měsíčně přibližně ve stejnou hodinu od března do října, to tedy znamená 8 odběrů. Pro odběr v terénu byl do vody ponořen sběrač (obr. č. 7). Odběry byly vždy brány z 10, 20, 30, 40 a 50 metrů.



Obrázek 7: Sběrač typu Van Dorn (Vlastní fotografie, 2022)

Vodou ze sběrače (láhve) byly naplněny vzorkovnice (obr. č. 8), které byly vždy ihned popsány na povrchu názvem lokality a datem odběru. Po odběrech byly vzorkovnice transportovány v chladicím boxu do laboratoře.



Obrázek 8: Vzorkovnice na základní chemii 0,5 l (Vlastní fotografie, 2022)

Kromě odběru vzorků bylo na jednotlivých stanovištích také vždy prováděno měření chemicko-fyzikálních parametrů pomocí multiparametrické sondy (obr. č. 9), která měřila především teplotu vody ve °C, pH a konduktivitu v mS/m.



Obrázek 9: Multiparametrická sonda (Vlastní fotografie, 2022)

Průhlednost vody byla měřena v metrech pomocí Secchiho desky (obr. č. 10).



Obrázek 10: Secchiho deska (Vlastní fotografie, 2022)

Výskyt sinic byl hodnocen pouhým okem dle stupnice (tab. č. 3) v rozmezí hodnot 0-3, kdy hodnota 3 označuje největší masový výskyt sinic a hodnota 0 stav, při kterém sinice nejsou pozorovatelné pouhým okem.

Tabulka 3: Stupnice k hodnocení výskytu vodních květů sinic z vyhlášky č. 238/2011 Sb. a ČSN 75 7717

Stupeň	Výskyt	Popis
0	Žádný	Sinice nejsou pouhým okem pozorovatelné.
1	Pozorovatelný	Ve vodě jsou zjistitelné ojedinělé zelené vločky, kolonie nebo jednotlivá vlákna.
2	Hojný	Při břehu se vyskytují slabší přihladinové shluky sinic nebo je ve vodním sloupci rozptýleno větší množství kolonií nebo jednotlivých vláken sinic.
3	Masový	Výskyt silných přihladinových květů velkého rozsahu. Na břehu může být naplaveno větší množství zeleného kašovitého materiálu.

8.2. Zpracování vzorků

Vzorky byly po terénním odběru zpracovány v laboratoři Botanického ústavu v Třeboni, některé vzorky nebyly zpracovány ihned po odběrech, proto musely být fixovány Lugolovým roztokem (obr. č. 11).



Obrázek 11: Lugolův roztok (Vlastní fotografie, 2022)

Nejdříve bylo pomocí laboratorního mikroskopu Olympus BX51/BX 52 (obr. č. 12) určeno složení vzorku z hlediska zastoupení jedinců, kdy bylo pipetou nabráno množství vzorku a poté byla nanesena kapka tohoto vzorku na podložní sklíčko, která byla následně přikryta krycím sklíčkem.



Obrázek 12: Laboratorní mikroskop Olympus BX 51/BX 52 (Vlastní fotografie, 2022)

K hodnocení a zařazení vzorků fytoplanktonu byly použity determinační klíče, determinační literatura a studijní materiály (František Hindák, 2002; Konrad Wolowski & František Hindák, 2005; Jan Kaštovský, Tomáš Hauer a kolektiv, 2018). Počty buněk fytoplanktonu byly stanoveny pomocí Bürkerovy počítací komůrky, kdy výsledky vyjadřovaly počet buněk v 1 ml vzorku. Díky malé hustotě u některých odebraných vzorků, bylo nutné vybrané vzorky zahustit pomocí centrifugy. Pro tento účel byla použita centrifuga Jouan GR4 i (obr. č. 13) s nastavením 900 otáček za sekundu po dobu 15 minut.



Obrázek 13: Centrifuga Jouan GR4 i (Vlastní fotografie, 2022)

8.3. Vyhodnocení vzorků

Z laboratoře získaná data o odběrech vzorků (konduktivita, pH, teplota, průhlednost, chlorofyl-*a*) od dubna do října (rok 2022) byla zpracována v programu Microsoft Excel v podobě tabulek, grafů a statistických grafů v programu Statistica. Data z let 2017-2021 byla po odběrech rovněž zpracována v programu Microsoft Excel v podobě tabulek a grafů.

Veškerá měřená data jsou dostupná u autora práce.

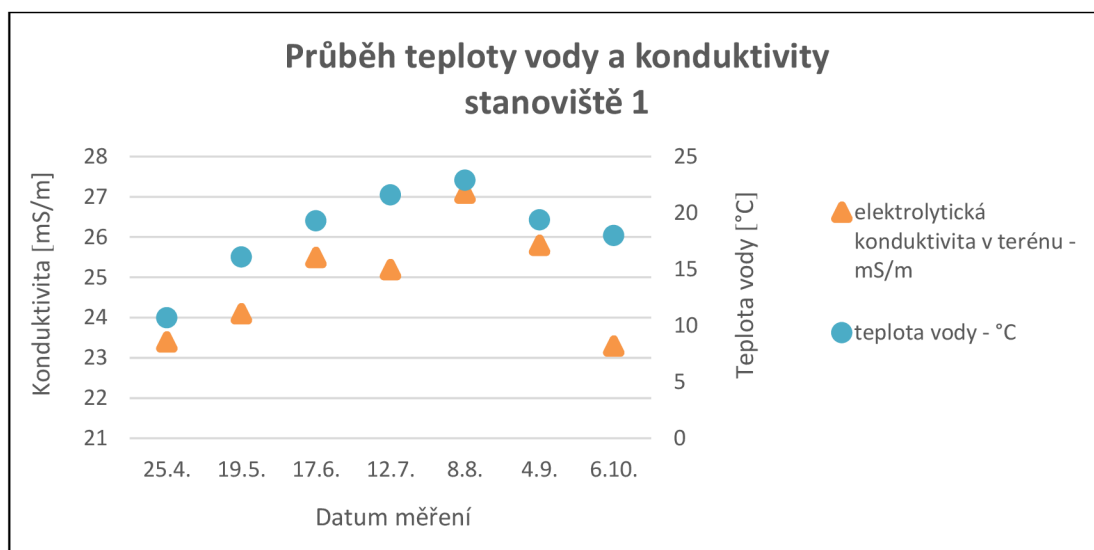
9. Výsledky

9.1. Teplota vody a konduktivita

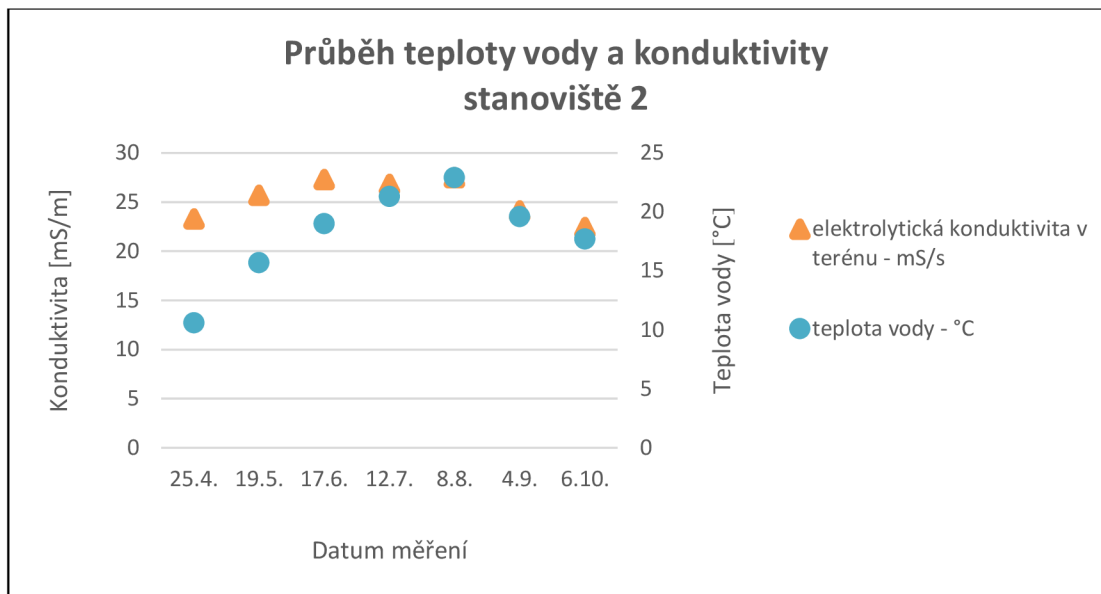
Obrázek č. 14 a 15 popisuje průběh teplot vody a konduktivity, přičemž minimální teplota vody 10,6 °C byla naměřena na stanovišti 2 dne 25. 4. 2022 a naopak v létě, dne 8. 8. 2022 dosáhla teplota vody svého maxima na stanovišti 1, kdy byla naměřena hodnota 22,9 °C (viz obr. č. 14). Stanoviště se lišila pouze o 0,1°C.

Průměrně nižší teploty vody byly naměřeny na stanovišti 2. Přičemž rozdíl těchto stanovišť se lišil jen o několik desetin.

Konduktivita se během měření pohybovala v rozmezí 22,4 – 27,5 mS/m v rozsahu celé nádrže (viz obr. č. 14 - 15). Na stanovištích byla po celou dobu skoro totožná. Minima bylo dosaženo 6. 10. 2022 na druhém stanovišti hodnotou 22,4 mS/m a naopak maxima bylo dosaženo 8. 8. 2022 na stanovišti 2 hodnotou 27,5 mS/m (viz obr. č. 14).



Obrázek 14: Průběh teploty vody a konduktivity na stanovišti 1 od 25. 4. 2022 do 6. 10. 2022



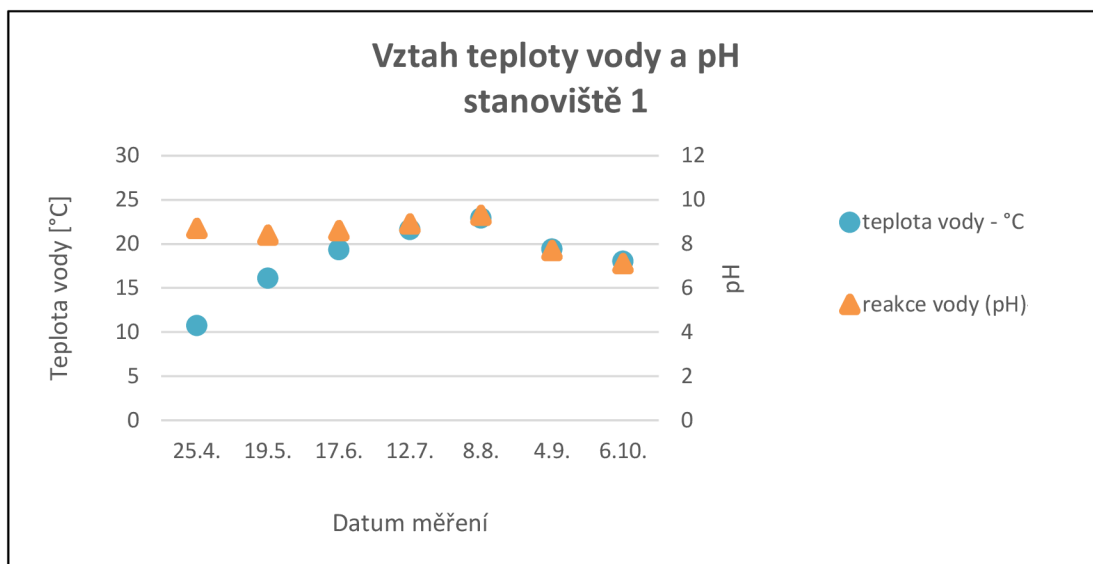
Obrázek 15: Průběh teploty vody a konduktivity na stanovišti 2 od 25. 4. 2022 do 6. 10. 2022

Na stanovišti 1 se konduktivita po dobu měření pohybovala v rozmezí 23,3 - 27,1 mS/m. Minimální konduktivity bylo dosaženo poslední den měření, tedy 6. 10. 2022, kdy teplota vody dosahovala 18 °C. Maximální hodnota konduktivity byla naměřena v srpnu, tedy 8. 8. 2022. Tento den byla naměřena v době odběrů teplota vody 22,9 °C. Na stanovišti 1 se teplota vody pohybovala v rozmezí 10,7 - 22,9 °C. Nejnižší teplota byla naměřena dne 25. 4. 2022 a nejvyšší 8. 8. 2022 (viz obr. č. 14).

Na stanovišti 2 se konduktivita po dobu měření pohybovala v rozmezí 22,4 - 27,5 mS/m. Minimální hodnota byla naměřena poslední den měření, tedy 6. 10. 2022, kdy byla teplota vody 17,7 °C. Maximální hodnoty konduktivity bylo dosaženo dne 8. 8. 2022, kdy byla naměřena teplota 22,9 °C. Teplota vody se na druhém stanovišti po celou dobu měření pohybovala v rozmezí 10,6 - 22,9 °C. Nejnižší teplota byla naměřena první den odběrů, tedy 25. 4. 2022. Nejvyšší teplota byla 8. 8. 2022 (viz obr. č. 15).

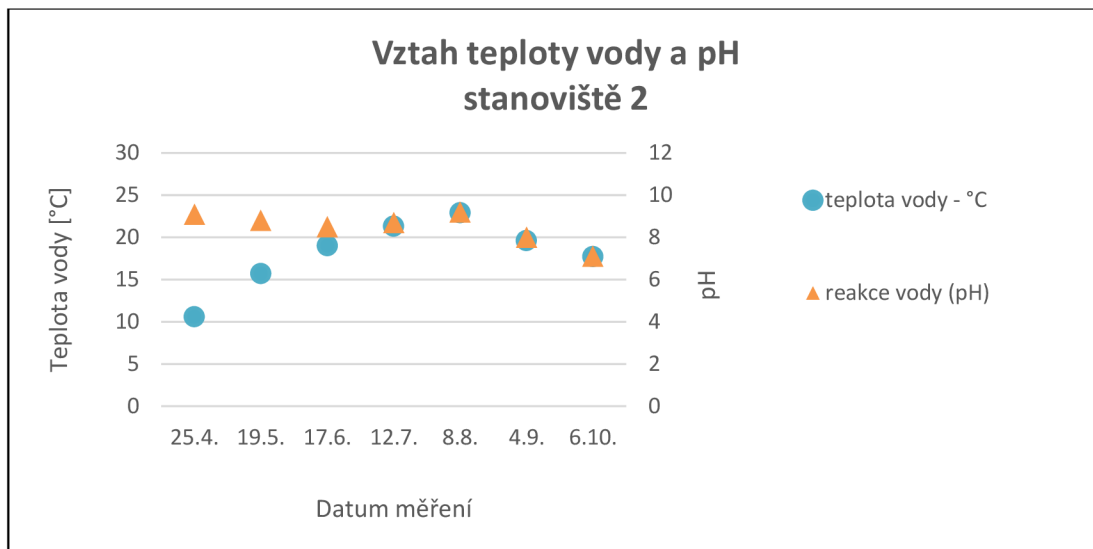
9.2. Teplota vody a pH

Obrázek č. 16 a 17 popisuje průběh teplot vod a pH, přičemž se v průběhu sezóny pH vody pohybovalo v rozmezí 7,1 - 9,3. Průměrně nejvyšší hodnoty byly naměřeny na stanovišti 1. Nejnižší hodnoty byly naměřeny na obou stanovištích stejně.



Obrázek 16: Naměřené hodnoty teploty vody a pH na stanovišti 1 od 25. 4. 2022 do 6. 10. 2022

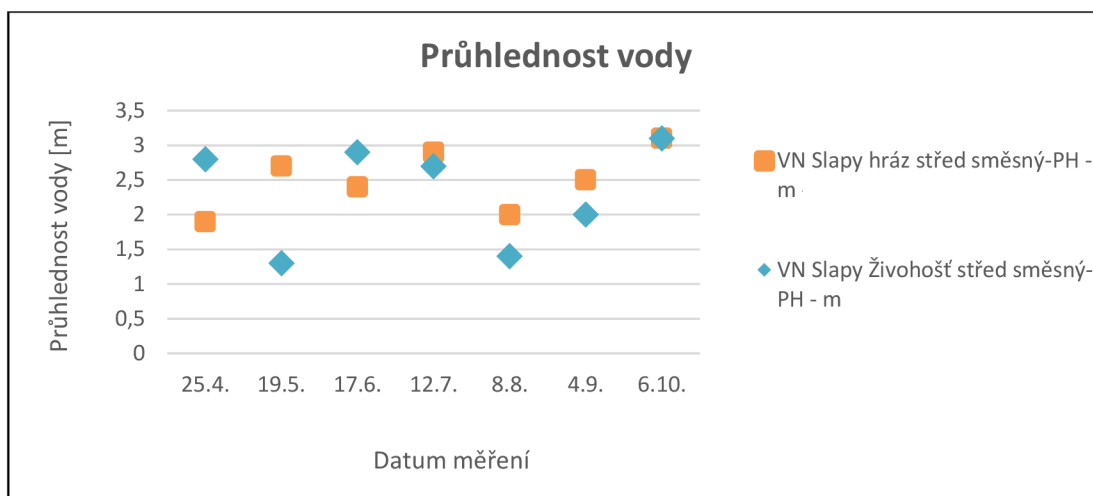
Na stanovišti 1 se hodnoty pH pohybovaly během celého výzkumu v rozmezí od 7,1 do 9,3. Nejnižší hodnota na tomto stanovišti byla naměřena poslední den odběrů, tedy 6. 10. 2022. Ten den byla naměřena teplota vody 18 °C. Naopak nejvyšší hodnoty bylo dosaženo dne 8. 8. 2022, kdy byla nejvyšší teplota vody 22,9 °C (viz obr. č. 16).



Obrázek 17: Naměřené hodnoty teploty vody a pH na stanovišti 2 od 25. 4. 2022 do 6. 10. 2022

Na stanovišti 2 se hodnoty pH pohybovaly v rozmezí 7,1- 9,2 Nejnížší hodnoty bylo dosaženo dne 6. 10. 2022, kdy byla teplota vody 17,7 °C. Nejvyšší pH bylo naměřeno 8. 8. 2022. Ten den byla teplota vody během odběrů 22,9 °C (viz obr. č. 17).

