



Fakulta zemědělská
a technologická
Faculty of Agriculture
and Technology

Jihočeská univerzita
v Českých Budějovicích
University of South Bohemia
in České Budějovice

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH FAKULTA ZEMĚDĚLSKÁ A TECHNOLOGICKÁ

Katedra aplikované ekologie

Diplomová práce

**Hodnocení míry znečištění vodních nádrží sinicemi metodami
dálkového průzkumu Země**

Autor práce: Mgr. Novák Matěj

Vedoucí práce: Ing. Václav Nedbal, Ph.D

České Budějovice
2023

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem autorem této kvalifikační práce a že jsem ji vypracoval pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu použitých zdrojů.

V Českých Budějovicích dne

.....
Podpis

Abstrakt

Kvalifikační práce se zabývá vyhodnocením znečištění vybraných vodních nádrží sinicemi a řasami pomocí jejich spektrálních vlastností. V práci jsou porovnána data naměřená terénním spektrometrem ASD Fieldspec 4 s laboratorně vyhodnocenými daty odebranými *in situ*. Pro zhodnocení míry znečištění sinicemi a řasami byly vybrány spektrální algoritmy 709/620 a 709/665. Hodnoty spektrálních algoritmu 709/620 a 709/665 vykazovaly těsnou lineární závislost s laboratorně vyhodnocenými koncentracemi fykocyaninu a chlorofylu-*a* (709/620 s PC a 709/665 s Chl-*a*) a regresní modely dosahovaly značné přesnosti ($R^2_{PC} = 0,7339$; $R^2_{Chl-a} = 0,7899$). V případě vztahu spektrálního algoritmu 709/665 s TP, PP a PN bylo taktéž dosaženo těsné lineární závislosti. A regresní modely dosahovaly opět značných přesností ($R^2_{TP} = 0,7273$, $R^2_{PP} = 0,7466$, $R^2_{PN} = 0,7491$). To naznačuje, že využití spektrometru ASD Fieldspec 4, potažmo jiných metod DPZ využívajících pro vyhodnocování spektrální reflektanci, nabízí v praxi vhodnou alternativu k vyhodnocování stavu povrchových vod prostřednictvím laboratorního vyhodnocování vzorků.

Klíčová slova: Znečištění povrchových vod, sinice a řasy, fykocyanin, dálkový průzkum Země

Abstract

The thesis deals with evaluating the pollution of selected water reservoirs by cyanobacteria and algae using their spectral characteristics. The thesis compares data measured by a spectroradiometer ASD Fieldspec 4 with laboratory-evaluated data collected *in situ*. Spectral algorithms 709/620 and 709/665 were chosen to evaluate the degree of pollution by cyanobacteria and algae. The values of the spectral algorithms 709/620 and 709/665 showed a close linear relationship with the laboratory-evaluated concentrations of phycocyanin and chlorophyll-*a* (709/620 with PC and 709/665 with Chl-*a*) and the regression models achieved considerable accuracy ($R^2_{PC} = 0.7339$; $R^2_{Chl-a} = 0.7899$). In the case of the relationship of the spectral algorithm 709/665 with TP, PP and PN, a close linear dependence was also achieved. And the regression models again achieved considerable accuracy ($R^2_{TP} = 0.7273$, $R^{2PP} = 0.7466$, $R^2_{PN} = 0.7491$). This indicates that the use of the ASD Fieldspec spectrometer, and thus other DPZ

methods using spectral reflectance for evaluation, offers in practice a suitable alternative to evaluating surface water status through laboratory evaluation of samples.

Keywords: Surface water pollution, cyanobacteria and algae, phycocyanin, remote sensing

Poděkování

V první řadě bych chtěl poděkovat Ing. Václavu Nedbalovi, Ph.D. za jeho erudovanost, profesionalitu a odborné vedení v průběhu psaní kvalifikační práce. Dále bych chtěl poděkovat mé rodině za všestrannou a neutuchající podporu a nejbližším přátelům za často nechtěné, ale potřebné vyrušení od studia. Poslední poděkování patří mé přítelkyni, která s nadhledem snáší veškeré trpkosti a úskalí, které moje vysokoškolské vzdělávání nabízí.

Obsah

Úvod.....	8
1 Literární přehled.....	9
1.1 Základní princip dálkového průzkumu Země.....	9
1.1.1 Podstata zpracování dat a vytváření obrazu v DPZ	9
1.1.2 Spektrální vlastnosti vody, řas a sinic	10
1.2 Sinice	11
1.2.1 Charakteristika sinic	11
1.2.2 Buněčná stavba sinic	12
1.2.3 Přizpůsobivost sinic	14
1.2.4 Ekologie sinic	14
1.3 Vodní květ	15
1.3.1 Faktory zapříčiňující vznik vodního květu	16
1.3.2 Limitující faktory pro vznik vodního květu	17
1.3.3 Následky vodního květu ve vodním prostředí	18
1.4 Znečištění vod	19
1.5 Eutrofizace vod.....	20
1.5.1 Zdroje eutrofizace vod	21
1.5.2 Dopady eutrofizace vod	24
1.5.3 Možnosti zjišťování kvality vod	24
2 Metodika	26
2.1 Cíle práce a hypotézy	26
2.2 Design výzkumu	26
2.3 Popis vybraných vodních ploch	27
2.4 Využití statistické metody	27
3 Výsledky	29
4 Diskuse.....	36

Závěr	42
Seznam použité literatury.....	43
Seznam obrázků	51
Seznam tabulek	52
Seznam použitých zkratk.....	53
Seznam příloh.....	54

Úvod

Voda je považována za jeden ze základních faktorů, který podmiňuje vznik života. Ve srovnání s planetami naší sluneční soustavy je planeta Země výjimečná mimo jiné tím, že vody obsahuje nejvíce (0,024 % hmotnosti Země). V evoluci života voda vždy hrála významnou roli, jakožto i v rozvoji lidské civilizace. Ta byla a stále je na vodě závislá. Celosvětová politika nakládání s vodou se v průběhu několika uplynulých dekád měnila, tak jak vyvstávala čím dál tím větší potřeba efektivní správy vodních zdrojů a udržení/zlepšení jejich kvality (Kopáček, Hejzlar a Rulík, 2020).

Lidská činnost se odráží na kvalitě povrchových vod tím, že dochází k jejich znečištění. Na zhoršující se kvalitu povrchových vod má největší vliv nadměrná produkce odpadních vod a intenzivní zemědělská činnost, která vyžaduje průmyslově vyráběná hnojiva. Látky obsažené v hnojivech se dostávají do cyklu vody, čímž zvyšují její trofii. Tento proces se označuje jako eutrofizace. Problémem je, že ve vodách s vyšší úživností se velmi daří řasám a sinicím. Ty za vhodných podmínek vytváří vodní květy, které mají velmi negativní dopady pro dané vodní ekosystémy a celkově zhoršují kvalitu vod (Kočí, Burkhard a Maršálek, 2000; Nedbal a Brom, 2019; Pouličková, 2011).

Pokud chceme udržovat či zlepšovat kvalitu povrchových vod, musíme mít vhodné nástroje, jak zjišťovat míru jejich znečištění. Využívané laboratorní rozborů vod jsou velmi přesné, ale jsou náročné z hlediska času, vybavení a lidských zdrojů. Proto se jako vhodná alternativa jeví využívání dálkového průzkumu Země (Brom, Nedbal a Duras, 2019).

Na téma hodnocení kvality povrchových vod dálkovým průzkumem Země se již zaměřila řada odborných prací. Většina z nich pro vyhodnocování používala satelitní snímky. Nedbal a Brom (2019) či Pikl, Maršálek, Maršálková, Pavlíková a . (2014) však využili pro hodnocení dat přenosné spektrometry.

Cílem této kvalifikační práce je (1) zhodnocení míry znečištění vybraných vodních nádrží sinicemi prostřednictvím spektrometru; (2) porovnání naměřených dat ze spektrometru s daty laboratorně vyhodnocenými a na základě tohoto porovnání (3) určení, zda by přenosné spektrometry mohly být vhodnou alternativou pro kvalitní zhodnocení znečištění sinicemi.