9.3. Průhlednost vody



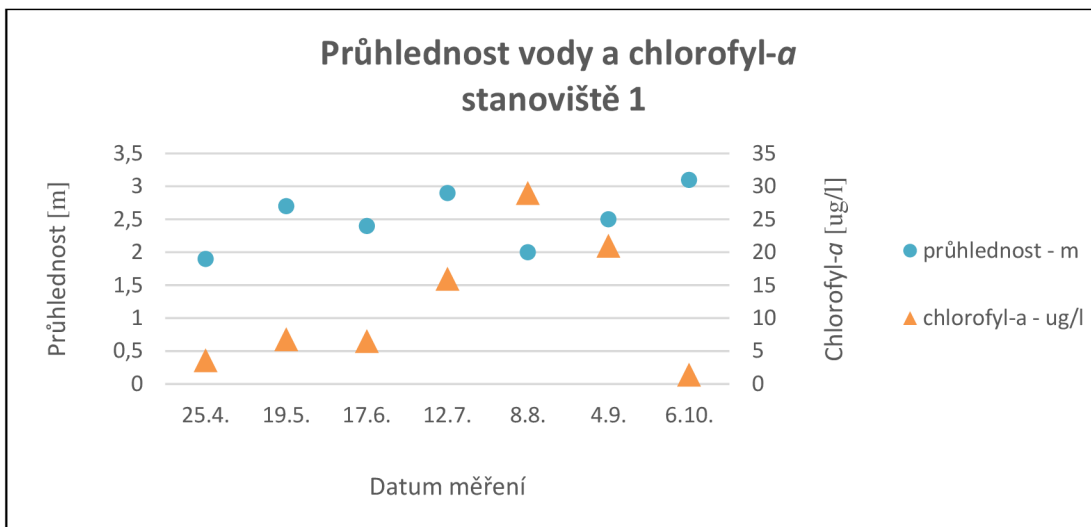
Obrázek 18: Průhlednost vody na stanovištích 1 a 2 od 25. 4. 2022 do 6. 10. 2022

Obrázek č. 18 zobrazuje průhlednost vody naměřenou pomocí Secchiho desky, která se pohybovala v rozmezí 1,3 – 3,1 m (viz obr. č. 18). Nejvyšší průhlednosti bylo dosaženo 19. 5. 2015 na stanovišti 2. Naopak průměrně nejnižší průhlednost byla naměřena na obou stanovištích.

Při pozorování pouhým okem se sinice, podle stupnice zastoupení vodního květu ve sledovaném období, rozšířily na stupeň 0 až 1. Výrazný, okem pozorovatelný vodní květ se v roce 2022 dlouhodobě a masově neprojevil.

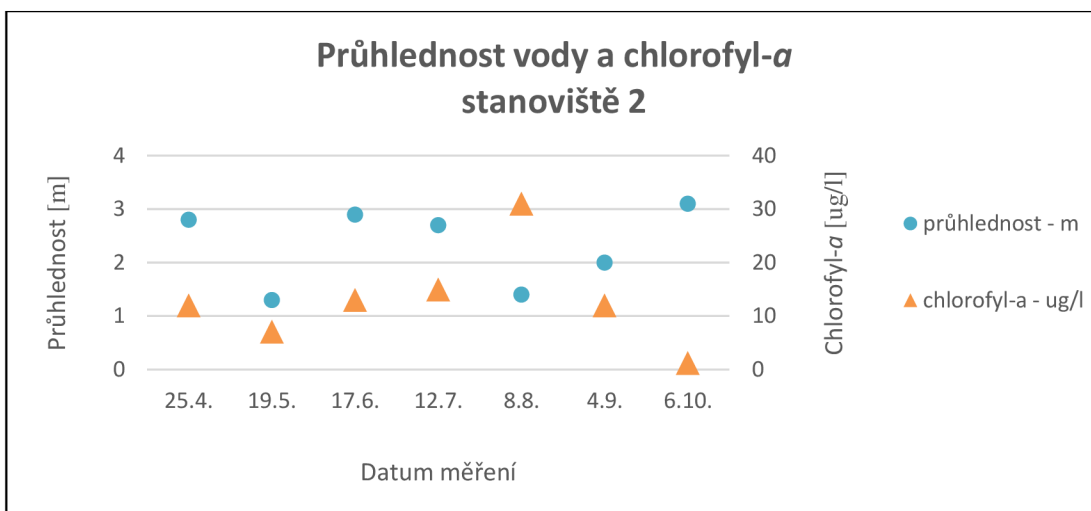
9.4. Průhlednost vody a chlorofyl-*a*

Na obrázku č. 19 a 20 jsou zachyceny hodnoty průhlednosti, které byly ve shodě s průběhem koncentrace chlorofylu-*a* jako míry biomasy fytoplanktonu. Je zřejmé, že průhlednost dosáhla nejnižších hodnot v dubnu a v srpnu. V průběhu sledované sezóny, kdy koncentrace chlorofylu-*a* v průměru nepřesáhla $15 \mu\text{g.l}^{-1}$, byly hodnoty průhlednosti naměřené Secchiho deskou okolo 3metrů. Největší průhlednost byla naměřena v období října, kdy hodnota dosáhla 3,1 m. Poměrně prudký pokles průhlednosti pozorujeme vždy v srpnu, který byl pravděpodobně způsoben anorganickým zbarvením vody.



Obrázek 19: Sezónní průběh koncentrace chlorofylu-*a* a průhlednosti vody na stanovišti 1 od 25. 4. 2022 do 6. 10. 2022

Na stanovišti 2 (obr. č. 20) pozorujeme, že průhlednost dosáhla nejnižších hodnot v květnu. Hodnota se pohybovala kolem 1,3 metrů. Největší průhlednost byla naměřena v období října, kdy hodnota dosáhla 3,1 metrů. V tomto období bylo naměřeno 1,2 $\mu\text{g.l}^{-1}$ chlorofylu. Naopak nejvyšší hodnoty chlorofylu byly naměřeny v období letních měsíců, v tomto případě tedy v srpnu, kdy hodnota činila 31 $\mu\text{g.l}^{-1}$.

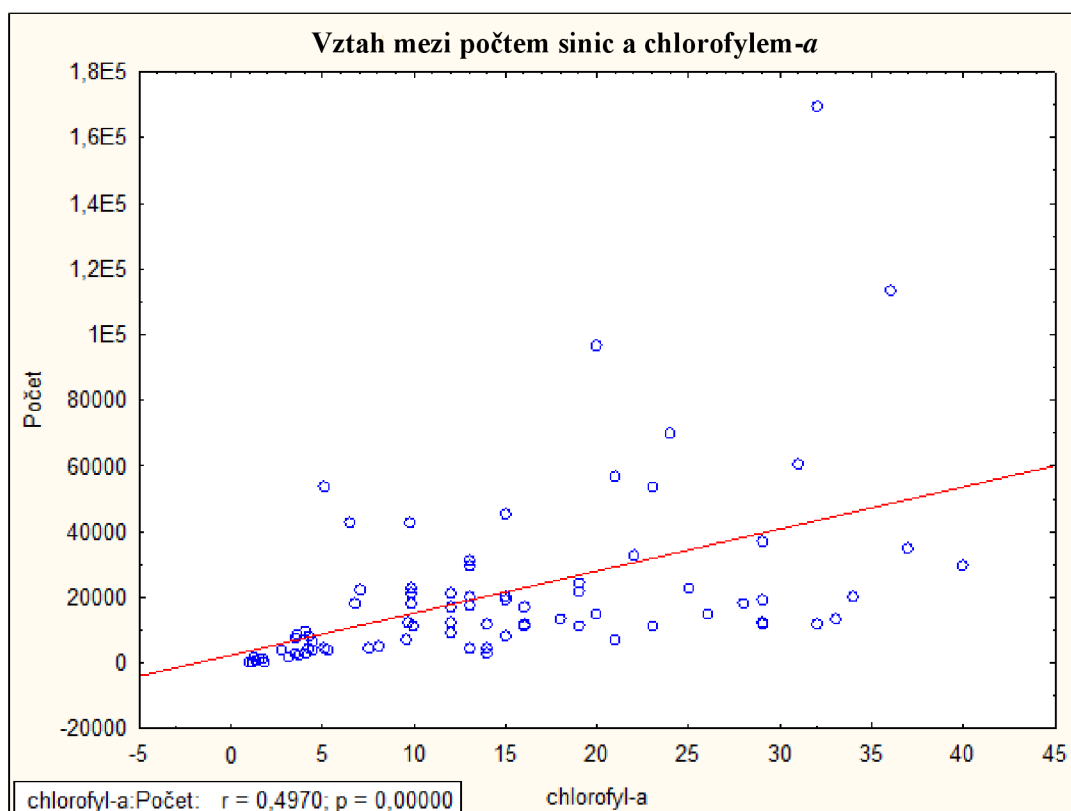


Obrázek 20: Sezónní průběh koncentrace chlorofylu-*a* a průhlednosti vody na stanovišti 2 od 25. 4. 2022 do 6. 10. 2022

9.5. Vztah mezi danou proměnnou a počtem sinic v letech 2017-2022

9.5.1. Vztah mezi chlorofylem-*a* a počtem sinic

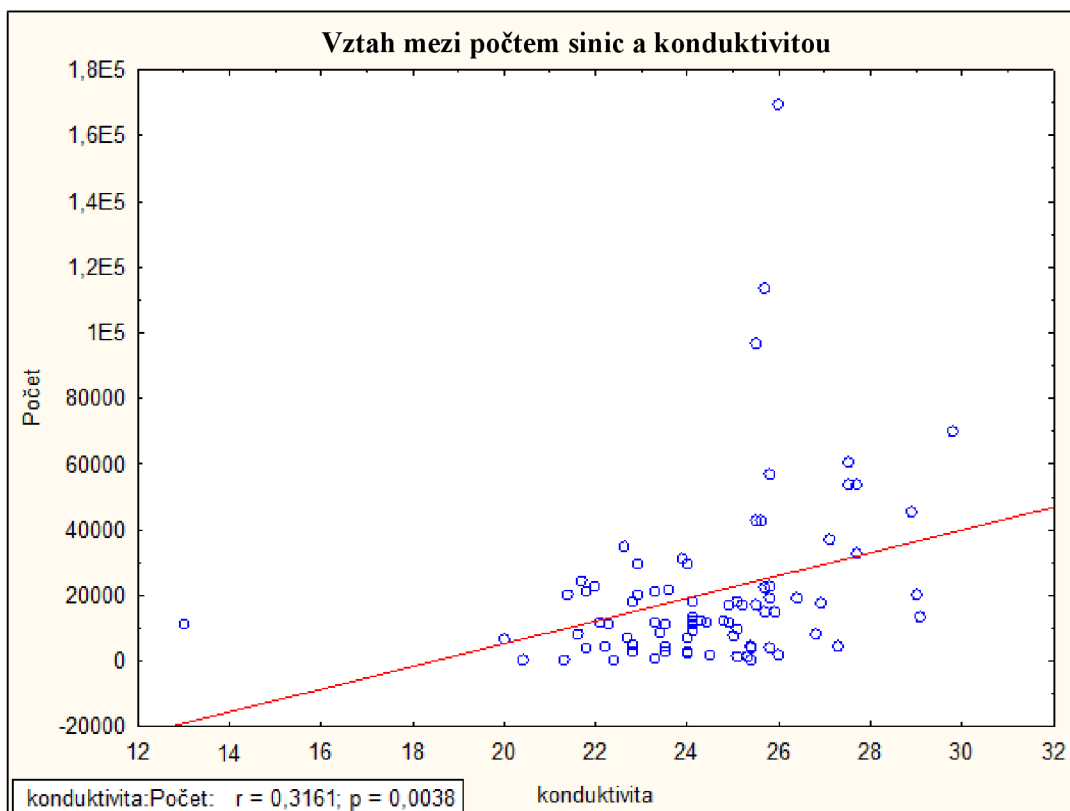
Obrázek č. 21 znázorňuje nejlepší korelaci, jelikož vidíme jasně pozitivní vztah mezi chlorofylem-*a* a počtem sinic, což nám potvrzuje korelační koeficient $r = 0,50$ a hodnota korelačního koeficientu, která je statisticky průkazná ($p < 0,0001$).



Obrázek 21: Vztah mezi počtem sinic a chlorofylem-*a*

9.5.2. Vztah mezi konduktivitou a počtem sinic

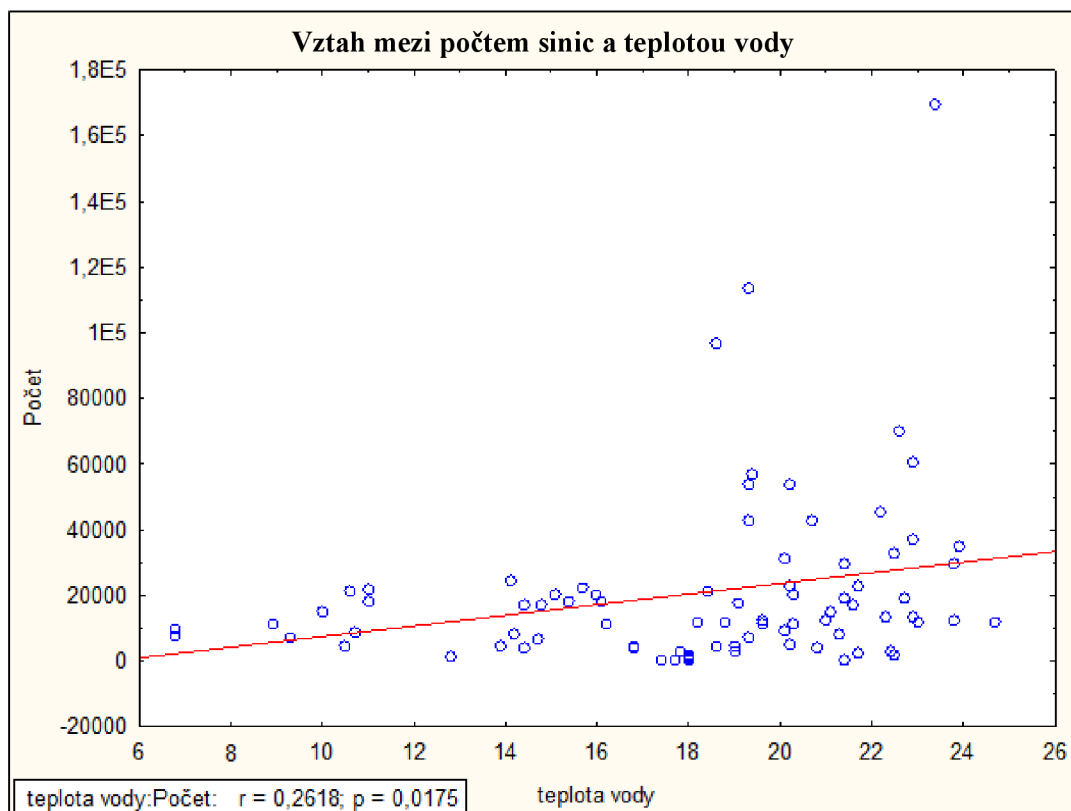
Obrázek č. 22 ukazuje vztah mezi konduktivitou a počtem sinic. Zde je mírná pozitivní korelace mezi konduktivitou a počtem sinic, to ukazuje korelační koeficient $r = 0,32$.



Obrázek 22: Vztah mezi počtem sinic a konduktivitou

9.5.3. Vztah mezi teplotou vody a počtem sinic

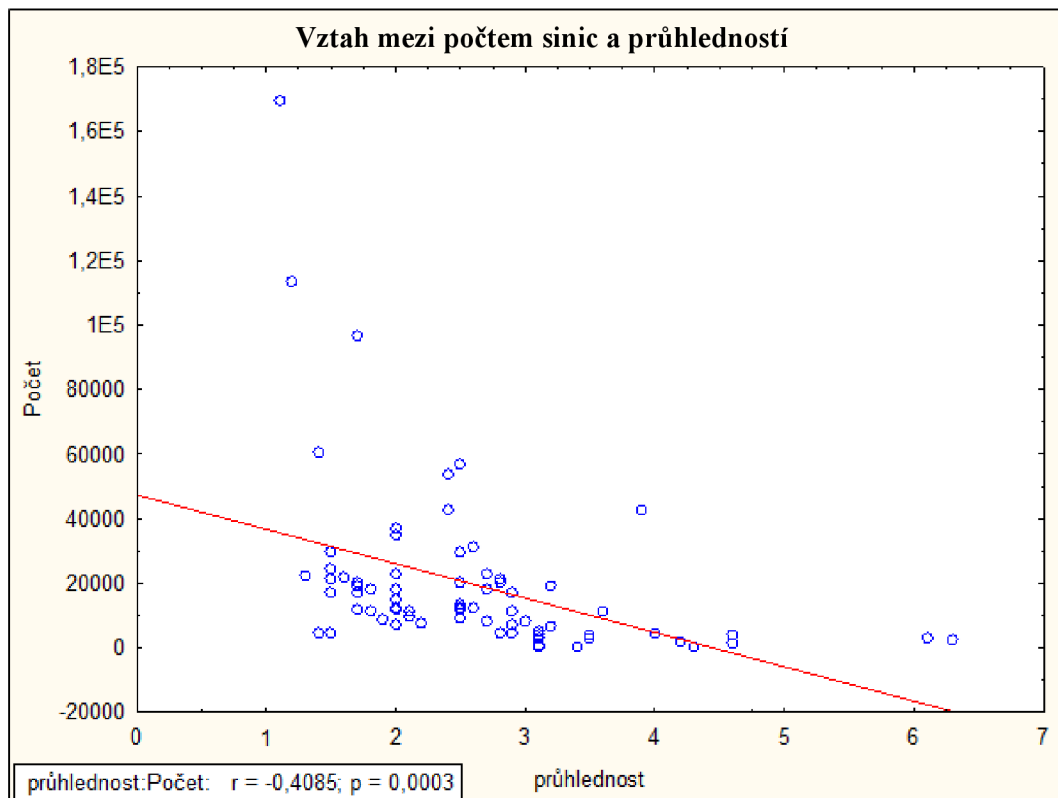
Obrázek č. 23 popisuje vztah mezi počtem a teplotou vody. Opět je tu pozitivní korelace. Zde je korelační koeficient trochu nižší ($r = 0,26$).