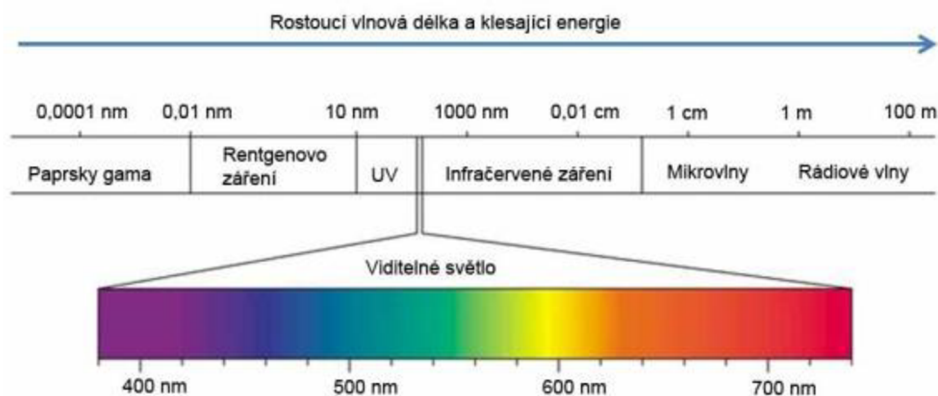
1 Literární přehled

1.1 Základní princip dálkového průzkumu Země

Prostřednictvím dálkového průzkumu Země (DPZ) se získávají informace o objektech a jevech bezkontaktně (Halounová a Pavelka, 2005). K získání informací je v DPZ využíváno vlastností elektromagnetického záření (EMZ). Měří se množství odraženého či vyzářeného záření, které je vydáváno každým tělesem, vyjma toho, jehož teplota se rovná absolutní nule (tj. $-273,15\text{ }^{\circ}\text{C}$). Objekty na Zemi či samotný zemský povrch mají určité fyzikální vlastnosti. Dopadající EMZ vzájemně interaguje s povrchem, na který dopadá. Následné odražené záření (či záření vyzářené zemským povrchem) je zaznamenáno speciálními přístroji - radiometry (Copernicus, 2022). Nejvíce využívanými přístroji v DPZ jsou družicové nebo letecké senzory, přičemž v menší míře jsou používány i jejich pozemní nosiče. Princip získávání dat může být pasivní (typické např. pro družice) nebo aktivní (např. radary). V případě aktivního snímání radary vysílají své vlastní záření, které je po odrazu od objektu či zemského povrchu zpětně zachyceno (Plánka, 2007; Verbyla, 1995).

1.1.1 Podstata zpracování dat a vytváření obrazu v DPZ

EMZ se prostorem pohybuje jako vlna, která je složena ze sinusoidy elektrické vlny E a magnetické vlny M. Ty spolu navzájem svírají pravý úhel a jsou souběžné se směrem šíření vlny. Vzdálenost mezi vrcholy dvou sousedních vln se nazývá vlnová délka (λ) a frekvence (f) vyjadřuje počet průchodů vrcholů pevně stanoveným místem v prostoru. Vlna se šíří rychlostí světla (c). Celé elektromagnetické spektrum se může rozdělit podle vlnové délky do několika základních oblastí. V DPZ se využívá pouze část spektra v rozmezí cca 300 nm až 1 metr (Copernicus, 2022; Zemek, 2014). Celé elektromagnetické spektrum je členěno do několika oblastí podle vlnové délky (viz. Obrázek 1).



Obrázek 1: Elektromagnetické spektrum (Labguide, 2019)

Data získaná během DPZ se mohou vyobrazovat v analogové nebo digitální podobě. Avšak analogová podoba dat se využívá zejména v letecké fotogrammetrii. Pro vyobrazování dat z družicových systémů se využívá digitální obraz. Ten se skládá z gridu (mřížky) obsahujícího čísla. Buňky gridu jsou pixely. Ty obsahují hodnoty nazývané „digital number“ (DN). Pomocí hodnot DN grid reprezentuje určitou kvantitu, jako je elevace, svahový gradient nebo spektrální jas, a je často nazýván digitálním obrazem (Homolová, Pivovarník a Zemek, 2014; Verbyla, 1995).

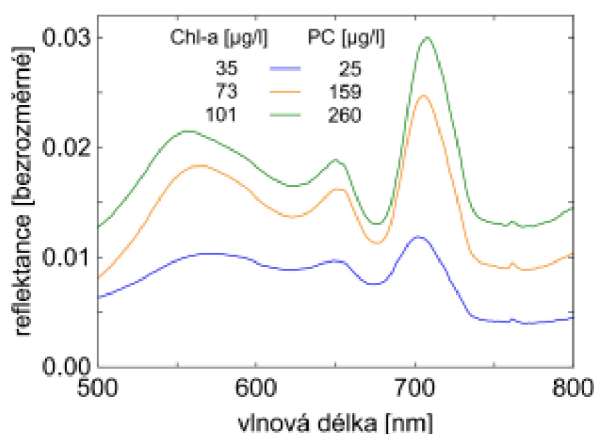
1.1.2 Spektrální vlastnosti vody, řas a sinic

Každý druh povrchu má svým způsobem unikátní spektrální charakteristiku. To znamená, že každý povrch je unikátní v tom, že vykazuje rozdílné hodnoty v odrazivosti krátkovlnného záření a hodnoty emise dlouhovlnného záření. Celkové množství odraženého záření udává spektrální odrazivost (R_λ). Hodnota R_λ je udávána v procentech a určuje ji poměr intenzity odraženého záření (M_r) a dopadajícího záření (M_i) o určité vlnové délce. Z tohoto poměru lze pak vyvodit spektrální křivku odrazivosti objektu (Dobrovolný, 1998; Homolová et al., 2014).

Spektrální chování vody se vyznačuje řadou specifických vlastností. Její R_λ ovlivňují látky v ní obsažené, povrch hladiny nebo skupenství, ve kterém se zrovna nachází. Pokud je voda v kapalném skupenství a je velmi čistá, tak většinu EMZ pohltí – EMZ se odráží jen mírně při 400-500 nm, tedy v modrém pásmu. Naopak pevné skupenství vody vykazuje vysokou R_λ . Vody v kapalném skupenství, které obsahují „mechanické“ příměsi, tedy rozpuštěné sedimenty, vodní rostliny či fytoplankton, se typicky vyznačují jinými hodnotami R_λ ve viditelných, ale i v infračervených vlnových délkách oproti hodnotám R_λ čisté vody (Homolová et al., 2014).

Rozdíly mezi hodnotami R_λ čisté vody a hodnotami vody, která obsahuje znečišťující příměsi, se využívají v DPZ k hodnocení stavu povrchových vod. Na základech z měření se pak může určit např. koncentrace znečišťujících látek. Celá řada prací se zaměřuje na hodnocení znečištění vod fytoplanktonem, tedy sinicemi a řasami (viz. např. Li et al., 2010; Mishra et al., 2013; Nedbal a Brom, 2019; Píkl et al., 2014; Randolph et al., 2008; Shi, Zhang, Qin a Zhou, 2019). K hodnocení stavu vod se využívají spektrální vlastnosti chlorofylu-*a* (řasy) a fykocyaninu (sinice), tedy pigmentů, které jsou obsaženy v buněčných strukturách daných organismů. Metodiky odborných prací se liší především ve využívání různých hodnot R_λ pigmentů. Avšak pro chlorofyl-*a* (Chl-*a*) se nejvíce využívá hodnot R_λ při vlnové délce 709 a 665 nm. A to z toho důvodu, že při vlnové délce 709 nm Chl-*a* vykazuje vysokou odrazivost od buněčných

struktur a při 665 nm naopak záření nejvíce absorbuje. Pro fykocyanin (PC) se využívá nejčastěji hodnota R_λ při vlnové délce 620 nm (viz např. Nguy-Robertson, Li, Tedesco, Wilson a Soyeux, 2013; Randolph et al., 2008; Rowan, 1989; Shi et al. 2019; Yacobi, Köhler, Leunert a Gitelson, 2015). Pokles odrazivosti na zmiňovaných vlnových délkách absorpčních maxim Chl-*a* (665 nm) a fykocyaninu (620 nm) společně se vzrůstem odrazivosti v reflektančním maximu buněčné struktury (709 nm) lze pozorovat v Obrázku 2, na němž lze i vidět, jak se zvyšující koncentrace Chl-*a* a PC projevují na zvyšující se intenzitě odrazu záření.



Obrázek 2: Spektrální reflektance na hladině ve vodách s různými koncentracemi chlorofylu-*a* (Chl-*a*) a fykocyaninu (PC) (Brom et al., 2022, s. 17).

1.2 Sinice

Studium sinic má v České republice dlouhou historii a jedním z předních vědců zabývajících se sinicemi je Prof. Jiří Komárek. Granéliová a Turner (2006, s. 31) dokonce uvádějí, že „*Prof. Jiří Komárek je pravděpodobně největším expertem na sinice...*“ (volně přeloženo). Český název sinice převzal z polštiny Novák (1930), čímž nahradil pojmenování Preslovo a Hansgirgovo sinné řasy (Fott, 1967).

1.2.1 Charakteristika sinic

Sinice patří mezi fotoautotrofní prokaryotické organismy. Evolučně jsou velmi staré a díky rozličným mechanismům mohou osidlovat a přežít ve všech biotopech na Zemi (Bryant, 2006; Komárek a Anagnostidis, 2005). Jejich stáří je odhadováno prostřednictvím nálezů fosílií a uvádí se, že sinice se na Zemi objevily již v pre-kambriu, přibližně před 3,5 – 2,5 miliardami let. Přičemž dominantní postavení sinic je datováno na dobu zhruba mezi 2,5 – 0,6 miliardami let. Toto časové rozmezí je označováno jako věk sinic, protože sinice byly v tu dobu nejvýznamnějšími fototrofy

na planetě. Předpokládá se, že jejich evoluční vývoj je spjat s anaerobními fotosyntetizujícími bakteriemi (Kalina a Váňa, 2005; Maršálek, 2005; Whitton a Potts, 2000).

Sinice se jako jedny z prvních organismů schopných fotosyntézy podílely na současném složení atmosféry a stále ji významně ovlivňují (Bryant, 2006). Kalina a Váňa (2005) uvádí, že díky „ochotě“ sinic vstupovat do symbiotických vztahů byl možný symbiotický původ chloroplastů, které jsou přímo nebo zprostředkovaně odvozeny právě od sinic. Díky své fotosyntetické aktivitě jsou sinice v ekosystému řazeny mezi primární producenty a společně s řasami vytváří až 70 % veškerého kyslíku v atmosféře (Pouličková, 2011). Vyjma fotosyntetické aktivity zastávají sinice důležitou roli v cyklech uhlíku (C) a dusíku na Zemi a i v potravních řetězcích, kde jsou významným zdrojem potravy pro vyšší organismy, jakožto součást fytoplanktonu (Mishra, Tiwari a Rai, 2018). Sinice tak tvoří nepostradatelnou součást vodních ekosystémů (Whitton a Potts, 2000).

Sinice mají nejčastěji kulovitý či válcovitý tvar a jsou buď jednobuněčné, nebo vláknité. Jednobuněčné žijí samostatně, anebo se shlukují do kolonií. Rozmnožují se pouze nepohlavně, a to buď dělením buněk, nebo rozpadem stélky. Rychlost rozmnožování závisí na podmínkách prostředí. Pokud jsou podmínky optimální, je rychlost rozmnožování velmi rychlá a v rámci 24 hodin mohou některé druhy svoji abundanci až zdvojnásobit (Bryant, 2006; Sinicearasy, 2023; Znachor, 2005).

Sinice obvykle nabývají velikosti 1–10 mikrometrů (Maršálek, 2002). Vzácně mohou mít velikost blízká až 60 – ti mikrometrům (Šejnohová a Maršálek, 2005). Doposud bylo popsáno celosvětově okolo 400 rodů s přibližně 4000 druhy sinic a v České republice se jich vyskytuje zhruba 500 druhů (sinicearasy, 2023). Nabout et al. (2013) odhaduje celosvětově počet druhů na 6280. Popis jednotlivých druhů sinic popisuje např. práce Kaštovského et al. (2018) a jejich systematiku např. práce Komárka, Kaštovského, Mareše a Johansena (2014).

1.2.2 Buněčná stavba sinic

Buněčná stěna sinic je složena ze dvou různých vrstev. Vnější vrstva je lipoproteinová a vnitřní je tvořena peptidoglykanem. Celkově je buněčná stěna dost pevná a vykazuje gramnegativní reakci. Na povrchu řada sinic vytváří slizové obaly nebo pochvy. Buněčné složení sinic je velmi jednoduché. Nemají např. mitochondrie, Golgiho aparát, endoplazmatické retikulum ani vakuoly. Protoplasma je rozlišena na vnitřní bezbarvou část a vnější barevnou. Střední část obsahuje kruhovou molekulu kyseliny deoxyribonukleové (DNA). Tato část se označuje jako nukleoid a považuje

se za „jádro“ buňky sinic. Ve vnější části protoplazmy se nachází ploché váčky s fotosyntetickým aparátem (thylakoidy). Ty představují nejnápadnější útvar buňky sinice (Bryant, 2006; Mishra et al., 2018; Whitton a Potts, 2000). Thylakoidy obsahují proteinové komplexy fotosystémů I a II, kde dochází k přeměně světelné energie na chemickou – během fotolýzy vody se uvolňuje kyslík a vodíkové ionty a uvolněné elektrony postupují dále do reakčního centra, které zajišťuje přenos energie v elektronových transportních řetězcích (Kalina a Váňa, 2005). Součástí membrány thylakoidu je chlorofyl a (dle druhu sinice i jiné typy – b, c, d, e a f), α - i β - karoten a xanthofyly (echinenon, myxoxanthofyl, zeaxanthin). Poměr barviv není u všech druhů stejný (Bryant, 2006; Mishra et al., 2018; sinicearasy, 2023). Přítomnost karotenů v thylakoidech má chránit fotosyntetický aparát sinic před vysokou světelnou intenzitou, a to zvláště v UV oblasti (Hoiczky a Hansel, 2000; sinice, 2023).

Na povrchu thylakoidálního váčku se nachází fykobilizomy, což jsou útvary, které obsahují specifická barviva - fykobiliny / fykobiliproteiny. Fykobiliny jsou tři. Dva z nich jsou modré pigmenty - c-fykocyanin ($A_{max} = 620 \text{ nm}$) a allofykocyanin ($A_{max} = 650 \text{ nm}$). C-fykoerythrin ($A_{max} = 656 \text{ nm}$) je červený pigment. Pigmenty plní funkci světlosběrné antény a rozšiřují spektrum vlnových délek světla i do oblastí, které chlorofyl nevyužívá (sinicearasy, 2023).

Další buněčnou strukturou sinic jsou karboxyzomy. Ty jsou velmi důležité zejména pro sekundární fázi fotosyntézy, protože v nich probíhá fixace oxidu uhličitého (CO_2) do Calvinova cyklu, kdy v následných jeho procesech vznikají polysacharidy. Za fixaci CO_2 je zodpovědný enzym RUBISCO (ribulózo-1,5-bifosfátkarboxyláza/oxidáza). Karboxyzomy tak plní totožnou funkci jako pyrenoidy v buňkách eukaryot (Kalina a Váňa, 2005; Mishra et al., 2018).