Obrázek 23: Vztah mezi počtem sinic a teplotou vody

9.5.4. Vztah mezi průhledností vody a počtem sinic

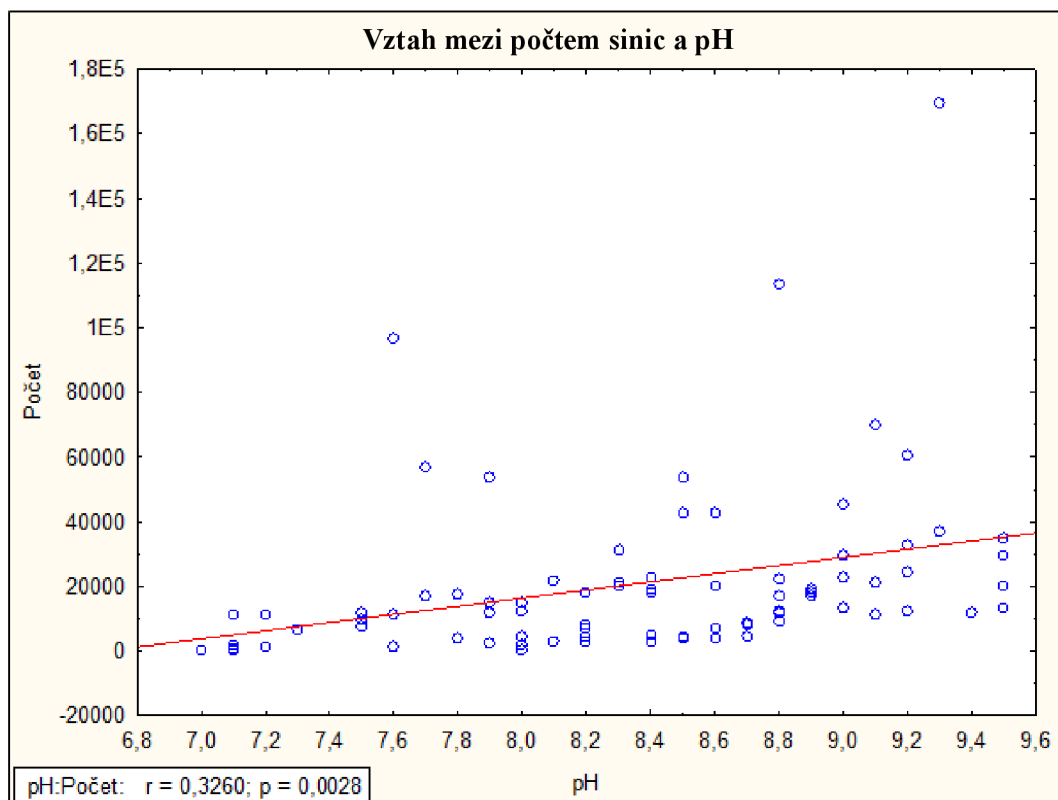
Obrázek č. 24 znázorňuje vztah mezi průhledností vody a počtem sinic, lze vidět negativní vztah, tedy zápornou korelaci. Korelační koeficient $r = -0,41$. Data potvrzují předpokládaný vztah, kde vody vykazující vyšší průhlednost obsahují, resp. se v nich vyskytuje, méně sinic.



Obrázek 24: Vztah mezi počtem sinic a průhledností

9.5.5. Vztah mezi pH a počtem sinic

Obrázek č. 25 ukazuje mírně pozitivní vztah mezi pH a počtem sinic. Korelační koeficient je $(r) = 0,33$ a $p = 0,0028$. Data ukazují na spojitost množství dusíku a fosforu ve vodě s nárůstem sinic.

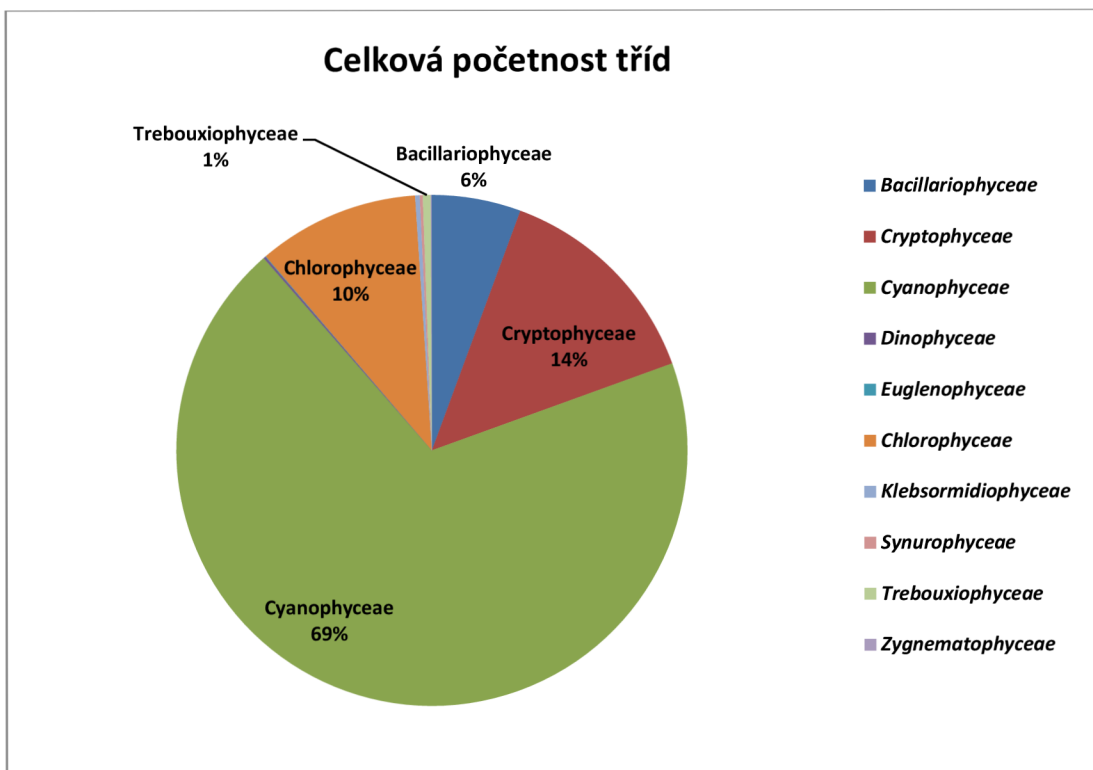


Obrázek 25: Vztah mezi počtem sinic a pH

9.6. Druhový soupis

Celkem bylo na sledované části Slapské nádrže nalezeno 10 tříd sinic a řas (tab. č. 4). Nejpočetněji je zastoupena třída *Cyanophyceae* (12 rodů a 22 taxonů), druhou nejvíce zastoupenou třídou je třída *Cryptophyceae* (3 rody a 6 taxonů), poté *Chlorophyceae* (15 rodů a 24 taxonů), třída *Bacillariophyceae* (5 rodů a 9 taxonů) a *Trebouxiophyceae* (8 rodů a 9 taxonů), dále méně zastoupené třída *Klebsormidiophyceae* (1 rod a 1 taxon), *Synurophyceae* (2 rody a 3 taxony), *Dinophyceae* (3 rody a 5 taxonů) a nakonec nejméně zastoupené třídy, tj. třída *Zygnematophyceae* (3 rody a 4 taxony) a třída *Euglenophyceae*, která je reprezentována 2 rody a 2 taxony.

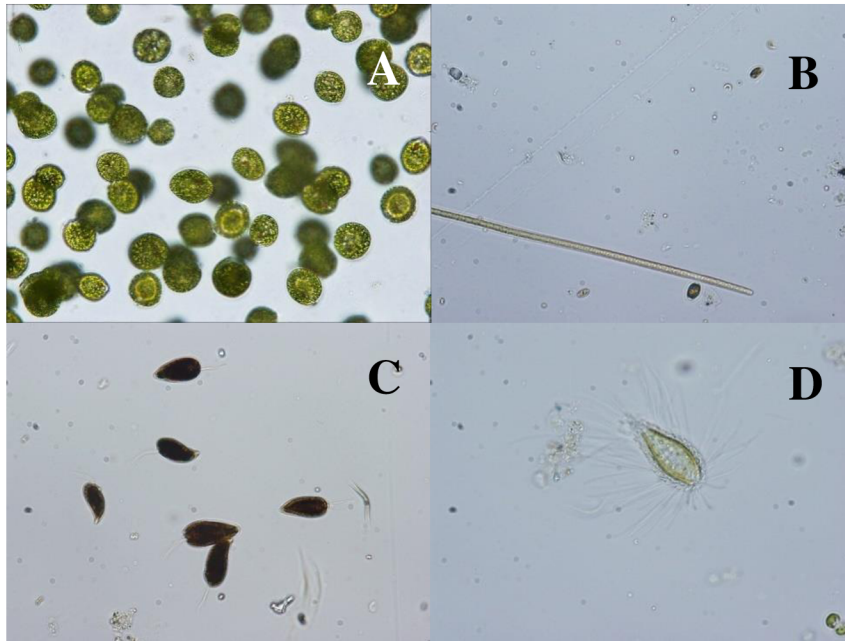
Podrobný soupis druhů nalezených na sledovaných lokalitách, v průběhu vegetační sezóny 2022, je uveden v příloze.



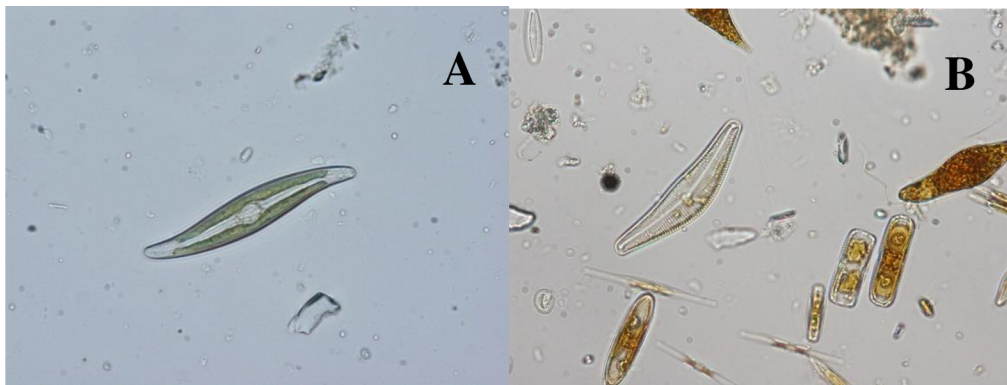
Obrázek 26: Celková početnost tříd v průběhu vegetační sezóny 2022



Obrázek 27: Celkový pohled na vlákna sinic Slapské nádrže (BÚ Třeboň)



Obrázek 28: A -*Euglenophyta*; B - *Dolichospermum*; C -*Cryptophyta*; D -*Chrysophyta-Mallomonas* (BÚ Třeboň)



Obrázek 29: A - Rozsivky (živý vzorek); B - Rozsivky (v Lugolovém roztoku), (BÚ Třeboň)



Obrázek 30: *Dinophyta* (BÚ Třeboň)

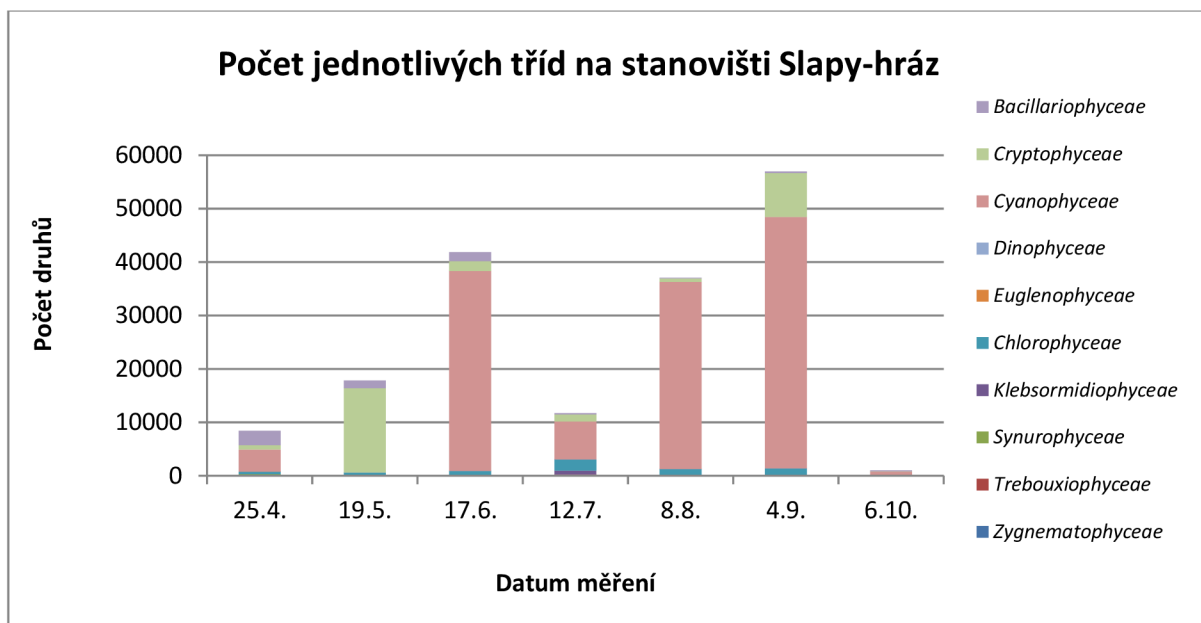
9.6. Sezonní dynamika

Na stanovišti č. 1 bylo nalezeno 10 druhů a 67 taxonů sinic a řas. Na 2. stanovišti bylo pozorováno 10 druhů a 60 taxonů. Nejpočetnější třídou byla skupina *Cyanophyceae* s 18 taxony na stanovišti č. 1 a s 15 taxony na stanovišti č. 2.

9.6.1. Stanoviště 1

Stanoviště č. 1 bylo zkoumáno v rozmezí dubna až října. V průběhu sezóny bylo na 1. stanovišti nalezeno 10 druhů sinic a řas (obr. č. 31). Nejvíce zastoupena byla třída *Cyanophyceae* (18 taxonů). V září bylo nalezeno nejvíce druhů třídy *Cyanophyceae* (6 druhů a 7 taxonů) a jejich stav po dobu sledování kolísal. Nejnižší stav byl v květnu, kdy sinice tohoto rodu nebyly vůbec zaznamenány.

Největší nárůst třídy *Cryptophyceae*, zejména díky rodu *Cryptomonas sp.*, pozorujeme v květnu a v září. Minima hodnoty dosáhly v srpnu a říjnu. Třetí nejpočetnější skupinou je třída *Bacillariophyceae* (5 rodů a 6 taxonů). Z grafu je patrné, že největší nárůst měla tato skupina v dubnu. Vyšší hodnoty pozorujeme i v květnu a červnu. V ostatních měsících se hodnoty pohybovaly přibližně na stejných nízkých hodnotách. Nejnižší hodnota se však objevuje v letním prázdninovém měsíci měření, tedy v srpnu.

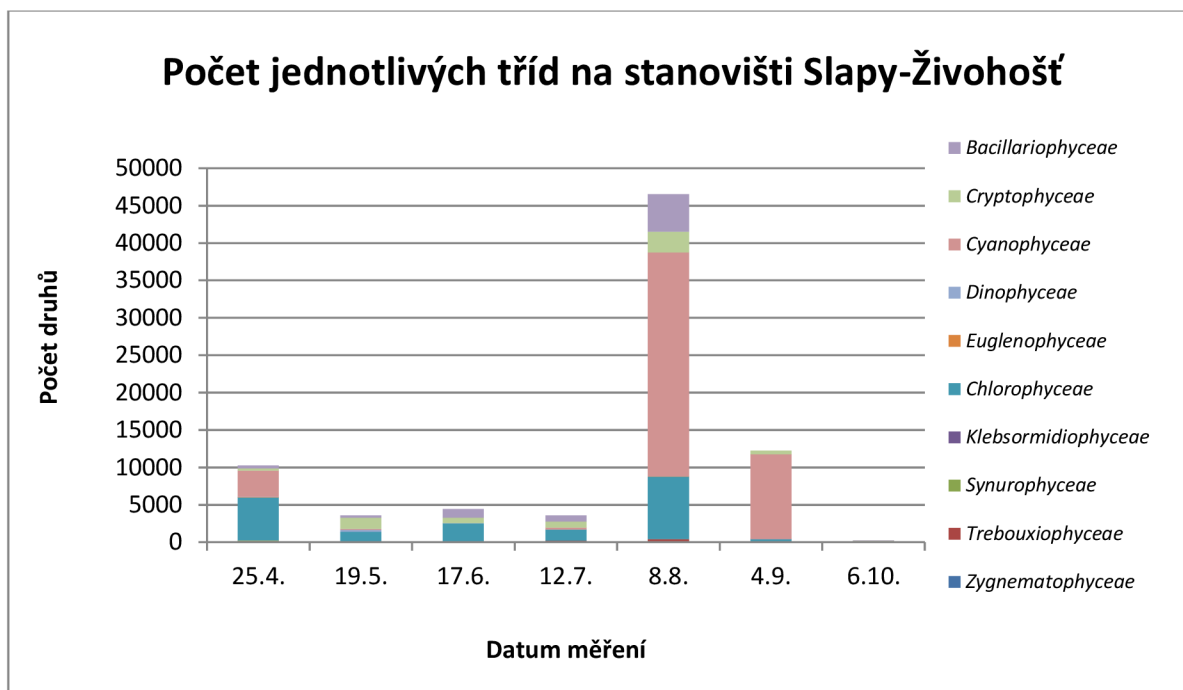


Obrázek 31: Počet tříd na 1. stanovišti v průběhu vegetační sezóny 2022

9.6.2. Stanoviště 2

V průběhu vegetační sezóny bylo na stanovišti č. 2 nalezeno 10 druhů sinic a řas. Nejrozšířenější byla opět třída *Cyanophyceae* (11 druhů a 15 taxonů), a dále třídy *Chlorophyceae* (13 druhů) a *Bacillariophyceae* (4 druhů), (obr. č. 32). U ostatních skupin se vyskytovaly maximálně 3 druhy.

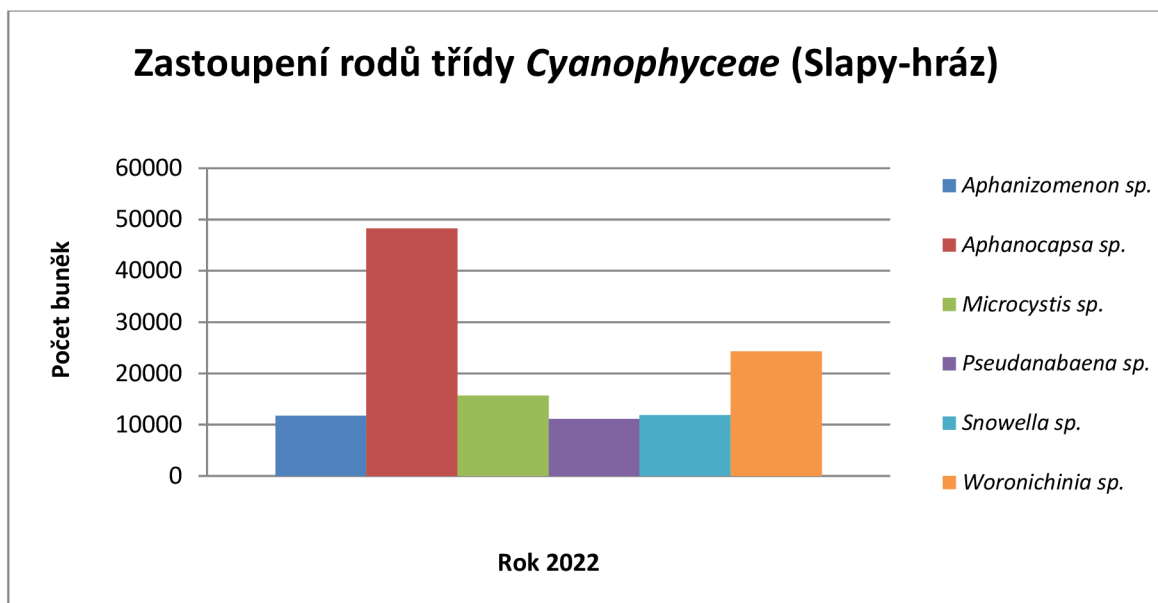
Skupina *Cyanophyceae* během vegetační sezóny kolísala. Nejvíce druhů bylo nalezeno v srpnu (4 druhy a 5 taxonů), nejméně potom v říjnu (1 druh). Tato skupina se vyskytovala během celé vegetační sezóny, kromě června, kdy nebyla nalezena žádná sinice této třídy (obr. č. 32).