Buňky planktonních sinic obsahují plynové měchýřky, které jsou agregované do aerotopů, což jsou válcové struktury ve tvaru mnohostěnu a buňka jich obsahuje většinou více (Kalina a Váňa, 2005). Aerotopy jsou jedinou známou plynem naplněnou strukturou v živých buňkách. Stěna aerotopů, potažmo jednotlivých plynových měchýřků je propustná pro všechny plyny rozpuštěné ve vodě. Počet aerotopů se reguluje buněčnými mechanismy a je ovlivněn abiotickými faktory prostředí. Sinice přijímáním plynů do aerotopů z okolí snižují svou specifickou hmotnost a regulují tak svoji polohu ve vodním sloupci (Mishra et al., 2018, sinicearasy, 2023).

Mnohé sinice jsou schopny vázat plyný dusík (N_2). K fixaci dochází v heterocyttech, kde za účasti enzymu nitrogenázy z plynného N_2 vzniká amoniak, který je vázaný

jako glutamin. Fixace N₂ probíhá za anaerobních podmínek. Pokud by byl kyslík přítomen, inaktivoval by nitrogenázu a fixace N₂ by nebyla možná. K vytvoření heterocytů je zapotřebí nízký obsah dusíkatých látek v prostředí. Pokud tento stav nastane, sinice heterocyty vytvoří do 24 hodin. U sinic, které heterocyty nemají, probíhá fixace N v noci, kdy je fotosyntetická aktivita výrazně snížena (sinice, 2023).

Při vyšším stáří populace či při nedostatku živin v prostředí vytvářejí sinice často akinety. Ty uvnitř mají granulovaný obsah, který tvoří zásobárnu živin. Akinety tak slouží k přežití nepříznivých podmínek (Kalina a Váňa, 2005).

1.2.3 Přizpůsobivost sinic

Chromatická adaptace je jedním z nejstěžejnějších přizpůsobení sinic. Jedná se o pružné složení fykobyliozómů, které umožňuje sinicím fotosyntetizovat i při nízké hladině osvětlení (Bryant, 2006). Díky různé vlnové délce procházejícího světla ve sloupci vody se mění poměry fykocyaninových a fykoeritrinových subjednotek v thylakoidech. Alofykocyaninová dřev se nemění. Díky změně v počtu subjednotek dochází k rozdílu v barvě sinic téhož kmene (Kalina a Váňa, 2005). Sinice se barví buď více do modra či více do červena. Sinice tak vytváří komplementární barvu k barvě dopadajícího světla, přičemž záleží i na jeho intenzitě a délce trvání (Pouličková, 2011; sinicearasy, 2023). Chromatickou adaptaci popsal již Engelmann (1883) a experimentálně ji doložil Boresch (1921).

K přizpůsobivosti sinic lze zařadit i schopnost některých druhů přežít v anaerobním prostředí na fotosyntézu, při které je jako donor elektronů užíván sulfan. Předpokládá se, že tento druh fotosyntézy předcházel fotosyntéze, při níž je donorem elektronů voda (Cohen, Padan a Shilo, 1975; Klatt, De Beer, Häusler a Polerecky, 2016).

Díky obranným mechanismům a přizpůsobivosti v měnícím se prostředí mají sinice konkurenční výhodu oproti eukaryotickým autotrofům (Whitton a Potts, 2000; Klatt et al., 2016).

1.2.4 Ekologie sinic

Historicky dokázaly sinice tolerovat nízký obsah kyslíku, vysokou míru UV záření, zvýšenou koncentraci sulfanu, zvýšenou koncentraci síry a extrémní teploty (Whitton a Potts, 2000). Již z toho je zřejmé, že i v nynější době lze sinice nalézt téměř ve všech ekosystémech. Od oceánů, přes plochy se sladkou vodou, vlhké půdy, na skalách, uvnitř kamenů, v jeskyních, v ledovcích, ve vzduchu či na živočiších. Vyskytují se ve formě planktonu, anebo jako biofilmy. Typické pro sinice je i osidlování

extrémních biotopů, vyjma velmi kyselých lokalit (De Los Ríos, Grube, Sancho a Ascaso, 2007; sinicearasy, 2023).

Ve vodním prostředí, jak mořském, tak ve sladkých vodách, jsou sinice nedílnou součástí potravních řetězců. Ve vyšší míře se vyskytují ve vodách bohatých na živiny. V terestickém prostředí jsou sinice velmi důležité z hlediska jejich schopnosti fixovat N. A rámci jejich symbiotických vztahů mohou zvyšovat úrodnost půdy. Jsou velmi důležitým faktorem pro udržování půdní krusty v polopouštích a díky jejich výskytu v aridních oblastech je možné farmaření na těchto půdách. Klíčovou roli v těchto extrémních oblastech hraje přizpůsobení sinic pro jejich růst v podmínkách, které se blíží limitu pro jakýkoliv život. Mohou zde přežívat především díky svým obranným mechanismům, zejména pro schopnost vyschnutí a následného růstu, pro ochranu před vysokými teplotami, vysokou mírou salinity a jinými environmentálními stresy (Whitton a Potts, 2000).

Díky citlivosti jejich fotosyntetického aparátu a chromatické adaptaci mohou sinice prosperovat i na místech jako jsou jeskyně, hluboko pod hladinou vody – až 200 m pod hladinou, v kamenech či v ledovcích (sinicearasy, 2023). Je samozřejmé, že se vyskytují i v prostředí jako jsou např. nádrže čističek odpadních vod, které špatným managementem svého provozu mohou přispívat k podpoře rozvoje sinic (Drábková, 2007).

1.3 Vodní květ

Úspěšnost růstu druhu v prostředí závisí na schopnosti optimalizovat čerpání zdrojů, efektivně je využívat a minimalizovat ztráty. Ekologické a fyziologické vlastnosti sinic umožňují sinicím velmi dobře konkurovat jiným organismům v prostředí. To vede k tomu, že za vhodných podmínek dochází k přemnožení sinic, které je označováno termínem vodní květ (Whitton a Potts, 2000).

Whitton a Potts (2000) uvádí, že definice vodního květu není příliš šťastně popsána, ale obecně slovní spojení vodní květ popisuje situaci, kdy biomasa fytoplanktonu je signifikantně vyšší, než běžný průměr typu dané vodní plochy. Dále uvádějí, že ve vodárenských či v rekreačních nádržích se jedná o vodní květ, pokud koncentrace Chl-*a* přesáhne 10 mg/m³, což je zhruba 20 000 buněk na 1 ml vody. Říhová Ambrožová (2023) a Fanxiang, Ronghua, Junfeng, a Xiaodong (2009) však uvádějí, že se jedná o vodní květ v případě, když celkový objem biomasy dosahuje 10 cm³ na 1 m³ vody, a že je vodní květ pozorován již při 10 000 jedinců v 1 ml vody.

Typickým projevem vodního květu je zakalení vody a okem viditelná vrstva mikroorganismů na vodní hladině, neuston. Vodní květ není záležitostí jen sinic, ale mohou ho tvořit i řasy. Především zelené řasy rodu *Hydrodictyon*, *Chlorella* a *Chlamydomonas* či rozsivky druhu *Synedra* a *Cytonela*, anebo zlativky rodu *Synura*. U sinic se jedná nejčastěji o druhy rodu *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Microcystis* a *Oscillatoria* (Ambrožová, 2003; Whitton a Potts, 2000; Znachor, 2005). Je také typické, že výskyt vodního květu je dynamický, což značí jeho proměnlivost v rámci vegetační sezóny. Na jaře je společenstvo fytoplanktonu českých vod velmi podobné. Tvoří ho zejména planktonní rozsivky a v menší míře se objevují skrytěnky a sinice *Limnothrix redekei*. Během dubna – května se významně navyšuje podíl planktonních sinic. Nástup letního fytoplanktonu je spojen s vymizením rozsivek a zvyšováním počtosti řas, což je spojováno se začátkem tvorby vodních květů. Biomasa planktonu dosahuje svého maxima v srpnu, kde biomasu fytoplanktonu tvoří převážně sinice rodu *Anabaena*, *Aphanizomenon* (Janda, Pechar, Musil, Pecharová a Plesník, 1996). V letních měsících sinice celkově dominují ve fytoplanktonu zhruba v 70 – 80 % vodních nádrží v České republice (Maršálek, 2000).