Obrázek 32: Počet tříd na 2. stanovišti v průběhu vegetační sezóny 2022

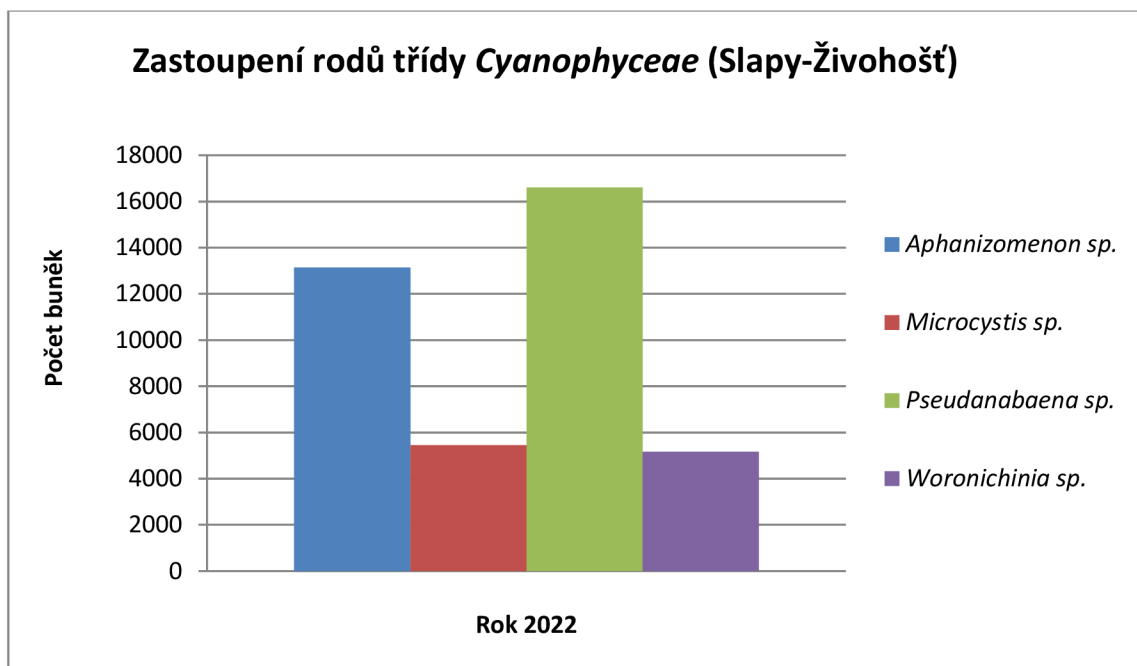
9.7. Zastoupení vybraných rodů třídy *Cyanophyceae*

Na obrázku č. 33 jsou zobrazeny rody třídy *Cyanophyceae*, které přesáhly hodnotu 10 000 buněk v 1 ml. Jelikož na stanovišti č. 2 byly naměřeny nižší hodnoty, jsou zobrazeny vybrané rody třídy *Cyanophyceae*, které přesáhly pouze hodnotu 5 000 buněk v 1 ml.



Obrázek 33: Zastoupení vybraných rodů třídy *Cyanophyceae* na lokalitě č. 1 v roce 2022

Na obrázku č. 34 můžeme pozorovat 6 vybraných rodů třídy *Cyanophyceae*. Vybrány byly rody, které přesáhly hodnotu 10 000 buněk v 1 ml. Nejpočetnějším rodem v roce 2022 byl rod *Aphanocapsa sp.* (přes 48 000 buněk). Následoval rod *Woronichinia sp.* (cca 24 000 buněk) a dále rod *Microcystis sp.* Nejnížší hodnoty byly naměřeny u rodů *Snowella sp.*, *Aphanizomenon sp.* a *Pseudanabaena sp.* (11 118,8 buněk), kdy jim byly naměřeny podobné hodnoty.



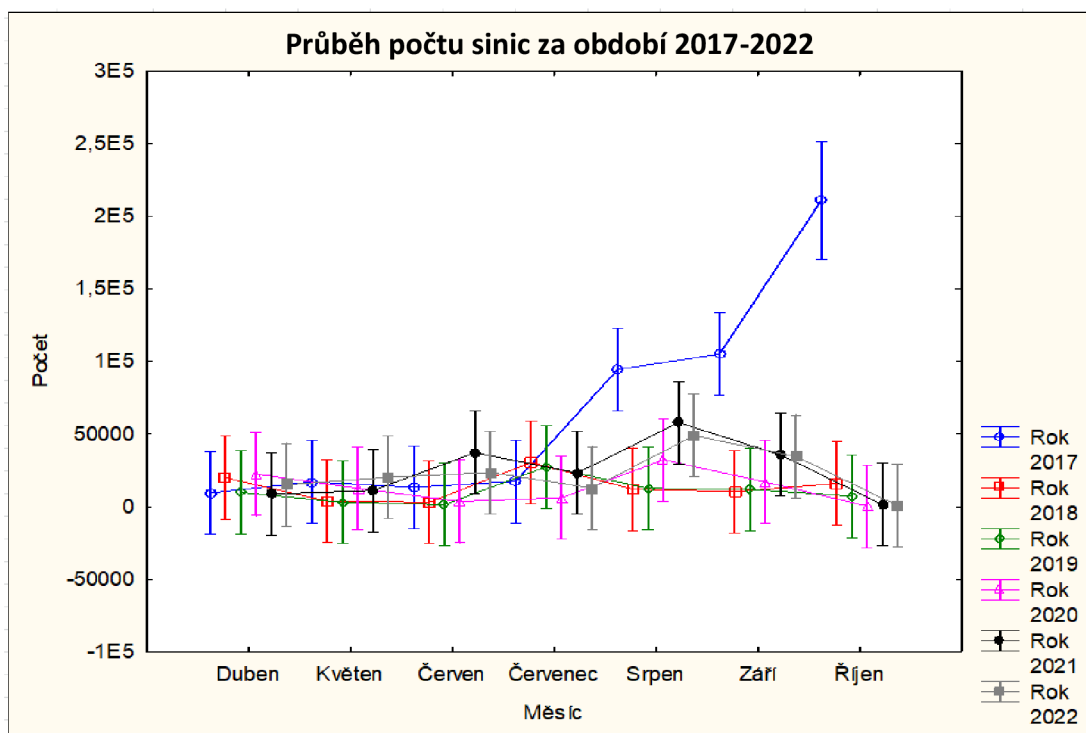
Obrázek 34: Zastoupení vybraných rodů třídy *Cyanophyceae* na lokalitě č. 2 v roce 2022

Obrázek č. 34 zobrazuje zastoupení čtyř vybraných rodů třídy *Cyanophyceae*. Nejpočetnějším rodem ve zkoumaném roce 2022 byl rod *Pseudanabaena sp.* (přes 16 500 buněk). Dalším nejpočetnějším rodem byl rod *Aphanizomenon sp.* (cca 13 100 buněk) a v přibližně stejně naměřených hodnotách rod *Microcystis sp.* a rod *Woronichinia sp.* Nejnižší naměřené hodnoty se objevili u rodu *Woronichinia sp.*, cca 5 150 buněk.

Rody *Snowella sp.* a *Aphanocapsa sp.* na tomto stanovišti nejsou zmíněny, jelikož jejich počet dosahoval nižších hodnot než 5 000 buněk v 1 ml.

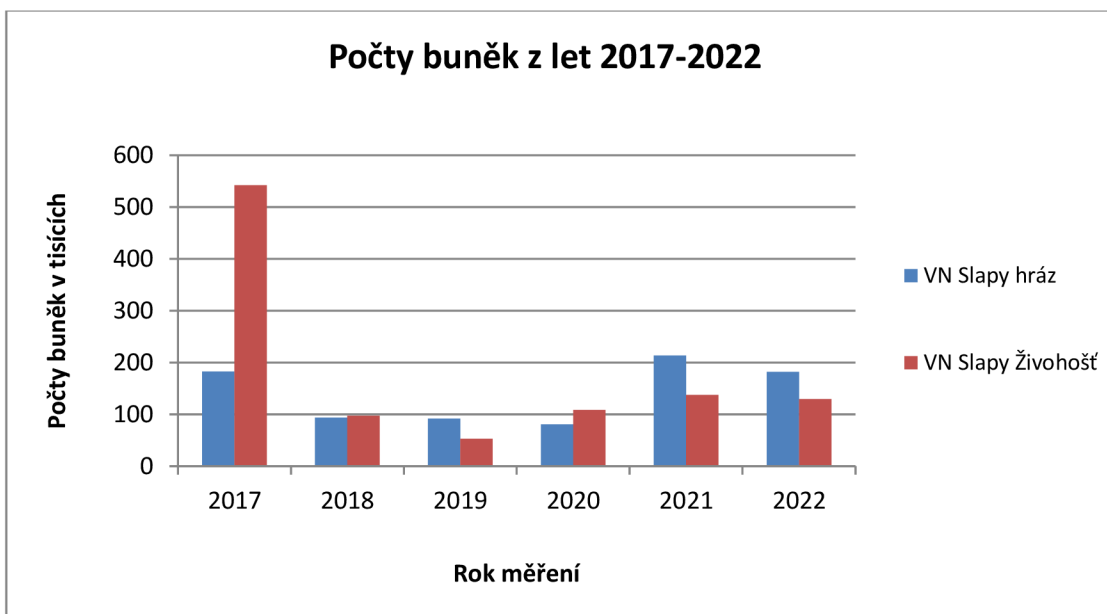
9.8. Počty buněk sinic v letech 2017 – 2022

Obrázek č. 35 ukazuje průběh změny počtu sinic od dubna do října pro jednotlivé roky. Na obrázku lze vidět vysoký nárůst počtu sinic koncem léta a začátkem podzimu v roce 2017, který se nikdy jindy neobjevil. Ten rozdíl vlivu změny počtu sinic během roku pro jednotlivé roky je statisticky významný, což dokazuje dosažená hladina významnosti $p = 0,00004$.



Obrázek 35: Průběh změny počtu sinic od dubna do října pro jednotlivé roky

Maximálního počtu buněk v 1 ml vzorku bylo dosaženo v roce 2017 na stanovišti 2. V tomto vzorku počet překročil 542 tisíc buněk. Tento rok byl výrazně odlišný od ostatních let. Vysoké teploty a nedostatek srážek zapříčinil větší výskyt sinic. Počty buněk byly kolísavé. Nejnižší počty buněk byly zaznamenány na stanovišti č. 1 v roce 2020, na druhém stanovišti to bylo v roce 2019. Právě zkoumaný rok 2022 je ve výsledcích nepatrně rozdílný podobně jako rok 2021 (viz obr. č. 36).



Obrázek 36: Počty buněk zaznamenané na Slapské nádrži v průběhu vegetačních sezón v letech 2017-2022

10. Diskuze

Při posuzování vlivu sinic na přírodní ekosystémy a okolní organismy lze na tuto problematiku nahlížet z různých úhlů. Na jedné straně sinice přispívají světovému ekosystému tím, že provádějí fotosyntézu. Další neopominutelnou výhodou je, že sinice, stejně tak i řasy, lze využít k výrobě biopaliv, a mohly by tak být jedním ze způsobů výroby energie v budoucnosti (Kalina et Váňa, 2005). Na druhé straně je rozšíření sinic spojeno i s řadou negativních dopadů, od banálních až po velmi závažné. Jedním z nich jsou cyanotoxiny, které mohou způsobit vážné problémy, včetně mírných otrav, které se projeví kožní alergií, žaludečními a střevními potížemi, poruchou funkce jater a v krajním případě i rakovinové bujení (Chorus et Bartram, 1999).

S šířením sinic je spojen pojem eutrofizace. Ta je důsledkem celé řady lidských činností, ať jde o domácnost (mytí v myčkách, praní prádla), průmysl nebo zemědělství (splachy ze zemědělsky využívané půdy či hnojení půd), (Maršálová et Maršálek, 2010). Rosen et Ospina, 2018 uvádějí, že situace v tomto ohledu nevykazuje zlepšení, protože světová populace stále roste a mnohem více lidí má přístup k pracím a mycím prostředkům nebo přístrojům. Velice závažným problémem ve sladkovodních vodách je rozšíření sinic, jelikož se snižuje kvalita vody, a proto se tato znečištěná voda nemůže dále využívat jako pitná (Babica et al., 2006; Maršálek, 2010). Z tohoto důvodu klesá kapacita zásob pitné vody, která je celosvětově cenným zdrojem, ale zejména v zemích afrického kontinentu.

Za celé sledované období let 2017 - 2022, v koupací sezóně, byla ve Slapské nádrži stanovena nejčastěji vláknitá sinice třídy *Cyanophyceae*. Její nejpočetnější nárůst se objevil v roce 2017, kdy její počet buněk dosahoval na Slapské Živohošti přes 540 000 buněk v 1 ml vzorku a na Slapské hrázi přes 136 000 buněk v 1 ml vzorku. V tomto významném roce byly také zaznamenány nadprůměrné teploty. Celkově toto období bylo charakterizováno jako teplé a suché. Z dat ČHMÚ vyplývá, že byl rok 2017 o 0,7°C teplejší než je normál z let 1981 - 2010, ovšem duben a září byly na hranici teplotně podnormálních měsíců (odchylka -1°C), ostatní měsíce sledovaného období byly teplejší. Průměrná roční teplota v roce 2018 byla dokonce 9,4°C (ČHMÚ, 2024).

Srážkově byl rok 2017 normální, průměrný roční úhrn srážek na území Prahy a Středočeského kraje 615 mm představuje 105 % normálu 1981-2010. Průměrný měsíční úhrn srážek pro většinu měsíců roku 2017 hodnotíme jako normální. Byly však zaznamenány dva srážkově silně nadnormální měsíce, a to duben (212 % normálu) a říjen (224 % normálu). Srážkově podnormální byl pouze měsíc květen, kdy měsíční úhrn srážek činil 57 % normálu. V ostatních letech se počty buněk pohybovaly v podobných hodnotách v rozmezí 38 000 až 48 000 buněk v 1 ml vzorku.

Rok 2022 na území Prahy a Středočeského kraje je hodnocen jako teplotně nadnormální, průměrná roční teplota vzduchu (10 °C) byla o 1,0 °C vyšší než normál 1991 - 2020. Rok 2022 byl 5. nejteplejším dle průměrné roční teploty vzduchu v období od roku 1961 (ČHMÚ, 2024). V roce 2022 se vyskytly dva teplotně silně nadnormální měsíce, a to červen s průměrnou teplotou vzduchu na území Prahy a Středočeského kraje 19,5 °C (odchylka od normálu 2,3 °C) a říjen s průměrnou teplotou 11,1 °C (odchylka od normálu 2,4 °C). Jako teplotně nadnormální byly hodnoceny měsíce květen a srpen (odchylka 1,3 a 1,1 °C). Právě v srpnu byl na stanovišti č. 2 (Slapy-Živohošť) naměřen nárůst sinic nejvíce zastoupené třídy *Cyanophyceae*, kde především dominovaly druhy *Pseudanabaena sp.* a *Aphanizomenon sp.* Tato skupina se vyskytovala během celé vegetační sezóny, kromě června, kdy nebyla nalezena žádná sinice této třídy (obr. č. 32). Český hydrometeorologický ústav (ČHMÚ) dále uvádí, že velmi chladný měsíc byl duben, s průměrnou teplotou 7,1 °C (odchylka -2,1 °C), a byl hodnocen jako teplotně silně podnormální. Ostatní měsíce byly hodnoceny jako teplotně normální. Srážkově byl rok 2022 na území Prahy a Středočeského kraje normální, průměrný roční úhrn srážek 618 mm představuje 106 % normálu 1991 - 2020. Srážkově nadnormální měsíc bylo i září s úhrnem 69 mm, což je 144 % normálu (ČHMÚ, 2024).

Sezónní dynamika fytoplanktonu Slapské nádrže byla studována již od roku 1958. Javornický (1966) byl první, kdo popsal změny početnosti jednotlivých druhů v celé nádrži ve vrstvě 0 - 3 metrů. Vzorky odebíral v třítydenních intervalech. V letech 1958 - 1960 pozoroval dvě roční maxima řas během vegetační sezóny. První maximum, které nastalo na jaře, tvořily především kryptomonády (Skrytěnky), které byly v létě nahrazeny sinicemi. Objevovaly se druhy *Aphanizomenon flos-aquae*,

Microcystis aeruginosa, *Anabaena* a především rod *Anabaena circinalis*. V místech nádrže, kde se v létě nevytvořil vodní květ, převládaly ve fytoplanktonu rody třídy *Chlorophyceae* a *Bacillariophyceae*. Mezi další nejčastěji stanovené rody sinic patří rody *Anabaena*, dále *Pseudanabaena*, *Aphanizomenon*. Ve sledovaných lokalitách byly dále stanoveny také rody *Microcystis* a *Woronichinia*. Z monitoringu Slapské nádrže bylo zjištěno, že nejpočetnější zastoupení, vláknitých sinic třídy *Cyanophyceae*, v průběhu letních měsíců byly především druhy *Aphanocapsa sp.*, *Pseudanabaena limnetica*, *Dolichospermum mendotae* a *Woronichinia naegeliana*. Z rozsáhlé studie Desortové (1980) z let 1958 - 1980 vyplývá, že se v nádrži vyskytuje celkem 200 druhů řas a sinic. Sezónní cyklus fytoplanktonu rozdělila na 3 až 4 období, která se téměř pravidelně opakovala každý rok. Jarní biomasu řas v březnu tvořily zástupci tříd *Cryptophyceae*, *Bacillariophyceae* a *Chrysoophyceae*. Významný vrchol jarního společenstva přišel koncem dubna a začátkem května, kdy byly dominantní kryptomonády z rodů *Cryptomonas* a *Rhodomonas* (nyní *Plagioselmis*).

Javornický (1966a) stanovil počet buněk skrytěnek u hladiny dne 20. května 1960 na 18 400 buněk ml⁻¹. Zjištěné hodnoty se všechny roky pohybovaly mezi 38 000 - 48000 buňkami ml⁻¹. Výjimkou byl rok 2017, kdy dosáhly svého absolutního maxima, a to v září na Slapské hrázi přes 37 000 buněk ml⁻¹ a v říjnu na Slapské Živohošti přes 498 000 buněk ml⁻¹. Skupinu *Chrysoophyceae* jsem ve svých vzorcích zaznamenala jen ojediněle. Ani Kozáková (2004) se ve své diplomové práci o této skupině řas nezmiňuje jako o dominantní.

Mezi lety 1975 a 1980 tento jarní vrchol dosáhl ročního maxima biomasy fytoplanktonu. V letech 2017 - 2022 jarní maximum dosáhlo svého vrcholu koncem dubna či začátkem května, stejně jako uvádí Desortová (1980). Období jarního vrcholu zůstává zřejmě dlouhé roky neměnné a jeho nástup lze v nádrži dobře předpovědět. Avšak výrazný rozdíl byl zaznamenán ve složení druhů, které tvoří tento vrchol. V letech 2017 - 2022 se na něm nejvíce podílely druhy ze skupiny *Bacillariophyceae*, zejména malé centrické nekoloniální druhy a zástupci penátních rodů *Fragilaria sp.* a *Aulacoseira sp.* Dále do jarního fytoplanktonu přispívaly svými buňkami nejvíce druhy z rodů *Rhodomonas sp.* a *Cryptomonas sp.* ze skupiny *Cryptophyceae*.

Podle výsledků sledování 65 nádrží a rybníků v České republice v letech 1993 - 1998 bylo zjištěno, že nejčastějším druhem sinic byl *Microcystis sp* (Znachor, 2003). Sdružení Flos & Centrum pro cyanobakterie a jejich toxiny provedlo monitorování 119 lokalit v roce 2004 a 2005 a zjistilo, že *Microcystis* zůstává dominantním rodem vodního květu sinic. Další běžně nalezené rody zahrnovaly *Anabeana*, *Aphanizomenon* a *Woronichinia*, tedy spektrum rodového zastoupení sinic, které převládá i v případě Slapské vodní nádrže. Například v Hostivařské nádrži identifikovali dominantní jako *Planktothrix* (Pumann, 1997), zatímco výsledky ze Slapské nádrže ukazují, že sinice rodu *Planktothrix* se vyskytují na obou stanovištích pouze v roce 2017. Zelinková ve svých studiích z let 2008 a 2009 také uvádí, že v letních měsících převládá sinice rodu *Planktothrix* (Zelinková, 2012).

U složení společenstva fytoplanktonu a relativního počtu jednotlivých druhů dochází k postupným změnám (Reynolds, 1984). Sezónní dynamiku řas a sinic ovlivňují fyzikálními a chemickými faktory vodního prostředí, ale i interakce mezi organismy (Anneville et al., 2002). Mezi tyto hlavní faktory, které určují nadvládu některých řas v planktonu a jejich rychlost růstu, řadíme světelné podmínky, teplotu, stratifikaci vodního sloupce či dostupnost živin (Richardson et al., 2000). Rychlost růstu řas a sinic je limitována minimální teplotou vody, a proto při změně ročního období je jedno společenstvo nahrazeno jiným. To pravděpodobně způsobuje rychlý nárůst rozsivek na jaře, kdy teplota vody dosahuje nižších hodnot než je 10 °C, což není vhodné pro růst řas a sinic, které jsou dominantní v letních měsících (Sommer, 1989).

Vliv vnějších faktorů (světlo, predace, promíchávání, pH atd.) mají na sinice a řasy výrazný vliv. Například disturbance v přírodě, jako jsou výrazné změny v predačním tlaku zooplanktonu a promíchávání vodního sloupce v důsledku bouřek a podzimního ochlazení, vedou ke zvýšení druhové rozmanitosti ve složení fytoplanktonu (Padisák, 1994). Jelikož dopad disturbancí závisí na jejich frekvenci a intenzitě, je průměrná hodnota společenstva schopna udržet vyšší druhovou rozmanitost. Odolnost fytoplanktonických společenstev negativně souvisí s intenzitou narušení, přičemž vyšší intenzita disturbancí vede k udržení vyšší diverzity po delší dobu než při nižší intenzitě narušení (Hambright et Zohary, 2000). Při lokalizaci vodního květu hraje také roli

počasí, podle Reynoldse se totiž pozitivně vzplývavé organismy často hromadí na závěsné straně břehu (Reynolds, 2006).

Mezi další ztrátové faktory patří ztráty způsobené sedimentací, predací herbivorních živočichů či dalšími příčinami, jako je parazitismus (Reynolds et al., 1983). Příkladem je *Zygorhizidium planktonicum*, která je známá jako parazitující houba na koloniích druhu *Asterionella formosa* (Ibelings et al., 2004). Nalezené rozsivky ve vzorcích ze Slapské nádrže dosahovaly výrazných počtů.

Planktonní řasy se potřebují udržet ve vodním sloupci, splnit požadavky na světlo pro fotosyntézu a získat živiny nezbytné pro správné fungování buněčného metabolismu. Za eufotickou vrstvu (zeu) považujeme hloubku, do které pronikne 1 % ze záření dopadajícího na vodní hladinu. Ve Slapské nádrži v roce 2022 se na základě průhlednosti naměřené Secchiho deskou považovaly za eufotickou vrstvu horní tři metry vodního sloupce. Právě v této vrstvě dominuje produkce autotrofních organismů nad respirací, mnoho druhů řas ale roste i při mnohonásobně nižších hodnotách záření (Smetacek et Passov, 1990). Biomasa fytoplanktonu v nádrži vlivem limitace světla od začátku podzimního míchání postupně klesala až na hodnoty pod $1\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$.

Údaje o druhovém složení a jejich početnosti z let 1964 - 1967 byly spolu s fyzikálními a chemickými podmínkami nádrže podrobeny několika vícerozměrným statistickým metodám (Lepš et al., 1990). Stejně tak z průzkumu z let 2017 - 2022 ze zjištěných výsledků vyplývá, že vybrané fyzikální a chemické faktory měly mírně statisticky významný vliv na druhové složení fytoplanktonu ve vodní nádrži Slapy.

Fyzikálně-chemické parametry vody, ale i výskyt organismů, jsou z velké části ovlivněny teplotou vody (Hartman et al., 2005). Vývoj povrchové teploty vody ve sledovaných částech vodní nádrže byl každý rok na obou lokalitách podobný. Nejnižší teploty byly zaznamenány na Slapské hrázi v dubnu 2017, kdy dosáhly $9\text{ }^{\circ}\text{C}$, zatímco nejvyšší teplota byla naměřena na Živohošti v srpnu, kdy dosáhla hodnoty $24,7\text{ }^{\circ}\text{C}$. Na první stanovišti byla v dubnu 2017 naměřena teplota $9\text{ }^{\circ}\text{C}$, která postupně stoupala až do srpna ($22,7\text{ }^{\circ}\text{C}$) a v září znovu klesla na $18,6\text{ }^{\circ}\text{C}$. V letech 2018 a 2019 se hodnoty lišily o 1-2 $^{\circ}\text{C}$. Na druhém stanovišti stoupala teplota v roce 2017 až do srpna, kdy dosáhla $23,5\text{ }^{\circ}\text{C}$, a poté v září opět klesla. V následujících letech se teplota vody

zvyšovala až do června, v červenci mírně klesla a v srpnu opět narostla. V srpnu 2018 byla na obou stanovištích naměřena nejvyšší teplota (Brunátová, 2021). Z průzkumu z roku 2022 se teplota pohybovala v průměru na obou stanovištích 16,75 °C. Teplota se na obou stanovištích dohromady pohybovala od 10,6 do 22,9 °C, přičemž teplotní optimum sinic vodního květu se pohybuje okolo 20-35 °C (Maršálek et Keršner, 1996). Spodní hranice teplotního optima bylo dosaženo na obou stanovištích 12. 7. 2022 a trvalo do konce srpna. Při měření v září byla tato hodnota těsně pod hranicí teplotního optima. Teplota vody úzce souvisí s letní a zimní stagnací vody, s jarní a podzimní cirkulací, které výrazně ovlivňují výskyt organismů a pohyb důležitých živin pro jejich růst (Pitter, 1999).

Při letní stagnaci se voda nepromíchává v celém objemu a živiny se tak dostatečně neuvolňují ze dna. V letním období při nedostatku srážek nedochází k potřebnému přísunu zdrojů živin. Přestože byl rok srážkově v mezích normálu, většina měsíců srážkového normálu nedosáhla. Jediný měsíc hodnocený jako srážkově podnormální byl ale květen (52 až 53 %). Chybějící srážky do naplnění ročního srážkového normálu byly naměřeny v silně nadnormálním dubnu (202 až 244 %) a říjnu (203 až 214 %) a v povodí dolní Vltavy (Povodí, 2017). Soulad těchto faktorů může způsobit neočekávaný viditelný úbytek fytoplanktonu a vodního květu. S nástupem ochlazení a podzimní cirkulace došlo v září ke zvýšení počtu buněk fytoplanktonu na stanovišti č. 1 (Slapy-hráz), kdy dominovala především sinice třídy *Cyanobacteria* a její rod *Woronichinia sp.* (*Woronichinia naegeliana*).

Teplota také ovlivňuje konduktivitu (vodivost vody), která vyjadřuje obsah rozpuštěných látek (Hartman et al., 2005). Přičemž na Slapské nádrži byl pozorován trend stoupání konduktivity se stoupající teplotou. Během výzkumu se konduktivita pohybovala v rozmezí 23,3 - 27,5 mS/m (viz obr. 14 a 15).

Během sezóny se pH vody pohybovalo od 7,1 do 9,3, což jsou hodnoty vhodné pro sinice (Kalina et Váňa, 2005). Kromě toho při hodnotách pH 7,5 - 9 obvykle získávají sinice dominanci nad zelenými řasami (Maršálek et Keršner, 1996). Hodnoty pH byly velice podobné po celou dobu výzkumu na obou stanovištích (viz obrázek č. 18 a 19). Výkyvy pH v podstatě kopírují výkyvy teplot a jejich křivky tak mají podobný průběh

(obr. č. 18 a 19), což potvrzuje myšlenka Pittera (1999), že teplota vody má také vliv na konečné pH.

Dalším faktorem, který se sleduje při hodnocení kvality vody, je průhlednost vody. Snížení průhlednosti může být způsobeno buď rozvojem fytoplanktonu, nebo přítomností anorganických částic, například po deštích v povodí nad danou lokalitou nebo v důsledku prací v toku. Tento ukazatel se považuje za doplňkový a přímá zdravotní rizika nejsou spojena s jeho snížením, spíše je vnímáno jako estetická závada (MZ, 2013b). Průhlednost se během výzkumu měnila a pohybovala se v rozmezí 1,3 - 3,1 m a byla ovlivněna měnícími se klimatickými podmínkami. Největší průhlednost byla naměřena na obou stanovištích stejně (3,1 m), což bylo způsobeno nejnižším počtem buněk fytoplanktonu a nejnižší konduktivitou. Průhlednost vody ve většině případů koreluje s chlorofylem-*a*, což potvrzuje i obrázek č. 24 (str. 48), kde průhlednost vody na vodní nádrži Slapy koreluje s chlorofylem-*a*. V průběhu sledované sezóny 2017 - 2019, byly hodnoty průhlednosti naměřené Secchiho deskou okolo 6 metrů (Brunátová, 2021). Naopak nejnižší hodnota průhlednosti v roce 2022 byla naměřena na stanovišti č. 2 - Slapy Živohošť, což bylo zřejmě způsobeno nejvyšším počtem buněk fytoplanktonu a vyšším pohybem vody, který tak mohl rozvířit dno. Při víření dna dochází k uvolňování sedimentů, které negativně ovlivňují průhlednost vody. Nicméně se také uvolňují živiny, které podporují růst fytoplanktonu, což v konečném důsledku způsobuje ještě větší zhoršení průhlednosti vody. Při nepříznivém počasí, zejména při silném větru, který způsobuje víření vody, se průhlednost vody výrazně snižuje (Pouličková, 2011). Nižší hodnoty průhlednosti uvádí například Pumann v roce 1995, kdy průměrné hodnoty v nádrži (měřeno v období duben - září) dosahovaly 0,64 m (Pumann, 1997). V předešlých letech průhlednost dosáhla nejnižších hodnot v květnu 2017, v dubnu 2018 a v srpnu 2019. Největší průhlednost byla naměřena v období května a června 2018, kdy hodnota dosáhla 6,2 m.

SZÚ v roce 2013 uvádí, že kvalita koupacích vod v ČR je poměrně dobrá, v roce 2012 vyhovělo požadavkům EU celkem 89,4 % z celkových 160 sledovaných přírodních koupališť na povrchových vodách a dalších povrchových vod ke koupání, kde lze očekávat velký počet koupajících se (hodnocení podle požadavků EU, které je

zaměřeno především na fekální znečištění a neodráží nejčastější problém tuzemských vod, tj. masový výskyt sinic tvořících vodní květy). Oproti tomu ve výroční zprávě Evropské agentury pro životní prostředí (EEA) se uvádí, že 94 % koupališť v Evropské unii splňuje minimální požadavky na kvalitu vody a kvalita vody ke koupání se neustále zlepšuje.

Obecně jsou výsledky monitoringu posuzovány s ohledem na možnosti metod k eliminaci vodního květu na konkrétním stanovišti podle místních podmínek.

Návrhem řešení příčin je snížení vstupu živin do vodní nádrže, jelikož je to důležité pro omezení růstu sinic, které jsou často právě vyvolány nadměrným množstvím fosforu a dusíku ve vodě. Pokud se podaří omezit externí zdroje těchto živin, jako jsou zemědělská hnojiva nebo odpadní vody, může to výrazně snížit riziko vzniku vodního květu. Tím dochází k regulaci růstu sinic a celkově kvality vody v nádrži. Snížením vstupu živin může být dosaženo různými způsoby, jako je např. úprava zemědělství, zlepšení efektivity čištění, snížení emisních hodnot znečišťujících látek nebo změny ve správě odpadních vod. Tato opatření jsou důležitá pro udržení ekologické rovnováhy vodní nádrže a zlepšení jejího stavu. Dále je také důležité provádět detailní průzkumy a posouzení situací na konkrétních stanovištích, a provádět tak prevenci na Slapské vodní nádrži.

Vodní dílo Slapy slouží převážně pro rekreační účely, ale také jako zdroj pitné vody pro VRÚ, tak možnosti využití chemických metod, jako imobilizace fosforu nebo využití algicidů, nepřipadají v úvahu. Navíc, výskyt sinic nebyl zaznamenán v takovém masivním množství, které by tyto metody vyžadovaly, proto ve Slapské vodní nádrži zatím dosud nebyly prováděny žádné metody eliminace sinic. Nicméně, monitoring Slapské nádrže nadále pokračuje i v dalších letech.

11. Závěr

Cílem mé práce byl popis problematiky výskytu fytoplanktonu řas a sinic ve vodní nádrži Slapy, též charakteristika diverzity řas a sinic s ohledem na sezónní periodicitu, vycházející z vlastního terénního výzkumu na dvou vybraných lokalitách. K hodnocení a porovnávání výsledků byla použita zejména data získaná z pravidelného monitoringu Povodí Vltavy.

V roce 2022 byl proveden výzkum na vodní nádrži Slapy, kde byly pravidelně odebírány vzorky vody, měřeny důležité faktory, stanovovány počty buněk fytoplanktonu a zastoupení sinic a řas. Z monitoringu bylo zjištěno, že na Slapské Živohošti se vyskytuje větší množství sinic než na Slapské hrázi. Celkem bylo na obou lokalitách Slapské nádrže nalezeno 10 tříd a 85 taxonů sinic a řas. Podle determinačních znaků byli zástupci řazeni do tříd, rodů a taxonů. Nejpočetnější třídou byla *Cyanophyceae* s 22 zástupci. Následovala třída *Cryptophyceae* se 6 zástupci a třída *Chlorophyceae* s 24 zástupci. Nejpočetnější zastoupení vláknitých sinic třídy *Cyanophyceae* v průběhu letních měsíců byly především druhy *Aphanocapsa sp.*, *Pseudanabaena limnetica*, *Dolichospermum mendotae* a *Woronichinia naegeliana*. Rozsáhlejší pozorovatelný vodní květ se na lokalitě č. 1 (Slapy-hráz) rozvinul v červnu a v září, byl tvořen převážně druhy rodů *Aphanocapsa sp.* a *Aphanizomenon sp.* Na lokalitě č. 2 (Slapy-Živohošť) se vodní květ rozvinul hlavně v srpnu, kdy dominovaly druhy rodů *Pseudanabaena sp.* a *Aphanizomenon sp.* Počet buněk fytoplanktonu dosáhl 64 970 buněk v 1 ml vzorku (17. 6. 2022). Nejvíce zastoupeny v tomto vzorku byly právě sinice rodu *Aphanizomenon sp.*, a *Pseudanabaena sp.*

V průběhu let 2017 - 2021 byla též nejčastěji stanovena vláknitá sinice třídy *Cyanophyceae*, která dosáhla v roce 2017 nejvyššího počtu buněk. Jarní vrchol fytoplanktonu se pravidelně objevuje koncem dubna a začátkem května, avšak složení druhů se v průběhu let výrazně mění. Studie potvrzuje, že sinice rodu *Microcystis* zůstávají mezi dominantními rody vodního květu sinic v různých vodních nádržích v České republice, včetně Slapské nádrže.

Dále výsledky studie potvrzují vztah mezi teplotou vody a fyzikálně-chemickými parametry prostředí vodní nádrže. Teplota vody má zásadní vliv na výskyt organismů,

jako jsou sinice, a na konduktivitu vody. V letních obdobích se projevuje stagnace vody a nedostatek srážek, což může ovlivnit dostupnost živin a růst organismů. Dále bylo zjištěno, že teplota vody ovlivňuje pH vody a může také ovlivnit dominanci sinic nad zelenými řasami. Výsledky také naznačují, že je důležité monitorovat teplotu vody a další fyzikálně-chemické parametry, aby bylo možné lépe porozumět vlivu prostředí na ekosystém vodní nádrže. V rámci hodnocení kvality vody je důležité sledovat i průhlednost vody, která může být ovlivněna různými faktory, jako je rozvoj fytoplanktonu nebo přítomnost anorganických částic. Během výzkumu byla průhlednost vody zjištěna v rozmezí 1,3 - 3,1 m a byla ovlivněna klimatickými podmínkami. Průhlednost vody často koreluje s množstvím chlorofylu-*a*, což naznačuje spojitost mezi průhledností a biologickou aktivitou ve vodních ekosystémech. V průběhu sledovaného období byly naměřeny různé hodnoty průhlednosti vody, přičemž nejvyšší hodnoty byly dosaženy v roce 2017 a nejnižší hodnoty byly zaznamenány v pozdních letech.

Z průzkumu (2017 - 2022) vyplývá, že rok 2017 byl významným, až výjimečným nejen z hlediska teplot, ale také srážek. Byl charakterizován jako teplý a suchý, přičemž průměrná roční teplota byla o 0,7°C vyšší než normál z let 1981 - 2010. Srážkově byl rok 2017 normální, s průměrným ročním úhrnem srážek převyšujícím normál o 5 %. Byly však zaznamenány dva měsíce s výrazně nadprůměrnými srážkami (duben a říjen) a jeden měsíc s podprůměrnými srážkami (květen) Navíc, rok 2018 byl ještě teplejší s průměrnou roční teplotou 9,4°C. Zatímco rok 2022 byl charakterizován jako teplotně nadnormální, s průměrnou roční teplotou o 1,0 °C vyšší než normál 1991 - 2020, byl také 5. nejteplejším od roku 1961 dle průměrné roční teploty vzduchu. Zvláště vynikly měsíce červen a říjen s výrazně nadnormálními teplotami, zatímco duben byl naopak silně podnormální. Ostatní měsíce byly považovány za teplotně normální.