Vodní květ tvoří typicky jeden či dva druhy. Vyskytuje se jak v prostředí sladkých vod, tak i v mořích a vzniká při kombinaci různých faktorů a podmínek ve vodním prostředí (Říhová Ambrožová, 2023; sinicearasy, 2023; Whitton a Potts, 2000; Znachor, 2005).

1.3.1 Faktory zapříčiňující vznik vodního květu

Prvním faktorem vedoucím k rozvoji vodního květu je dostupnost živin, a to především uhlíku (C), dusíku (N) a fosforu (P), kde je důležitý vzájemný poměr N:P. Druhý faktor je dostupnost slunečního záření. S rostoucí mírou slunečního záření, roste u sinic schopnost fotosyntetizovat (výrok platí až do limitu saturace fotosyntézy - viz. Šetlík, Seidlová a Šantrůček (2023)). Dalším faktorem je teplota vody. Pro masivní rozvoj sinic je vhodná velmi teplá voda (Říhová Ambrožová, 2023; Granéli a Turner, 2006; Whitton a Potts, 2000). Poulíčková (2011) uvádí, že se sinice obvykle rozvíjí při teplotě nad 20 °C a Říhová Ambrožová (2023) uvádí, že vodní květ se vyskytuje v rozmezí teplot 25 – 35 °C. Avšak není důležitá jen teplota, ale i její rozdělení stratifikací (dělení vodního sloupce mimo jiné dle teploty na epilimnion, hypolimnion a přechodovou vrstvu metalimnion, kdy jednotlivé úseky jsou od sebe navzájem odděleny termoklinou) a její stabilita. Vodní květ se tak velmi často objevuje na stojatých vodách bez výrazného proudění, a to z důvodů nemísení chladnější a teplejší vody, ale

i z důvodů hromadění potřebných živin. V neutrálních až alkalických vodách s vyšší koncentrací vápníku se vodní květ tvoří častěji. Při pH v rozmezí 7,5 – 9 dominují ve vodním květu sinice nad řasami. K rozvoji vodního květu přispívá i vyšší obsah železa či molybdenu ve vodě. Železo podporuje fotosyntézu a molybden zvyšuje fixaci C (Říhová Ambrožová, 2023; Černý a Petroušek, 2022; Granéli a Turner, 2006; Whitton a Potts, 2000). Pokud se objevuje vodní květ v mořských vodách, pohybuje se salinita vody obvykle mezi 23 – 28 ‰ (Drábková, 2007).

1.3.2 Limitující faktory pro vznik vodního květu

Pokud zmiňované faktory nebudou tvořit optimální prostředí pro rozvoj sinic ve vodě, nebude se tam vodní květ ve větší míře vyskytovat. Vody, kterých se to týká, se vyznačují menším množstvím živin, menší teplotou, menší světelnou ozářeností, vyšší salinitou a větším prouděním, které promíchá vodní sloupec (Moss, 2017; Whitton a Potts, 2000). Dále se vodní květy nevyskytují ve vodách, které obsahují měď a mangan, protože tyto kovy jsou pro sinice toxické již v mikromolárních koncentracích. Co se týká vod s nižším pH, tak ve vodách s pH nižším než 6,5 se vodní květy také nevyskytují (Říhová Ambrožová, 2023; Khan a Nasri, 2005). Jako další limitující faktory mohou působit predační a konkurenční tlaky v prostředí. Důležité je ale uvědomění, že vodní květ vzniká kombinací výše komentovaných faktorů, které se mohou v závislosti na konkrétním druhu sinic a lokalitě lišit, proto se mohou vodní květy vyskytovat i ve vodách, v kterých bychom jejich výskyt neočekávali (Moss, 2017; Whitton a Potts, 2000).

Co se týká vod s menším množstvím živin, tak jsou převážně zmiňovány N a P, jakožto podmiňující prvky pro růst fytoplanktonu a celkově pro možnost života ve vodním prostředí. Pokud je N limitujícím faktorem, tak to značí vysoký podíl P. Ve vodách, kde je málo P, anebo dochází k dostatečné fixaci vzdušného N₂, je limitujícím faktorem P. Celkově nižší poměr N:P naznačuje vyšší pravděpodobnost výskytu sinicových květů, protože, na rozdíl od řas, si sinice dokáží fixovat vzdušný N₂. Obecně platí, že P je v mnoha sladkovodních ekosystémech limitujícím faktorem a N tuto úlohu limitního faktoru zastává v ekosystémech mořských (Drábková, 2007; Yang, Wu, Hao a He, 2008). Ve vodách České republiky je pro sinice tedy nejdůležitějším limitujícím faktorem dostupná forma P, té je však ve vodách dostatek. Aby nedocházelo k rozvoji vodního květu, musela by koncentrace P klesnout pod 0,02 mg/l (Duras, 2022). V některých vodách by mohl být limitujícím faktorem i hořčík z důvodu jeho navázání do molekul chlorofylu (Khan a Ansari, 2005).

1.3.3 Následky vodního květu ve vodním prostředí

Pokud se na vodních plochách vyskytne vodní květ, tak to s sebou nepřináší pouze následky enviromentální, ale ve vztahu k člověku i ekonomické a zdravotní. A to jak při samotném výskytu, tak i při následné odumírání a rozkládání sinic (Zhang et al., 2022; Whitton a Potts, 2000).

Během epizody vodního květu

Během epizody výskytu vodního květu dochází k zakalení vody a především ke kolísání množství rozpuštěného kyslíku (O_2). Voda může během dne dosáhnout až 250% nasycenosti O_2 a během noci může klesnout pod 100 % a dojít tak k hypoxii či až k úplné anoxii (Petrousek a Hejzlar, 2022; Whitton a Potts, 2000). Dále se během sílící fotosyntetické aktivity sinic přes den a během respirace sinic přes noc mění jednotlivé formy dostupného C podle disociační konstanty, čímž je vytvářen systém disociované a nedisociované kyseliny uhličitě a jejich solí, bikarbonátů. Tento jev je nazýván uhličitánová rovnováha. Během fotosyntézy uvolněné hydroxylové ionty z vody zvyšují pH do silně alkalické oblasti. Pokud se pH přiblíží hodnotě 10, tak se začne uvolňovat amoniak ze sedimentu a vodního sloupce, který je pro řadu organismů (hlavně pro ryby) silně toxický. Pro některá makrofyta a některé druhy řas má tato změna pH velmi negativní dopady, zejména proto, že nejsou schopny přijímat C ve formě bikarbonátů. Naopak sinice mohou přijímat C formu bikarbonátů (Moss, 2017; Pouličková, 2011; sinicearasy, 2023).

Dalším velmi významným dopadem vodního květu sinic je tvorba cyanotoxynů. Cyanotoxiny nevytvářejí všechny sinice, ale jen některé. Ze sladkovodních sinic je schopno jejich tvorby zhruba 50 rodů. Přičemž není přesně známo, za jakým účelem je sinice vytváří. Sinice vytvářejí rozličné druhy toxinů, které se od sebe liší chemicky, a tudíž i účinky (Bláha, Maršálek a Babica, 2004). Toxické jsou nejen pro bezobratlé, ale i pro obratlovce včetně člověka. Účinky cyanotoxinů mohou u lidí způsobovat dráždivé účinky, poškození jater a kůže, narušit funkce nervového a imunitního systému a dokonce narušit vývoj plodu a poškodit genetickou informaci (Šejnohová, Komárek, Zapomělová, Pummann a Maršálek, 2005).

Při odumírání a degradaci sinic

Odumřené sinice se dokáží rozkládat velmi rychle, a to až o cca 41 % během 48 hodin (Li, Guan a Liu, 2011). Vlivem toho může dojít k vyčerpání O_2 a k redukci nerozpustné trojmocné formy železa na rozpustnou dvojmocnou formu. Dále vyčerpání kyslíku vede ke vzniku sulfidů železa a zapáchajícího bahna (Říhová Ambrožová,

2023). V konečném důsledku může při rozkladu sinic dojít až k vyčerpání O_2 , čímž dojde k hynutí vodních živočichů. Tento proces spotřebovávání O_2 při rozkladu sinic ještě umocňuje problematiku nedostatku O_2 v hlubších vrstvách způsobenou vyšší teplotou, stratifikací a nemísením vod (Brönmark a Hansson, 2017; Petrousek a Hejzlar, 2022). Dále se při odumírání fytoplanktonu a jeho následném rozkladu uvolňuje velké množství organického materiálu, který je rozkládán bakteriemi u dna (Li et al., 2015). To způsobuje uvolňování živin do okolí. Ty jsou poté následkem podzimního a jarního mísení vod rozvrstvovány v rámci celého vodního sloupce, čímž dochází k opětovnému zásobení živinami pro rozvoj vodních květů (Černý a Petrousek, 2022; Hafeez et al. 2018; Zhang et al., 2018).

Ve vztahu k P rozkládání sinic mění jeho formy, nejčastěji na fosforečnanové ionty, a ovlivňuje tak jeho dostupnost ostatním organismům. Pro zpětné navrácení P ze dna do vodního sloupce není důležité jen jarní a podzimní mísení vody, ale také dostupnost O_2 u dna. V době, kdy je vrchní vrstva sedimentu okysličená se P nachází ve formě fosforečnanu železitého. Ten je nerozpustný, a tudíž není pro organismy přístupnou formou P. Tento jev je označován jako fosfátová past. Avšak vlivem oteplení, stratifikace a následného rozvoje vodního květu klesá u dna koncentrace O_2 . To má za následek již zmiňovanou změnu formy železa, čímž se nerozpustný fosforečnan železitý mění na rozpustný fosforečnan železnatý, který se ze sedimentu dostává do okolí. Tím se ve vodním sloupci zvyšuje koncentrace limitního P a dochází k posílení rozvoje vodního květu. Z toho tedy plyne, že následky vodního květu během jeho výskytu a při odumírání vzniklé biomasy se spojují v jeden cyklus (Brönmark a Hansson, 2017; Černý a Petrousek, 2022; Zhang et al., 2018).

Ve větší šíři se vlivu vodního květu na prostředí a organismy věnují např. publikace Bláhy et al. (2004) a Zhanga et al. (2022). Ekologií sinic a sinicím obecně se velmi podrobně věnují např. publikace Whittona a Pottse (2000) či Mishra, Tiwariho a Raie (2018), které společně s on-line skripty od algologů PřF JU (dostupných na serveru sinicearasy.cz) obsahově formovaly část diplomové práce věnovanou sinicím a vodnímu květu.

1.4 Znečištění vod

K znečišťování vod docházelo historicky jen lokálně (bodovými zdroji). Prim dříve hrály organické látky z chovů hospodářských zvířat, z komunálních odpadních vod či z průmyslu při výrobě celulózy nebo textilu - v hornických oblastech se do vod

při těžbě mohly dostávat i těžké kovy. Avšak toto znečištění bylo obvykle odbouráváno samočisticím procesem vod. S nástupem průmyslové revoluce v polovině 19. století a s tím spojeným rozmachem lidské populace a následným budováním kanalizačních bez čistíren odpadních vod produkce organických látek převýšila samočisticí schopnost vod, a to vedlo k negativním dopadům na jejich kvalitu. S postupným rozvíjením intenzivního zemědělství, těžební činností, výrobou energie a rozvojem průmyslových výroby došlo k vytvoření těžce podchyitelných plošných zdrojů. Znečišťování vod velice rychle přesáhlo lokální poměry a v nynější době je problémem globálním. Lidská činnost velmi významně znečišťuje vody hlavně prostřednictvím kontaminování prostředí organickými a anorganickými mikropolutanty, acidifikací a hlavně eutrofizací. Tou se tato práce bude zabývat podrobněji (Adámek, Helešic, Maršálek a Rulík, 2008; Kočí et al., 2000; Kopáček et al., 2020)

1.5 Eutrofizace vod

V současné mezinárodní odborné terminologii je termín eutrofizace vnímán jako překonaný či dokonce zastaralý. A to z toho důvodu, že míra živin je udávána trofíí (úživností), tudíž pokud by byl např. popisován stav eutrofie vodní nádrže, která se mění ještě na „eutrofnější“, tak se jedná o hypertrofizaci a ne o eutrofizaci. Použití pojmu eutrofizace by tak znamenalo, že se výchozí stav zlepšil natolik, že je voda „jen“ eutrofie (Adámek et al., 2008). Avšak Kopáček et al. (2020, s. 109) uvádějí, že „*eutrofizace je proces obohacování ekosystému o živiny, které limitují jeho produktivitu*“. V této práci je termín eutrofizace užíván dle definice Kopáčka et al. (2020), ale jsme si vědomi, že v kontextu prací např. Mosse (2017) či Brönmarka a Hanssona (2017) je eutrofizace zhruba vnímána jako narušení ekologických procesů následkem přebytku živin v prostředí. Jiný pohled na definici eutrofizace přinesli Khan a Ansari (2005), kteří eutrofizaci popisují jako součet dopadů nadměrného růstu fytoplanktonu vedoucího k nevyvážené primární a sekundární produktivitě, což je způsobeno obohacováním vod živinami prostřednictvím přítoků.

Kočí et al. (2000) dělí eutrofizaci na přirozenou a umělou. Za přirozenou považují uvolňování nutrientů, především N a P, do vod ze sedimentů a půd. Proces přirozené eutrofizace je velmi pomalý, ale kvůli antropogenní činnosti může být značně urychlen (Khan a Ansari, 2005). Umělá eutrofizace je vytvářena lidskou činností. Především čím dál intenzivnější zemědělskou činností, která vyžaduje dusíkatá a fosforečná hnojiva, či průmyslovými a komunálními odpadními vodami (Kočí et al., 2000).

Proces eutrofizace je spojen s trofíí vod, která je určována na základě fyzikálních vlastností a obsažených chemických látek. Členění trofie vod viz. Tab. 1 a Tab. 2.

Tabulka 1: Hraniční hodnoty koncentrací limitující živiny, tj. celkového fosforu (TP) či celkového dusíku (TN), koncentrace chlorofylu-*a* a průhlednost vody pro klasifikaci trofie jezer a nádrží (převzato z: Kopáček et al., 2020, s. 110)

Úroveň trofie	TP ($\mu\text{g l}^{-1}$)	TN ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Chlorofyl- <i>a</i> ($\mu\text{g l}^{-1}$)		Průhlednost (m)	
			průměr	max.	průměr	min.
oligotrofie	< 10	< 300	< 2,5	< 8	> 6	> 3
mezotrofie	10 - 35	300 - 500	2,5 - 8	8 - 25	6 - 3	3 - 1,5
Eutrofie	35 - 100	500 - 1000	8 - 25	25 - 75	3 - 1,5	1,5 - 0,7
hypertrofie	> 100	> 1000	> 25	> 75	< 1,5	< 0,7

Adámek et al. (2008) uvádí 2 tabulky pro kategorizaci trofie. Jedna je shodná s Kopáčkem et al. (2020). Ta druhá využívá pro určení kategorie trofie mimo množství Chl-*a* a celkového P i abundanci řas a množství C vzniklého primární produkci (viz. Tab. 2).