Přestože ve sledovaných letech Slapské vodní nádrže nedošlo k rapidnímu rozvoji vodního květu sinic, je nutné dbát na kvalitu vody a snažit se ji zlepšovat především z hlediska využití, jako zdroje pitné vody pro VRÚ a průmyslové vody s využitím pro rybí hospodářství, ale také z hlediska rekreace. Tento cíl lze dosáhnout pomocí opatření zaměřených na omezení externích zdrojů fosforu a dusíku, jako jsou úpravy

zemědělského hospodaření či čištění odpadních vod. Důkladné průzkumy a preventivní opatření jsou klíčové pro udržení ekologické rovnováhy vodní nádrže a zlepšení celkové kvality vody. Navrhovaná opatření by měla být implementována s ohledem na specifické potřeby daného stanoviště s cílem minimalizovat riziko vzniku vodního květu a zachování zdravého ekosystému Slapské vodní nádrže.

12. Seznam obrázků

Obrázek 1: Vodní květ (zdroj: BC AV ČR).....	1
Obrázek 2: Hráz vodní nádrže Slapy (Vlastní fotografie, 2022)	6
Obrázek 3: Rod <i>Microcystis</i> (zdroj: Botanický ústav v Třeboni, 2022)	10
Obrázek 4: Rod <i>Aphanizomenon</i> (zdroj: Povodí Vltavy, s.p.).....	11
Obrázek 5: <i>Woronichinia naegeliana</i> (zdroj: Birger Skjelbred, 2013).....	12
Obrázek 6: Mapa nádrže s vyznačenými odběrovými místy (zdroj: mapy.cz).....	31
Obrázek 7: Sběrač typu Van Dorn (Vlastní fotografie, 2022)	32
Obrázek 8: Vzorkovnice na základní chemii 0,5 l (Vlastní fotografie, 2022)	33
Obrázek 9: Multiparametrická sonda (Vlastní fotografie, 2022)	34
Obrázek 10: Secchiho deska (Vlastní fotografie, 2022)	34
Obrázek 11: Lugolův roztok (Vlastní fotografie, 2022)	35
Obrázek 12: Laboratorní mikroskop Olympus BX 51/BX 52 (Vlastní fotografie, 2022)	36
Obrázek 13: Centrifuga Jouan GR4 i (Vlastní fotografie, 2022)	37
Obrázek 14: Průběh teploty vody a konduktivity na stanovišti 1 od 25. 4. 2022 do 6. 10. 2022	38
Obrázek 15: Průběh teploty vody a konduktivity na stanovišti 2 od 25. 4. 2022 do 6. 10. 2022	39
Obrázek 16: Naměřené hodnoty teploty vody a pH na stanovišti 1 od 25. 4. 2022 do 6. 10. 2022	40
Obrázek 17: Naměřené hodnoty teploty vody a pH na stanovišti 2 od 25. 4. 2022 do 6. 10. 2022	41
Obrázek 18: Průhlednost vody na stanovištích 1 a 2 od 25. 4. 2022 do 6. 10. 2022	42
Obrázek 19: Sezónní průběh koncentrace chlorofylu- <i>a</i> a průhlednosti vody na stanovišti 1 od 25. 4. 2022 do 6. 10. 2022.....	43
Obrázek 20: Sezónní průběh koncentrace chlorofylu- <i>a</i> a průhlednosti vody na stanovišti 2 od 25. 4. 2022 do 6. 10. 2022.....	43
Obrázek 21: Vztah mezi počtem sinic a chlorofylem- <i>a</i>	44

Obrázek 22: Vztah mezi počtem sinic a konduktivitou	45
Obrázek 23: Vztah mezi počtem sinic a teplotou vody	46
Obrázek 24: Vztah mezi počtem sinic a průhledností	47
Obrázek 25: Vztah mezi počtem sinic a pH	48
Obrázek 26: Celková početnost tříd v průběhu vegetační sezóny 2022	49
Obrázek 27: Celkový pohled na vlákna sinic Slapské nádrže (BÚ Třeboň)	49
Obrázek 28: A - <i>Euglenophyta</i> ; B - <i>Dolichospermum</i> ; C - <i>Cryptophyta</i> ; D - <i>Chrysophyta</i> - <i>Mallomonas</i> (BÚ Třeboň)	50
Obrázek 29: A - Rozsivky (živý vzorek); B - Rozsivky (v Lugolovém roztoku), (BÚ Třeboň)	50
Obrázek 30: <i>Dinophyta</i> (BÚ Třeboň)	51
Obrázek 31: Počet tříd na 1. stanovišti v průběhu vegetační sezóny 2022	52
Obrázek 32: Počet tříd na 2. stanovišti v průběhu vegetační sezóny 2022	53
Obrázek 33: Zastoupení vybraných rodů třídy <i>Cyanophyceae</i> na lokalitě č. 1 v roce 2022 ..	54
Obrázek 34: Zastoupení vybraných rodů třídy <i>Cyanophyceae</i> na lokalitě č. 2 v roce 2022 ..	55
Obrázek 35: Průběh změny počtu sinic od dubna do října pro jednotlivé roky	56
Obrázek 36: Počty buněk zaznamenané na Slapské nádrži v průběhu vegetačních sezón v letech 2017-2022	57

13. Seznam tabulek

Tabulka 1: Přehled historických událostí způsobených cyanotoxiny (zdroj: Chorus et Bartram, 1999)	17
Tabulka 2: Souřadnice odběrových míst stanovišť 1a 2	31
Tabulka 3: Stupnice k hodnocení výskytu vodních květů sinic z vyhlášky č. 238/2011 Sb. a ČSN 75 7717	35

14. Přehled literatury a použitých zdrojů

Odborné zdroje:

Adámek, Z., Helešic, J., Maršálek, B., Rulík, M., 2010: Aplikovaná hydrobiologie. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. Fakulta rybářství a ochrany vod, 350 s.

Ahn, C. Y., Joung, S. H., Jeon, J. W., Kim, H. S., Yoon, B. D., Oh, H. M., 2003: Selective control of cyanobacteria by surfactin-containing culture broth of *Bacillus subtilis* C1. *Biotechnology Letters*, 25 (14), 1137-1142 P.

Anneville, O., Ginot, V., Druart, J.-C., Angeli, N., 2002: Long-term study (1974-1998) of seasonal changes in the phytoplankton in Lake Geneva: a multi-table approach. *Journal of Plankton Research*, 24 (10), 993-1008 P.

Babica, P., Maršálek, B., Bláha, L., Drábková, M., 2004: Toxiny sinic - zbraň proti konkurenci? *Živa* 52 (4). 150-152 s.

Babica, P., Bláha, L., Kohoutek, J., Adamovsky, O., Bláhová, L., Maršálek, B., 2006: Microcystiny v pitných vodách. In: Maršálek, B. Feldmannová, M., Maršálková, E. (eds.): *Cyanobakterie 2006 - biologie, toxikologie a management*, Sborník konference 24.-25. Brno. 54-61 s.

Barbosa, L. G., Araújo Alves, R.M., Oliveira Santos, J.P., Araújo M.C.S.P., Dantas, Ê.W., 2020: Role of submerged macrophytes in sediment phosphorus stabilization in shallow lakes from the Brazilian semiarid region. *Inland Waters*, 10 (4), 505-515 P.

Barceloux, D. G., 2008: *Medical toxicology of natural substances: food, fungi, medicinal herbs, plants, and venomous animals*. John Wiley & Sons, Inc., United States of America. 1200 P. ISBN 978-0-471-72761-3.

Bellinger, E., G., Sigeo, D. C., 2010: *Freshwater algae: Identification and use as Bioindicators*. Wiley – Blackwell, UK, 271 P. ISBN 978-0-470-05814-5.

Björk, S., 1996: Odstranění sedimentu. In: Eiseltová, M. (ed.): Obnovajezerních ekosystémů - holistický přístup, Wetlands International, UK, 82-88 s. ISBN: 1-900-442-124.

Boing, W. J., Wagner, A., Voigt, H., Deppe, T., Benndorf, J., 1998: Phytoplankton responses to grazing by *Daphnia galeata* in the biomanipulated Bautzen reservoir. *Hydrobiologia*, 389(1-3), 101-114 P.

Bolch, C., Blackburn, S., Jones, G., Orr, P., 1997: Plasmid content and distribution in the toxic cyanobacterial genus *Microcystis* Kutzing ex Lemmermann (Cyanobacteria: Chroococcales). *Phycologia*, 36 (1). 6-11 P.

Briand, J.-F., Jacquet, S., Bernard C., Humbert J.-F., 2003: Health hazards for terrestrial vertebrates from toxic cyanobacteria in surface water ecosystems. *Veterinary Research*, 34 (4). 361-377 P.

Brunátová, K., 2021: Problematika výskytu fytoplanktonu řas a sinic ve vodních nádržích. Česká zemědělská univerzita, Fakulta životního prostředí, Praha. 46 s. (bakalářská práce). „nepublikováno“. Dep. SIC ČZU v Praze.

Brunberg, A. K., Blomqvist, P., 2002: Benthic overwintering of *Microcystis* colonies under different environmental conditions. *Journal of plankton research*, 24 (11), 1247-1252 P.

Carmichael, W. W., 2008: Cyanobacteria secondary metabolites – the cyanotoxins. *Journal of Applied Bacteriology*, 72 (6). 445-459 P.

Cronberg, G., Annadotter, H., 2006: Manual in aquatic cyanobacteria: A photo guide and a synopsis of their toxicology. International Society for the Study of Harmful Algae, Intergovernmental Oceanographic Commission, Unesco International Society for the Study of Harmful Algae, Paris, France, Copenhagen. 106 P. ISBN 9788799082704.

Daft, M. J., Stewart, D. P., 1971: Bacterial pathogens of freshwater blue-green algae. *New Phytologist*, 70 (5), 819-829 P.

Desortová, B., 1980: Fytoplankton Slapské údolní nádrže. In: Sborník vlastivědných prací z Podblanicka, ČR, 21: 33-50 s.

Dillenberg, H. O., Dehnel, M. K., 1960: Toxic Waterbloom in Saskatchewan. *Canadian Medical Association*, 83 (22), 1151-1154 P.

Eiseltová, M., 1996: Obnova jezerních ekosystémů- holistický přístup. Nakladatelství *Weltlands International*, Třeboň, Newbury, 190 s.

Erratt, K., J., Creed, I. F., Trick, Ch., G., 2022: Harmonizing science and management options to reduce risks of cyanobacteria. *Harmful Algae*, 116, 9 P.

EU, 2010: Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES, Rámcová směrnice o vodě. *Sbírka mezinárodních smluv*, č. 107/2006, částka 54, Protokol o vodě.

European Commission, 2002: Eutrophication and health. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. 28 pp., ISBN 92-894-4413-4.

Fastner, J., Abella, S., Litt, A., Morabito, G., Vörös, L., Pálffy, K., Straile, D., Kümmerlin, R., Matthews, D., Phillips, M. G., Chorus, I., 2016: Combating cyanobacterial proliferation by avoiding or treating inflows with high P load - experiences from eight case studies. *Aquatic Ecology*, 50, 367-383 P.

Fott, B., 1967: *Sinice a řasy*. Academia, Praha, 520 s.

Funari, E., Testai, E., 2008: Human health risk assessment related to cyanotoxins exposure. *Critical reviews in toxicology* 38. 97–125 P.

Gregory, R., Zabel, T. F., 1990: Sedimentation and flotation. In: Pontius F. W., (1990): *Water Quality and Treatment, A Handbook of Community Water Supplies*. American Water Works Association, McGraw Hill, New York, 443-445 P.

Griffiths, D. J., Saker, M. L. 2003: The Palm Island mystery disease 20 years on: a review of research on the cyanotoxin cylindrospermopsin. *Environmental Toxicology*, 18 (2), 78-93 P

Gugger, M., Lyra, Ch., Henriksen, P., Couté, A., Humbert, J-F., Sivonen, K., 2002: Phylogenetic comparison of the cyanobacterial genera *Anabaena* and *Aphanizomenon*. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 52 (5), 1867-1880 P.

Gulati, R.D., Lammers, E.H.R.R., Meijer, M.-L., van Donk, E., 1990: *Bio-manipulation. Tool for Water Management*. Preface. *Hydrobiologia*, 200, R9-R10, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.

Haider, S., Naithani, V., Viswanathan, P. N., Kakkar, P., 2003: Cyanobacterial toxins: a growing environmental concern. *Chemosphere*, 52 (1), 1-21 P.

Hambright, K. D., Zohary, T., 2000: Phytoplankton species diversity control through competitive exclusion and physical disturbances. *Limnol. Oceanography*, Israel, 45(1), 110-122 P.

Hartman, P., Příkryl, I., Štědrónský, E., 2005: *Hydrobiologie*. Informatorium, Praha, 359 s. ISBN: 80-7333-046-6.

Heisler, J., Glibert, P. M., Burkholder, J.M., Anderson, D.M., Cochlan, W., Dennison, W.C., Dortch, Q., Gobler, C.J., Heil, C.A., Humphries, E., Lewitus, A., Magnien, R., Marshall, H.G., Sellner, K., Stockwell, D.A., Stoecker, D.K., Suddleson, M., 2008: Eutrophication and harmful algal blooms: A scientific consensus. *Harmful Algae*, 8 (1), 3-13 P.

Hrbáček, J., Dvořáková, M., Kořínek, V., Procházková, L., 1961: Demonstration of the effect of the fish stock on the species composition of zooplankton and the intensity of metabolism of the whole plankton association. *Verh. Intern. Ver. Limnol.* 14, 192-195 P.

Hrbáček, J., Straškraba, M., 1966: Horizontal and vertical distribution of temperature, oxygen, pH and water movements in Slapy Reservoir (1958–1960). In: Hrbáček, J. (ed.): Hydrobiological studies 1. Academia, Praha, 7-40 s.

Chorus, I., Bartram, J., 1999: Toxic Cyanobacteria in Water: a Guide to Public Health Significance, monitoring and Management. E&FN Spon, London, 416 P.

Ibelings, B. W., De Bruin, A., Kagami, M., Rijkeboer, M., Brehm, M., Van Donk, E., 2004: Host parasite interactions between freshwater phytoplankton and chytrid fungi (Chytridiomycota). *Journal Phycology*, 40(3), 437–453 P.

Jančula, D., Maršálek, B., 2011: Critical review of actually available chemical compounds for prevention and management of cyanobacterial blooms. *Chemosphere*, 85 (9), 1415-1422 P.

Jančula, D., Mikula, P., Maršálek, B., Rudolf, P., Pochylý, F., 2014: Selective method for cyanobacterial bloom removal: hydraulic jet cavitation experience. *Aquaculture International* 22 (2), 509-521 P.

Javornický, P., 1966a: Seasonal dynamics of the phytoplankton of Slapy Reservoir 1958-1960. *Hydrobiological Studies* 1, Academia, Praha, 155–163 s.

Javornický, P., 1966b: Light as the main factor limiting the development of diatoms in Slapy reservoir. *Verh. Internat. Verein. Limnol*, 701-712 P.

Javornický, P., Komárková, J., 1973: The changes in several parameters of plankton primary productivity in Slapy Reservoir 1960–1967, their mutual correlations and correlations with the main ecological factors. *Hydrobiological Studies* 2, Academia, Praha, 155-211 P.

John, D., M., Whitton, B., A., Brook, A., J., 2008.: The freshwater algal flora of British Isles. Cambridge University Press, New York, 702 P.

Kalina, T., Váňa, J., 2005: Sinice, řasy, houby, mechorosty a podobné organismy v současné biologii. Nakladatelství Karolinum, Praha, 606 s.

Kaštovský, J., Hauer, T., Geriš, R., Chattová, B., Juráň, J., Lepšová-Skácelová, O., Pitelková, P., Pusztai, M., Škaloud, P., Šťastný, J., Čapková, K., Bohunická, M., Mühlsteinová, R., 2018: Atlas sinic a řas ČR 1., Praha, 384 s.

Kaštovský, J., Hauer, T., Geriš, R., Chattová, B., Juráň, J., Lepšová-Skácelová, O., Pitelková, P., Pusztai, M., Škaloud, P., Šťastný, J., Čapková, K., Bohunická, M., Mühlsteinová, R., 2018: Atlas sinic a řas ČR 2., Praha, 480 s.

Kenefick, S.L., Hrudey, S.E., Peterson, H.G., Prepas, E.E., 1993: Toxin release from *Microcystis aeruginosa* after chemical treatment. *Wat.Sci.Tech.* 27, 433-440 P.

Kibuye, F., A., Zamyadi, A., Wert E., C., 2021: A critical review on operation and performance of source water control strategies for cyanobacterial blooms: Part I-chemical control methods. *Harmful Algae*, 109, 24 P.

Komárek, J., Komárková, J., 2004: Komentář k současnému taxonomickému hodnocení planktonních sinic. In: Maršálek, B., Halousková, O. (eds.): Sborník konference Cyanobakterie 2004, Brno, 8-11 s.

Komárek, J., 1996: Klíč k určování vodních květů sinic v České republice. In: Maršálek, B., Keršner, V., Marvan, P. (eds.): Vodní květy sinic, *Nadatio flos – aquae*, Brno, 22-85 s.

Komárek, J., 1999: Přehled planktonních sinic v povodí Labe. Mezinárodní komise pro ochranu Labe. Magdeburg, 86 s.

Komárek, J., 2006: *Planktothrix* a *Aphanizomenon* - příklad tradičních cyanobakteriálních rodů s rozdílnou genotypovou diverzitou. In: Maršálek, B., Feldmannová, M., Maršálková, E., (eds.). Sborník konference Cyanobakterie 2006, Brno, 25-28 s.

Komárek, J., 1978: Oddelenie Cyanophyta - sinice. In: Hindák, F. (ed.): Sladkovodné riasy. Slovenské pedagogické nakladateľstvo, Bratislava, 238-283 P.

Komárek, J., 1996: Klíč k určování vodních květů sinic v České republice. In: Maršálek, B., Keršner, V., Marvan, P. (eds.): Vodní květy sinic. *Nadatio flos-aquae*, Brno, 22-85 s.

Komárek, J., Anagnostidis, K., 1998: Cyanoprokaryota 1. Teil: Chroococcales. In: Ettl, H., Gärtner, G., Heynig, H., Mollenhauer, D. (eds.): Süßwasserflora von Mitteleuropa 19/1: Gustav Fischer, Jena, Stuttgart, Lübeck, Ulm, 1-548 P. ISBN 978-3827408907.

Komárek, J., Komárková, J., 2006: Diversity of Aphanizomenon-like cyanobacteria. *Fottea*, 6 (1), 1-32 P.

Kozáková, R., 2004: Světlem limitovaný fytoplankton Slapské nádrže v období zimního míchání, Diplomová práce, PŘF UK, 128 s.

Lam, A.K.Y., Prepas, E.E., Spink, D., Hruday, S.E., 1995: Chemical Control of Hepatotoxic Phytoplankton Blooms - Implications for Human Health. *Water Research*, 29, 1845-1854 P.

Lee, T. J., Nakano, K., Matsumura, M., 2001: Ultrasonic irradiation for blue-green algae bloom control. *Environ. Tech.* 2, 383-390 P.

Lepš, J., Straškraba, M., Desortová, B., Procházková, L., 1990: Annual cycles of plankton species composition and physical chemical conditions in Slapy Reservoir detected by multivariate statistic. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, 33, 933-945 P.

Maršálek, B., 2000: Biologicky aktivní látky produkované řasami a cyanobakteriemi. In: *Eutrofizace 2000*, 10. 10. 2000, Praha, 88 s.

Maršálek, B., 2002: Sinice jako producenti biologicky aktivních látek. *Živa*, 50 (5), 198-200 s.

Maršálek, B., 2010: Nadhled nad opatření v povodí: Prevence vnosu a recyklace fosforu, defragmentace zájmů a široká spolupráce. In: Maršálek, B., Maršálková, E., Vinklárková, D. (eds.): Cyanobakterie 2010 - příčiny, důsledky, a řešení rozvoje vodních květů sinic. Sborník konference 16 -17. červen 2010, 11-13 s.

Maršálek, B., Feldmannová, M., 2006: Techniky pro ošetření sedimentů v nádržích. In: Cyanobakterie: biologie, toxikologie a management, Brno, 139-143 s.

Maršálek, B., Keršner, V., 1996: Možnosti omezení rozvoje vodních květů sinic v údolních nádržích. In: Maršálek, B., Keršner, V., Marvan, P. (eds.): Vodní květy sinic. *Nadatio flos-aquae*, Brno, 125-135 s.

Maršálek, B., Turánek, J., 1996: Biologicky aktivní látky produkované sinicemi vodního květu. In: Vodní květy sinic. *Nadatio flos - aquae*, Brno, 142 s.

Maršálková, E., Maršálek, B., 2010: Myčky na nádobí jako důležitý zdroj fosforu v komunálních vodách. In: Maršálek, B., Maršálková, E., Vinklárková, D. (eds.): Cyanobakterie 2010 - příčiny, důsledky, a řešení rozvoje vodních květů sinic. Sborník konference 16. - 17. červen 2010, 30-32 s.

Merel, S., Walker, D., Chicana, R., Snyder, S., Baurès, E., Thomas, O., 2013: State of knowledge and concerns on cyanobacterial blooms and cyanotoxins. *Environmental International*, 59, 303-327 P.

Molot, L. A., Schiff, S. L., Venkiteswaran, J.J., H.M. Baulch, H.M., Higgins, S.N., Zastepa, A., Walters, D., 2021: Low sediment redox promotes cyanobacteria blooms across a trophic range: implications for management. *Lake and Reservoir Management*, 37 (2), 120-142 P.

Mouchet, P., Bonélye, V., 1998: Solving algae problems: French expertise and worldwide applications. *Journal of Water Supply: Research and Technology- Aqua* 47, 125-141 P.

Padisák, J., 1994: Identification of relevant time scales in non-equilibrium community dynamics: Conclusions from phytoplankton surveys. *New Zealand Journal of Ecology*, 18 (2), 169–176 P.

Pitter, P., 1999: *Hydrochemie*. VŠCHT, Praha, 568 s. ISBN 978-80-7080-701-9.

Pitter, P., 2009: *Hydrochemie*. Praha, VŠCHT, 579 s.

Pouličková, A., 2011: *Základy ekologie sinic a řas*. Univerzita Palackého, Olomouc, 91 s. ISBN: 978-80-244-2751-5.

Prochazkova, L., Blazka, P., Kopacek, J., 1996: Impact of diffuse pollution on water quality of the Vltava River (Slapy Reservoir), Czech Republic. *Water Science and Technology*, Volume 33, 145-152 P.

Pumann, P., Chlupáčová, M., Kožíšek, F., 2008: Zdravotní a hygienická rizika z přírodních koupacích vod. *Hygiena*, 53 (3), 102-107 s.

Reynolds, C. S., 1984: *The Ecology of Freshwater Phytoplankton*. Cambridge Univ. Press, 384 P.

Reynolds, C. S., Wiseman, S. W., Godfrey, B. M., Butterwick, C., 1983: Some effects of artificial mixing on the dynamics of phytoplankton populations in large limnetic enclosures. *Journal Plankton Research*, 5 (2), 203-234 P.

Reynolds, C.S., 1994: The ecological basis for the successful biomanipulation of aquatic communities. *Archiv für Hydrobiologie*, 130, 1-33.

Richardson, T. L., Gibson, C. E., Heaney, S. I., 2000: Temperature, growth and seasonal succession of phytoplankton in Lake Baikal, Siberia. *Freshwater Biology*, 44 (3), 431-440 P.

Rohrlack, T., Christoffersen, K., Dittmann, E., Nogueira, I., Vasconcelos, V., Borner, T., 2005: Ingestion of microcystins by *Daphnia*: Intestinal uptake and toxic effects. *Limnology and oceanography*, 50 (2), 440-448 P.

Sallal, A. K. J., 1994: Lysis of cyanobacteria with *Flexibacter* spp. Isolated from domestic sewage. *Microbios*, 77 (310), 57-67 P.

Shapiro, J., Lammara, V., Lynch, M., 1975: Biomanipulation: an ecosystem approach to lake restoration. In: Brezonik P.L., Fox J.F. (eds): *Proceedings of a symposium on water quality management through biological control*. Univ of California, Gainesville, 85-96 P.

Shortle, J. S., Mihelcic, J. R., Zhang, Q., Arabi, M., 2020: Nutrient control in water bodies: a systems approach. *Journal of Environmental Quality*, 49 (3), 517-533 P.

Siame, B. A., Shushu, D. D., Masundire, H. M., 2000: Occurrence of highly toxic *Microcystis* species in Botswana. In: de Koe, J. D., Samson, R. A., von Egmond, H. P., Gilbert, J., Sabino, M. (eds.): *Mycotoxins and Phycotoxins in Perspective at the Turn of the Millennium*, 445-453 P.

Sigge, D. C., Glenn, R., Andrews, M. J., Bellinger, E. G., Butler, R. D., Epton, M. Á., Hendry, R. D., 1999: Biological control of cyanobacteria: principles and possibilities. *Hydrobiologia*, 395, 161-172 P.

Slováčková, H., Maršálek, B., 2008: Biotické vztahy ve vodních ekosystémech a možnosti omezení rozvoje sinic. In: *Cyanobakterie: invazivní sinice, nové cyanotoxiny a trendy v technologiích*, Brno, 84-93 s.

Smetacek, V., Passov, U., 1990: Spring bloom initiation and Svedrup's critical-depth model. *Limnol. Oceanogr.*, 35, 228-234 P.

Sommer, U., (ed.), 1989: *Plankton Ecology. Succession in Plankton Communities.*- Springer Verlag, 369 P.

Søndergaard, M., Jensen, J. P., Jeppesen, E., 2003: Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia*, 506, 135-145 P.

Spears, B. M., Hamilton, D. P., Pan, Y., Zhaosheng, C., May, L., 2022: Lake management: is prevention better than cure? *Inland Waters*, 12 (1), 173-186 P.

Straškraba, M., Hrbáček, J., Javornický, P., 1973: Effect of an upstream reservoir on stratification conditions in Slapy reservoir: In: Hrbáček, J. a Straškraba, M. (eds.): *Hydrobiological Studies 2*. Academia, Praha, 7-18 s.

Straškraba, M., Tundisi, J.G., 1999: Reservoir water quality management. Guidelines of Lake Management. Vol. 9. *International Lake Environment Commite*, 229 P.

Šejnohová, L., Maršálek, B., 2006: Microcystis – dominující rod vodních květů: Nové poznatky v autekologii. In: Maršálek B., Feldmannová M., Maršálková E., (eds.): *Sborník konference Cyanobakterie 2006*, Brno, 7-12 s.

Teixeira, M. da G., Costa, M. da C., de Carvalho, V. L., Pereira, M. dos S., Hage, E., 1993: Gastroenteritis epidemic in the area of the Itaparica Dam, Bahia, Brazil. *Bull Pan Am Health Organ*, 27 (3), 244–253 P.

Thostrup, L., Christoffersen, K., 1999: Accumulation of microcystin in *Daphnia magna* feeding on toxic *Microcystis*. *Archive Für Hydrobiologie*, 145(4), 447-467 P.

Torokne, A., Palovics, A., Bankine, M., 2001: Allergenic (sensitization, skin and eye irritation) effects of freshwater cyanobacteria – experimental evidence. *Environ Toxicol*, 16 (6), 512-516 P.

Verner, B., 1996: Provozdušňování. In: Eiseltoová, M. (ed.): *Obnovajezerních ekosystémů - holistický přístup*. Wetlands International, UK, 69-74 s. ISBN 1-900-442-124.

Veith, T. L., Wolfe, M. L., Heatwole, C. D., 2004: Cost-effective BMP placement: Optimization versus targeting. *Trans. Am. Soc. Agric. Eng.*, 47 (5), 1585-1594 P.

Větvíčka, V., Rendek, J., 2007: *Vltava*. Vašut, Praha, 196 s. ISBN 978-80-7236-549-4.

- Vlček, V. a kolektiv, 1984: Vodní toky a nádrže. Academia, Praha, 315 s.
- Whitton, B. A., Potts, M., 2000: Ecology of Cyanobacteria: Their Diversity in Time and Space. Kluwer Academic Publishers, New York, 669 P.
- Walsby, A. E., 1992: The control of gas-vacuolate cyanobacteria. In: Sutcliffe, D. W., Jones, J. G. (eds.): Eutrophication: Research and application to water supply. FBA, Ambleside, 150-162 P. ISBN 978-0-900386-52-7.
- Wolowski K. a Hindák F., 2005: Atlas of Euglenophytes. VEDA, Vydavateľstvo Slovenskej Akadémie Vied, 136 P.
- Wu, J.T., Kuo-Huang, L.L., Lee, J., 1998: Algicidal effect of *Peridinium bipes* on *Microcystis aeruginosa*. *Current Microbiology*, 37. 257-261 P.
- Yang, Z., Kong, F.X., Shi, X.L., Cao, H.S., 2006: Morphological response of *Microcystis aeruginosa* to grazing by different sorts of zooplankton. *Hydrobiologia*, 563, 225-230 P.

Internetové zdroje:

Babica, P., Maršálek, B., Bláha, L., 2005: Microcystiny – cyklické heptapeptidy sinic (online) [cit. 2023. 01. 08], dostupné z <<http://www.sinice.cz/res/file/popular/microcystiny.pdf>>.

Centrum pro cyanobakterie a jejich toxiny, 2005: Technologie proti vodnímu květu (online) [cit. 2023.03.15, dostupné z <<http://www.sinice.cz/index.php?pg=o-sinicich-vodni-kvet--technologie-proti-vk>>.

Český hydrometeorologický ústav, ©2024: Územní srážky (online) [cit. 2024.03.18], dostupné z <<https://www.chmi.cz/historicka-data/pocasi/uzemni-srazky>>.

Český hydrometeorologický ústav, ©2024: Územní teploty (online) [cit. 2024.03.18], dostupné z <<https://www.chmi.cz/historicka-data/pocasi/uzemni-teploty>>.

ČEZ, ©2022: Vodní elektrárna Slapy (online) [cit. 2022. 12. 18], dostupné z <https://www.cez.cz/edee/content/file/static/encyklopedie/vykladovy-slovník-energetiky/hesla/vodel_slapy.html>.

Ekologické centrum Kralupy nad Vltavou, ©2015: Řeka Vltava (online) [cit. 2022. 11. 02.], dostupné z <<http://www.eckralupy.cz/voda.php>>.

iNaturalist.org, ©2023: Woronichinia (online) [cit. 2023. 11.02], dostupné z <https://www.inaturalist.org/guide_taxa/700578>.

Ministerstvo zemědělství, ©2012: Zpráva o stavu vodního hospodářství České republiky v roce 2011 (online) [cit. 2022.12.02], dostupné z <<https://eagri.cz/public/web/mze/voda/osveta-a-publicace/publikace-a-dokumenty/modre-zpravy/zprava-o-stavu-vodniho-hosp-2012.html>>.

Povodí Vltavy, státní podnik, ©2002: Souhrnná zpráva o povodni v srpnu 2002 (online) [cit. 2022.12.02], dostupné z <<https://www.pvl.cz/files/download/hydrologicke-informace/zpravy-o-povodni/2002-08-zprava-o-povodni.pdf>>.

Povodí Vltavy, státní podnik, ©2013: Vodní díla a nádrže (online) [cit. 2022. 12. 02], dostupné z <<http://www.pvl.cz/vodohospodarske-informace/vodni-dila/vodni-dila-a-nadrze>>.

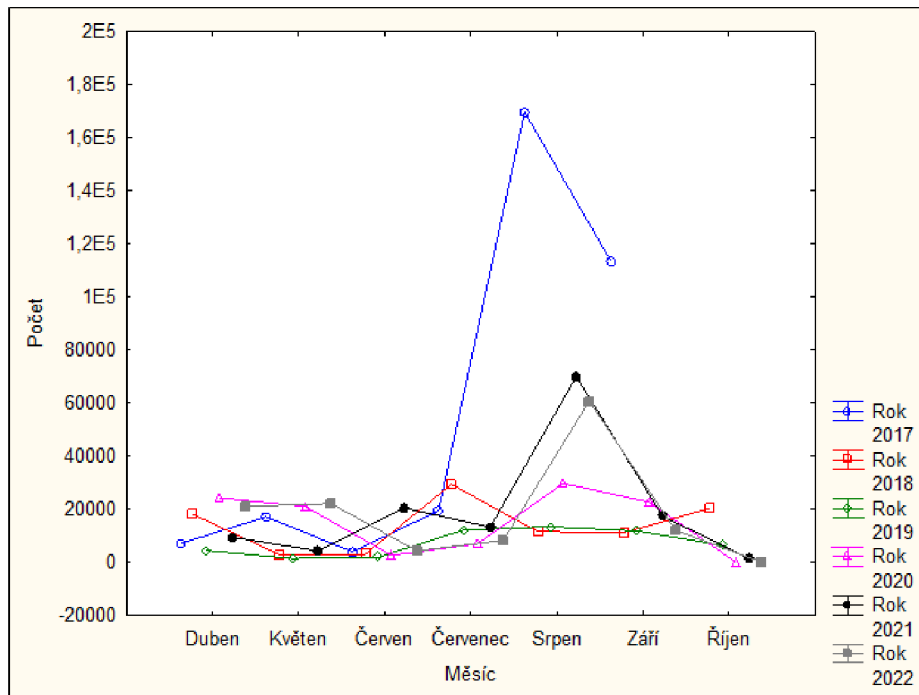
Povodí Vltavy, státní podnik, ©2013: Vodní dílo Slapy (online) [cit. 2022. 12. 02], dostupné z <<http://www.pvl.cz/files/download/vodohospodarske-informace/vodni-dila-a-nadrze/slapy.pdf>>.

Roser, M., Ospina, E. O., 2018: World Population Growth. (online) [cit. 2023. 13. 03], dostupné z <<https://ourworldindata.org/world-population-growth>>.

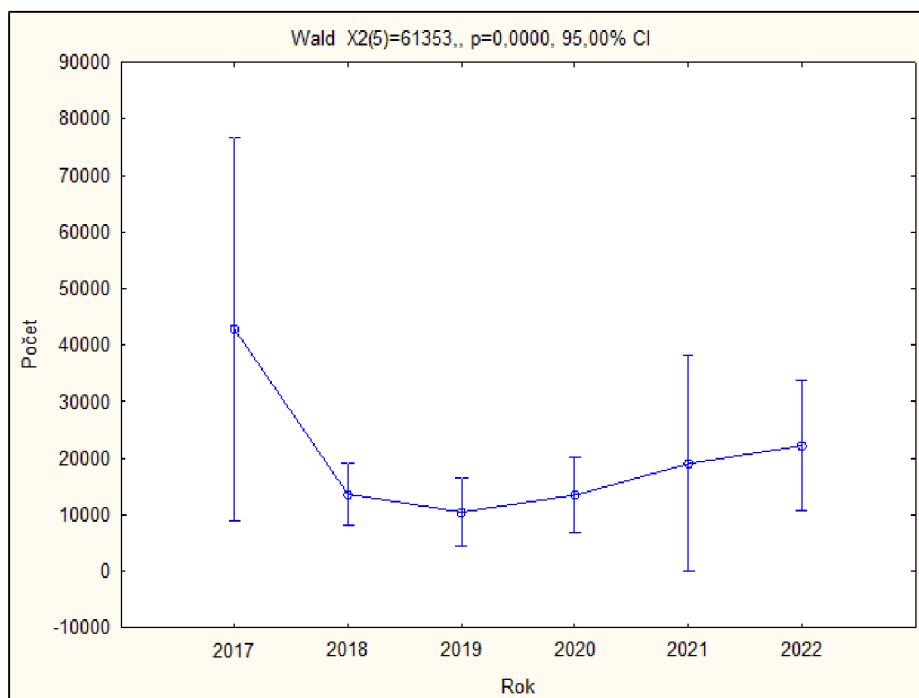
Vitvar, P., 2008: V čem spočívá metoda elektrokoagulace? (online) [cit. 10. 03. 2023]., dostupné z <http://www.mestojablonec.cz/cs/mestsky-urad/pronovinare/tiskove-zpravy/aktualni-zpravy/v-cem-spociva-metoda-elektrokoagulace>>.