Tabulka 2: Kategorizace trofie vod podle množství celkového fosforu, chlorofylu-*a*, primární produkce a řas (převzato a upraveno z: Adámek et al., 2008, s. 41)

Úroveň trofie	Abundance řas [10^6 buněk. l^{-1}]	Chlorofyl- <i>a</i> [$\mu\text{m}.\text{l}^{-1}$]	Primární produkce [$\text{mg}.\text{C}.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$]	Celkový fosfor [$\mu\text{g l}^{-1}$]
1 Ultra-oligotrofní	< 0,01	< 1	< 5 β	< 4,3
2 Oligotrofní	0,01 – 0,05	1 - 3	50 - 125	7 - 11,6
3 Oligo-mesotrofní	0,05 – 0,1	3 – 10	125 - 250	11,6 - 19,1
4 Mesotrofní	0,1 – 0,5	10 – 20	250 - 500	19,1 - 31,5
5 Meso-eutrofní	0,5 – 1	20 – 50	500 - 900	31,5 - 51,9
6 Eutrofní	1 – 10	50 – 100	900 - 1500	51,9 - 85,6
7 Eu-polytrofní	10 – 100	100 – 200	1500 - 2500	85,6 - 141,2
8 Polytrofní	100 – 500	200 – 800	2500 - 4000	141,2 - 383,8
9 Hypertrofní	> 5	> 800	> 4000	> 383,8

1.5.1 Zdroje eutrofizace vod

V důsledku historických změn přirozené krajiny na plochy využívané k produkci zemědělských produktů (pole, pastviny), s nástupem dusíkatých a fosforečných hnojiv, které se snadno dostávají do vodního oběhu v krajině, a s lidstvem produkovánými odpadními vodami, se zvyšují koncentrace živin ve vodě (Moss, 2017). Hlavním zdrojem N pro vody je proces vyplavování dusičnanů (NO_3^-) ze zemědělských půd a odtok amonných iontů (NH_4^+) z čistíren vod bez nitrifikačního stupně (Kopáček et al., 2020).

Kromě toho eutrofizaci podporuje v některých lokalitách i déšť, protože může být bohatý na dusičnany, z důvodů oxidace amoniaku v atmosféře (Moss, 2017).

Hlavním zdroje nerozpustné formy P je eroze půdy a za vyšší míru rozpustných forem P ve vodách stojí vtékání odpadních vod kanalizacemi. V České republice se problém vyšší koncentrace rozpustných forem P začal projevovat již po 2. světové válce tím, že lidé začali ze suchých záchodů přecházet na záchody splachovací (Kopáček et al. (2020).

Fosfor

Fosfor jako prvek je v organismech zapojen např. do přenosu genetické informace či do energetického systému buněk, proto je naprosto nezbytný pro jakýkoliv život. Do vodních ekosystémů vstupuje P přirozeně zvětráváním fosforečnanových minerálů. Uměle (antropogenními vlivy) se P do vod dostává především okolnostmi spojenými s aplikací hnojiv, odpadními vodami a z průmyslových provozů. Míra exportu P do vodního prostředí z velké části závisí na hydrologických podmínkách. Ve vodních tělesech se vyskytuje P zjednodušeně ve třech formách. První formou jsou fosforečnany [převážně orthofosforečnan (PO_4^{3-}), ale částečně i polyfosforečnan], které jsou stanovovány jako součást rozpuštěného reaktivního P. Dále ve formě veškerého rozpuštěného fosforu (TP) a poslední forma je partikulovaný P (PP). Pokud se P dostává do vodních ekosystémů ve formě fosfonátů např. z pracích prášků či z herbicidů, tak to není až tak velký problém, protože v takové formě je P velmi stabilní, což značí jeho malý význam v biologických reakcích (Brönmark a Hansson, 2017; Kopáček et al., 2020; Straškrabová et al., 1996).

Zjednodušený cyklus P ve vodním prostředí se dá popsat následovně. Většina P rozpuštěného ve vodě se naváže do biomasy – ve vodním prostředí je obvykle 80 % P vázáno v organické frakci fosforu jakožto součást vodních organismů. Proto je obvyklé, že v letních měsících koncentrace P ve vodě dosahuje nižších hodnot, a to právě z důvodu jeho vázání do buněk rozvíjejícího fytoplanktonu. Poté co fytoplankton odumře, tak se část PP uvolňuje jako PO_4^{3-} mikrobiální mineralizací sestonu již ve vodním sloupci. Zbytek PP se ukládá na dně. Během procesu diagenese sedimentu se většina PP mineralizuje na PO_4^{3-} . Tato forma P se poté v závislosti na chemickém složení sedimentu a vody může difundovat zpět nebo zůstává v sedimentu. V případě snížení koncentrace O_2 u dna dochází k uvolnění PO_4^{3-} ze sedimentu, což představuje doda-

tečný přívod P do ekosystému. Proto se i po zamezení přísunu P z přítoků může zvyšovat jeho koncentrace, a tak působit eutrofizačně (Brönmark a Hansson, 2017; Kopáček et al., 2020; Kučerová et al., 2011; Straškrabová et al., 1996).

Dusík

Celkově se koncentrace N ve vodách pohybuje od 100 µg/l až po koncentrace přesahující 6000 µg/l. Velké množství N se ve vodách vyskytuje v tělech organismů (organický N), dále ve formě molekul N₂, v dusičnanech, dusitanech (NO₂⁻) či již v zmiňované formě amonných iontů. Součet všech těchto forem N tvoří celkový dusík. Nejvýznamnější formu N v eutrofních vodách jsou dusičnany. I když z odpadních vod přichází značné množství NH₄⁺, tak tyto ionty jsou ve vodách velmi rychle spotřebovány či nitrifikovány, čímž se přemění na formu dusičnanů. Nitrifikaci lze popsat následující rovnicí: NH₄⁺ + 2O₂ → NO₃⁻ + H₂O + 2H⁺. Druhým dějem odehrávajícím se ve vodním prostředí s ohledem na N je denitrifikace. Jedná se o proces, který probíhá intenzivně za anaerobních podmínek. Denitrifikační bakterie rozkládají organickou hmotu, která se ukládá na dně a vytváří z ní oxid uhličitý (CO₂) nebo uhličitanový anion (CO₃²⁻) a zároveň vzniká N₂, který je buď zpět zafixován do fytohmoty, anebo uniká z vody do ovzduší. Celková biologická fixace N₂ se odhaduje na 5,4 x 10¹⁰ kg/rok a produkce N₂ denitrifikací na 8,3 x 10¹⁰ kg/rok. V některých jezerech jsou denitrifikační bakterie příčinou až 80% ztrát N z vodního prostředí. Rovnice denitrifikace je následující: 5C₆H₁₂O₆ + 24NO₃⁻ → 12N₂ + 18CO₂ + 12CO₃²⁻ + 30H₂O (Brönmark a Hansson, 2017; Kopáček et al., 2020; Straškrabová et al., 1996).

Redfieldův poměr

Oceánograf Alfred Redfield zjistil, že relativní poměr atomů C, N a P je ve vodním prostředí 106:16:1. To znamená, že na 1 atom P ve vodě připadá 106 atomů C a 16 atomů N. Limitními nutrienty ve vodním prostředí jsou P a N, přičemž záleží i na jejich poměru. Z Redfieldova poměru plyne relativní zastoupení P a N ve vodním prostředí (16N:1P), což přirozeně určuje P jako nejvíce limitní faktor pro růst biomasy fytoplanktonu (Brönmark a Hansson, 2017; Kopáček et al., 2020).

Yang et al. (2008) dal Redfieldův poměr do kontextu se vznikem biomasy řas a vyjádřil to následující rovnicí: 106CO₂ + 16NO₃⁻ + HPO₄²⁻ + 122H₂O + 18H⁺
energie + stopové prvky
→ C₁₀₆H₂₆₃O₁₁₀N₁₆P (bioplazma řas) + 138O₂

Whitton a Potts (2000) se na str. 182 – 184 věnují vlivům vycházejících z různých poměrů TN:TP na složení fytoplanktonu a uvádí i procentuální odhady, jaké druhy

sinic se budou v daných poměrech ve fytoplaktonu vyskytovat. Rychlosti růstu dominantních rybničních sinic v různých podmínkách se věnuje např. Syslová (2020).