15. Přílohy

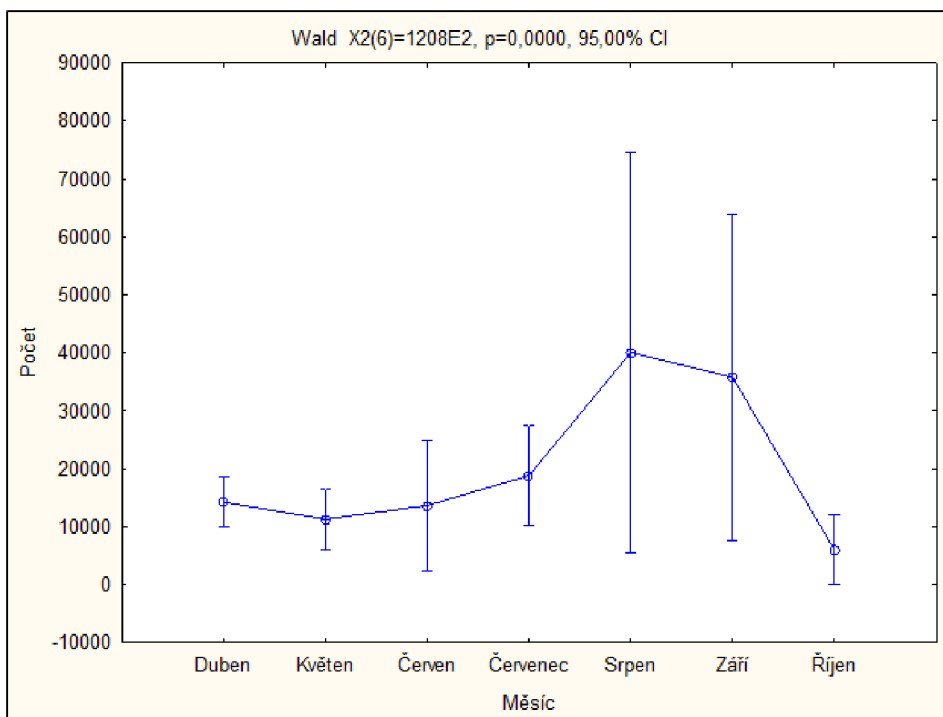
15.1. Grafy



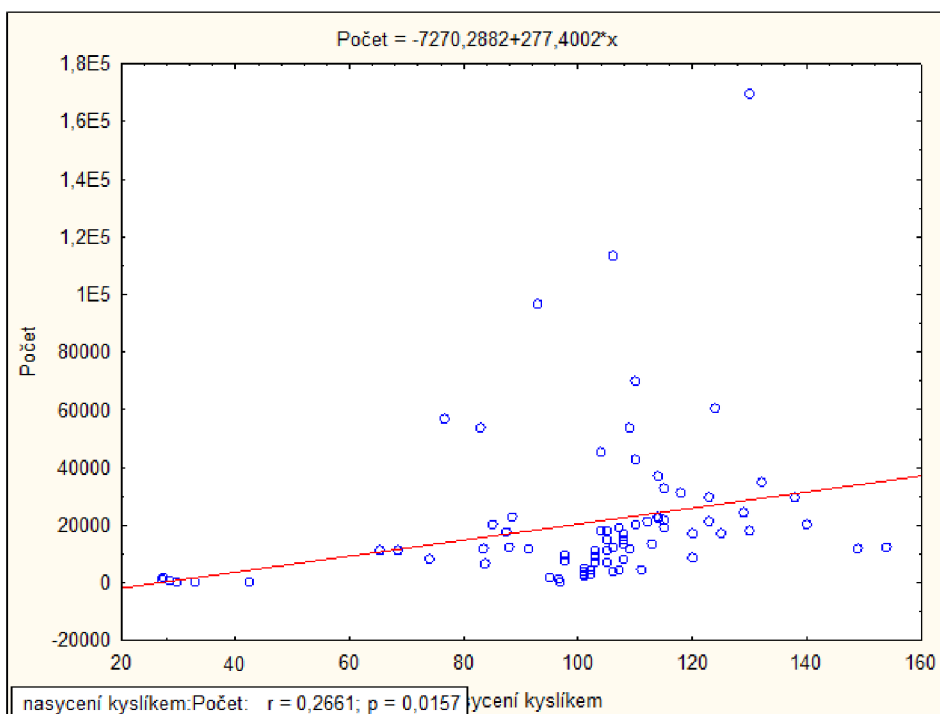
Graf 1: Počet sinic na lokalitě Slapy-Živohošť, rok 2017-2022



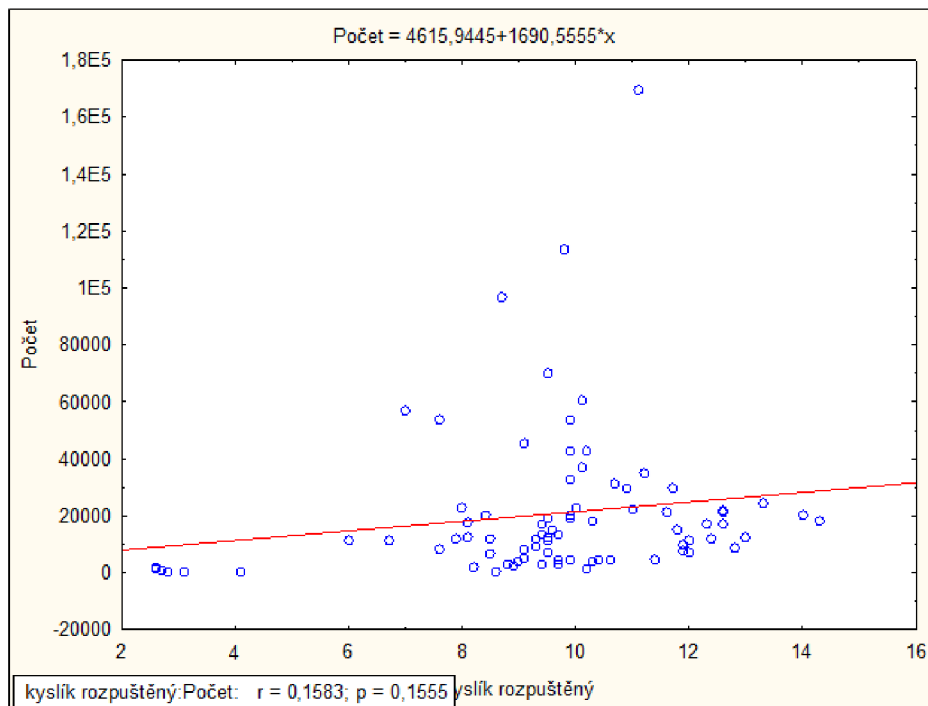
Graf 2: Počet sinici zjištěný v jednotlivých letech



Graf 3: Počet sinic v průběhu měsíců 2017-2022



Graf 4: Korelace mezi nasyčením kyslíkem a počtem sinic, rok 2017-2022



Graf 5: Korelace mezi rozpuštěným kyslíkem a počtem sinic, rok 2017-2022

15.2. Fotodokumentace



Fotodokumentace 1: Síť na odběr zooplanktonu (Vlastní fotografie, 2022)



Fotodokumentace 2: Zooplankton (Vlastní fotografie, 2022)



Fotodokumentace 3: Vzorčovníce na 100 ml (Vlastní fotografie, 2022)



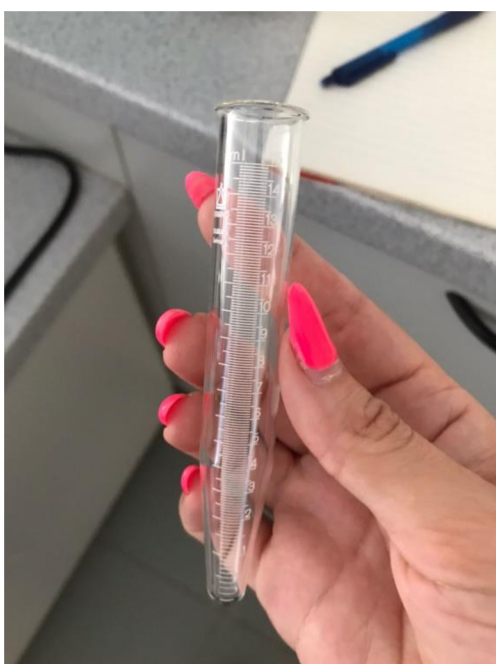
Fotodokumentace 4: Vzorkovnice na základní chemii 50 ml - filtrované (Vlastní fotografie, 2022)



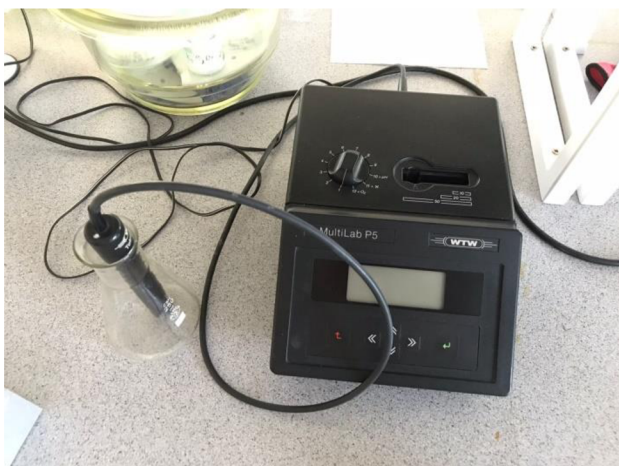
Fotodokumentace 5: Vzorkovnice na kovy filtrované 30 ml - fosfor (Vlastní fotografie, 2022)



Fotodokumentace 6: Odebraný fytoplankton (Vlastní fotografie, 2022)



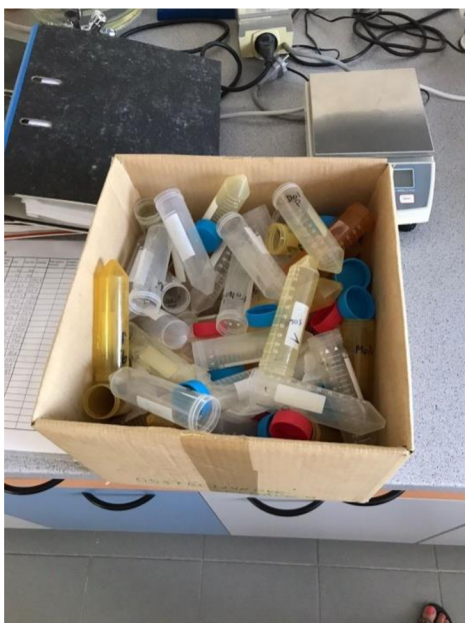
Fotodokumentace 7: Zkumavka pro měření přesného počtu buněk (ml), (Vlastní fotografie, 2022)



Fotodokumentace 8: Přístroj na měření konduktivity - MultiLab P5 (Vlastní fotografie, 2022)



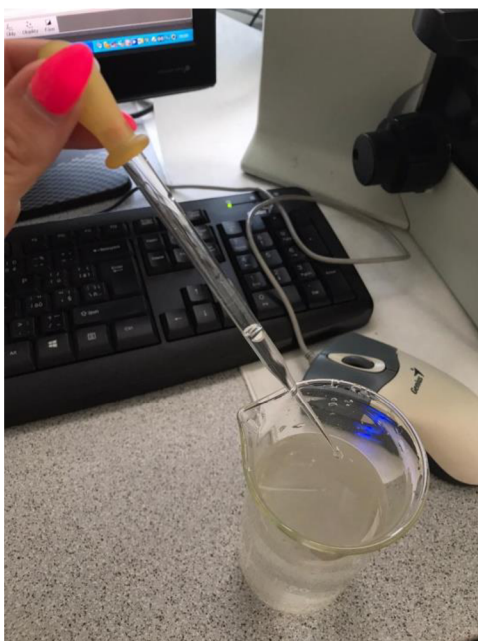
Fotodokumentace 9: Sedimentační zkumavky (Vlastní fotografie, 2022)



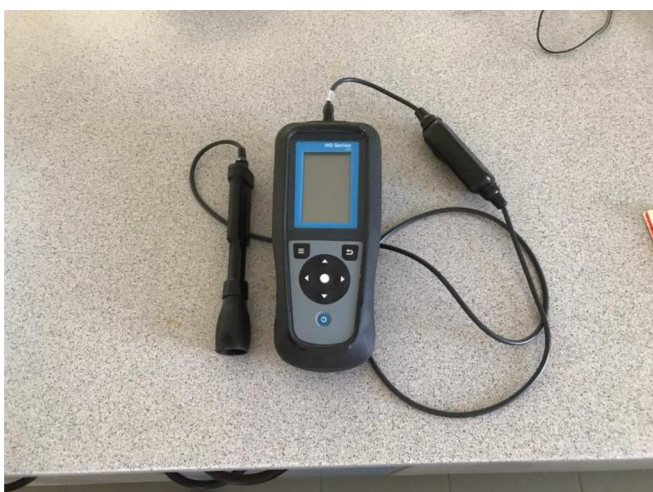
Fotodokumentace 10: Zkumavky (Vlastní fotografie, 2022)



Fotodokumentace 11: Podložní a krycí skličko (Vlastní fotografie, 2022)



Fotodokumentace 12: Pipeta na odběr vzorků (Vlastní fotografie, 2022)



Fotodokumentace 13: Sonda na měření teploty + měřák (Vlastní fotografie, 2022)



Fotodokumentace 14: Různé zbarvení chlorofylu (Vlastní fotografie, 2022)



Fotodokumentace 15: Spektrometr (Vlastní fotografie, 2022)



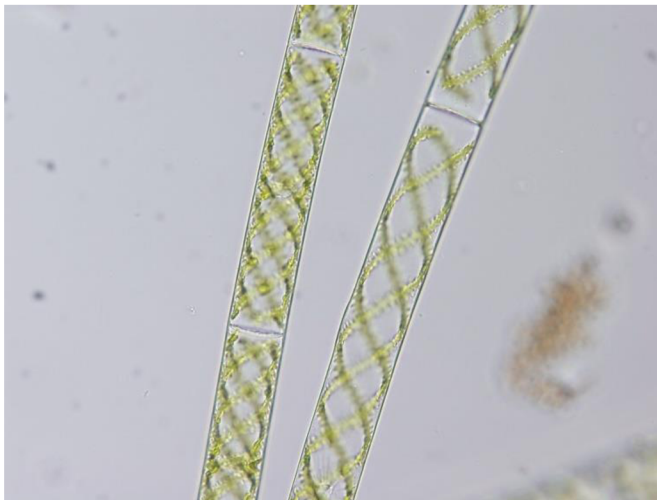
Fotodokumentace 16: Přístroj (SAN SYSTEM) na měření fosforu a dusíku (Vlastní fotografie, 2022)



Fotodokumentace 17: Pediastrum (BÚ Třeboň)



Fotodokumentace 18: Euglenophyta – váček (BÚ Třeboň)



Fotodokumentace 19: Zlatěnky (BÚ Třeboň)

15.3. Soupis druhů nalezených na sledovaných lokalitách v průběhu vegetační sezóny 2022 (x – značí zastoupení druhu na stanovišti)

Třída	Taxon	Stanoviště	
		1.	2.
<i>Bacillariophyceae</i>			
	<i>Asterionella formosa, M</i>	x	x
	<i>Aulacoseira granulata</i>		x
	<i>Aulacoseira muzzanensis</i>		x
	<i>Aulacoseira sp.</i>	x	x
	<i>Bacillariophyceae centricae</i>	x	x
	<i>Fragilaria acus, D</i>	x	x
	<i>Fragilaria crotonensis</i>	x	x
	<i>Nitzschia sp.</i>	x	
	<i>Synedra acus, H</i>	x	x
<i>Cryptophyceae</i>			
	<i>Cryptomonas curvata</i>	x	
	<i>Cryptomonas erosa</i>	x	x
	<i>Cryptomonas marssonii</i>	x	x
	<i>Cryptomonas sp.</i>	x	x
	<i>Plagioselmis nannoplanctica</i>	x	x
	<i>Rhodomonas minuta</i> <i>v. nannoplanctica</i>	x	x
<i>Cyanophyceae</i>			
	<i>Anabaena sp.</i>	x	x
	<i>Aphanizomenon flos-aquae, K</i>	x	x
	<i>Aphanizomenon gracile</i>		x
	<i>Aphanizomenon issatschenkoi</i>		x
	<i>Aphanizomenon sp.</i>	x	
	<i>Aphanocapsa sp.</i>	x	
	<i>Cuspidothrix issatschenkoi</i>	x	x
	<i>Dolichospermum crassum</i>	x	
	<i>Dolichospermum smithii</i>	x	
	<i>Dolichospermum sp.</i>		x
	<i>Limnothrix redekei</i>	x	x
	<i>Microcystis aeruginosa</i>	x	x
	<i>Microcystis sp.</i>	x	
	<i>Microcystis wesenbergii</i>	x	x
	<i>Planktothrix agardhii</i>	x	x
	<i>Planktothrix sp.</i>	x	
	<i>Pseudanabaena limnetica</i>	x	x
	<i>Pseudanabaena sp.</i>	x	x
	<i>Raphidiopsis mediterranea</i>		x

	<i>Snowella lacustris</i>	x	
	<i>Snowella sp.</i>	x	x
	<i>Woronichinia naegeliana</i>	x	x
<i>Dinophyceae</i>			
	<i>Ceratium hirundinella, M</i>	x	x
	<i>Gymnodinium fuscum</i>	x	x
	<i>Gymnodinium sp.</i>		x
	<i>Peridinium cinctum</i>	x	
	<i>Peridinium sp.</i>		x
<i>Euglenophyceae</i>			
	<i>Lepocinclis sp.</i>	x	
	<i>Trachelomonas sp.</i>		x
<i>Chlorophyceae</i>			
	<i>Ankyra ancora</i>		x
	<i>Ankyra judayi, B</i>	x	x
	<i>Ankyra lanceolata</i>		x
	<i>Carteria sp.</i>	x	
	<i>Coelastrum astroideum</i>		x
	<i>Coelastrum cambricum</i>	x	
	<i>Coelastrum microporum</i>	x	x
	<i>Coelastrum sp.</i>	x	x
	<i>Coenococcus planctonicus</i>	x	x
	<i>Desmodesmus communis</i>	x	x
	<i>Desmodesmus sp.</i>	x	
	<i>Eudorina elegans</i>		x
	<i>Chlamydomonas sp.</i>	x	x
	<i>Kirchneriella obesa, B</i>		x
	<i>Monoraphidium arcuatum</i>	x	x
	<i>Monoraphidium contortum</i>	x	x
	<i>Monoraphidium minutum</i>	x	x
	<i>Pediastrum boryanum</i>	x	
	<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>	x	x
	<i>Scenedesmus disciformis</i>	x	
	<i>Scenedesmus linearis</i>	x	x
	<i>Tetraedron minimum, K</i>	x	x
	<i>Treubaria setigera</i>		x
	<i>Willea vilhelmii</i>		x
<i>Klebsormidiophyceae</i>			
	<i>Elakatothrix genevensis</i>	x	x
<i>Synurophyceae</i>			
	<i>Mallomonas akrokomos</i>	x	x
	<i>Mallomonas sp.</i>	x	
	<i>Synura sp.</i>	x	x

Trebouxiophyceae			
	<i>Crucigenia tetrapedia</i>	x	
	<i>Crucigeniella apiculata</i>	x	
	<i>Dictyosphaerium tetrachotomum, B</i>		x
	<i>Didymocystis planctonica</i>		x
	<i>Koliella longiseta</i>	x	
	<i>Lagerheimia genevensis</i>	x	
	<i>Nephrocytium agardhianum</i>	x	
	<i>Oocystis marssonii</i>	x	
	<i>Oocystis sp.</i>	x	x
Zygnematophyceae			
	<i>Closterium limneticum, K</i>	x	
	<i>Cosmarium sp.</i>	x	x
	<i>Staurastrum bieneanum</i>	x	
	<i>Staurastrum planctonicum</i>	x	x