1.5.2 Dopady eutrofizace vod

Eutrofizace vod má za následek značné zhoršení kvality vod a je spojená s četnými změnami ve vodních ekosystémech. Změny se týkají převážně chemismu vod, potravních řetězců a estetických vlastností. Největší dopady má zhoršená trofie vody na zvyšování primární produkce a rozvíjení biomasy fytoplanktonu. Tím, z výše komentovaných důvodů, dochází ke změnám ve společenstvech. Ve fytoplanktonu postupně začínají převládat sinice nad řasami, rozvíjí se vodní květ a v pozdější fázi vegetační sezóny fytoplanktonu sinice naprosto dominují. To nutně vede i ke změně druhů makrofyt. Typickým projevem eutrofizace vod je tak snížení druhové diverzity v celé biocenóze, kterou provází i změny v četnosti v rámci jednotlivých populací. Dochází k tomu zejména z důvodů poklesu průhlednosti vody (zákal vody znamená snížení propustnosti světla hlouběji do vodního sloupce a tím omezení fotosyntézy organismů mimo horní část vodního sloupce), změn v koncentraci rozpuštěného O₂, kvůli uhličitanovým rovnováhám společně se změnami pH či samotnou změnou druhů ve fytoplanktonu. Změna fytoplanktonu naruší potravní řetězec, což nutně vyvolá i změny u konzumentů. S ohledem na druhové složení biocenóz má eutrofizace vod negativní přímý dopad i na druhy, které nejsou přímo vázány na vodu. Konečným výsledkem eutrofizace vod je tak vznik gradientů živin vstupujících do vodních ekosystémů, díky nimž se vytváří specifická společenstva organismů odpovídající podmínkám prostředí a složení vod. Pokud má být voda využita jako pitná či v průmyslových výrobcích a dochází u ní k eutrofizaci, tak její čištění vyžaduje náročné technologické úpravy. V neposlední řadě může eutrofizace vod působit ekonomické ztráty v rekreačních oblastech, které závisí na vodním turismu, anebo nepřímo způsobit újmy na zdraví lidí prostřednictvím vodních květů a sinicemi produkováných cyanotoxinů (Kopáček et al., 2020; Velíšek, 2014).

1.5.3 Možnosti zjišťování kvality vod

Hodnocení stavu vod v České republice se provádí dle normy ČSN 75 7221 – Klasifikace jakosti povrchových vod. Klasifikace je užitečná zejména proto, že na základě jejích dat můžeme porovnávat stav vod na různých místech a v různých časech. Určení stavu vod může probíhat způsobem (1) bioindikace, kdy za využití rozličných

indexů zjistíme stav vody podle vyskytujících se organismů v prostředí či (2) stanovením fyzikálně-chemických ukazatelů vody (Helešic et al., 2010). Hodnocení stavu vod se provádí obvykle po laboratorním vyhodnocení vzorků vod, které byly odebrány *in situ*. Takto získané vzorky jsou odebírány z více odběrných míst, z různých hloubek a v různých časech (Pikl et al., 2014).

Proto se jako vhodný nástroj mohou jevit nové metody, které nabízí DPZ. Metody DPZ mohou laboratorně naměřená data doplnit, anebo předem predikovat důležité ukazatele kvality vody. Využívá se k tomu obrazová spektrometrie (viz. 1.3), a to z důvodu poměrně těsných vztahů některých ukazatelů kvality vody se spektrální reflektancí. Takový vztah vykazuje např. koncentrace Chl-*a*, obsah celkových nerozpuštěných látek ve vodě či koncentrace PC (Brom et al., 2019; Pikl et al., 2014). Data pro vyhodnocování kvality vod jsou běžně získávána ze senzorů umístěných na satelitech, dronech a letadlech, ale i pomocí terénních spektroradiometrů (viz. např. Nedbal a Brom, 2019). Pokud se práce zaměřují na zjišťování kvantifikování biomasy sinic, tak je to odvozováno z algoritmů koncentrací Chl-*a* a koncentrací PC (viz např. Kutser, 2004; Mishra et al., 2013)

2 Metodika

2.1 Cíle práce a hypotézy

- (1) Zhodnocení míry znečištění vybraných vodních nádrží sinicemi prostřednictvím spektrometru.
- (2) Porovnání naměřených dat ze spektrometru s daty laboratorně vyhodnocenými.
- (3) Určení, zda by přenosné spektrometry mohly být vhodnou alternativou pro kvalitní zhodnocení znečištění sinicemi.

Hypotéza: Míra znečištění vybraných povrchových vod sinicemi, zjištěná metodou měření spektrálních vlastností spektrometrem, bude dosahovat statisticky významně vyšších hodnot bude-li ve vodě vyšší koncentrace TP [$TP > 51,9 \mu\text{g l}^{-1}$] oproti povrchovým vodám, které budou obsahovat nižší koncentrace TP [$TP < 51,9 \mu\text{g l}^{-1}$]. Uvedená koncentrace je hraniční hodnotou mezi meso-trofními a eutrofními vodami (Adámek et al., 2008).

2.2 Design výzkumu

V práci se hodnotil obsah PC jako ukazatele množství sinic v povrchových vodách. Množství PC bylo měřeno dvěma způsoby. První byl prostřednictvím odběru vzorků vody z jednotlivých stanovišť a následného laboratorního rozboru a druhý byl měřením reflektance slunečního záření od vodní hladiny (využití spektrálního algoritmu ke kvantifikaci sinic ve vodním prostředí).

Spektrální měření společně s odběry vod bylo provedeno v období od 8. 7 2021 do 20. 7. 2022. Všechny počty odběrů ($n = 99$) a odběrová místa ($n = 48$) jsou uvedeny v Příloze I. Při odběrech vzorků povrchových vod byla voda odebírána do PE lahví o objemu 1 L. Ta se ponořila do hloubky 20 cm a naplnila se až po okraj. Po vytažení z vody a uzavření byla každá láhev označena, aby nedošlo k záměně stanovišť. Po odebrání vzorků byly láhve převezeny do laboratoře, kde proběhla analýza koncentrace PC a Chl-*a* spektrometrickou analýzou.

Pro sběr spektrálních dat byl využit spektrometr ASD Fieldspec 4 se spektrálním rozlišením 2 nm a rozsahem 400 až 2500 nm. Pomocí dat získaných spektrometrem jsme zjišťovali odrazivost při vlnových délkách 709 nm (vysoká odrazivost od buněčných struktur), na vlnové délce 665 nm (nízká odrazivost z důvodu absorpce Chl-*a*) a na vlnové délce 620 nm (nízká odrazivost z důvodu absorpce PC).

Následně byly vypočítány poměry reflektancí uvedených vlnových délek pro jednotlivá stanoviště (709/665 a 709/620). Poměry reflektancí byly posléze korelovány s laboratorně zjištěnými hodnotami Chl-*a* a PC. Mimo to, se prostřednictvím laboratorního rozboru zjišťovalo množství celkového organického C, TP, PP a PN. Zjištěná data byla dána do souvislosti s naměřenými hodnotami Chl-*a* a PC, čímž se zjišťovala korelace mezi množstvím sinic a řas s koncentrací vybraných látek ve vodním prostředí. Chybně vyhodnocené nebo změřené hodnoty (u laboratorně vyhodnocovaných vzorků záporné hodnoty a u spektrálně naměřených dat příliš vysoké hodnoty přesahující řádově vyšší stovky mg/l, kterých bylo dosaženo nesprávným provedením měření) byly z celkového vzorku dat pro vyhodnocování vyřazeny. Z toho důvodu se počty hodnocených vzorků (*n*) v grafických znázorněních výsledků liší.

Celkově byla metodika spektrometrického měření, vzorkování vodních ploch a laboratorní analýzy vzorků provedena dle Broma et al. (2022).

2.3 Popis vybraných vodních ploch

Všechny zkoumané vodní plochy se nacházejí v Jihočeském kraji. Většinu (*n* = 25) tvoří rybochovné vodní nádrže (Blaník, Bezdrůvka, Dobrá Vůle, Hejtman, Hluboká nad Vltavou, Jamský, Klec, Koclířov, Láska, Naděje, Ponědražský, Potěšil, Purkrabský, Rod, Přední Topole, Ruda, Římov, Skutek, Špačkov, Staňkovský, Točník, Vira, Velký Tisý, Záblatský, Zadní Topole). Dále vzorek vodních ploch tvoří pískovny (Cep, Malá pískovna, Malá Tušť, Pískovna Horusice, Velká Tušť) a vodní nádrž Římov.

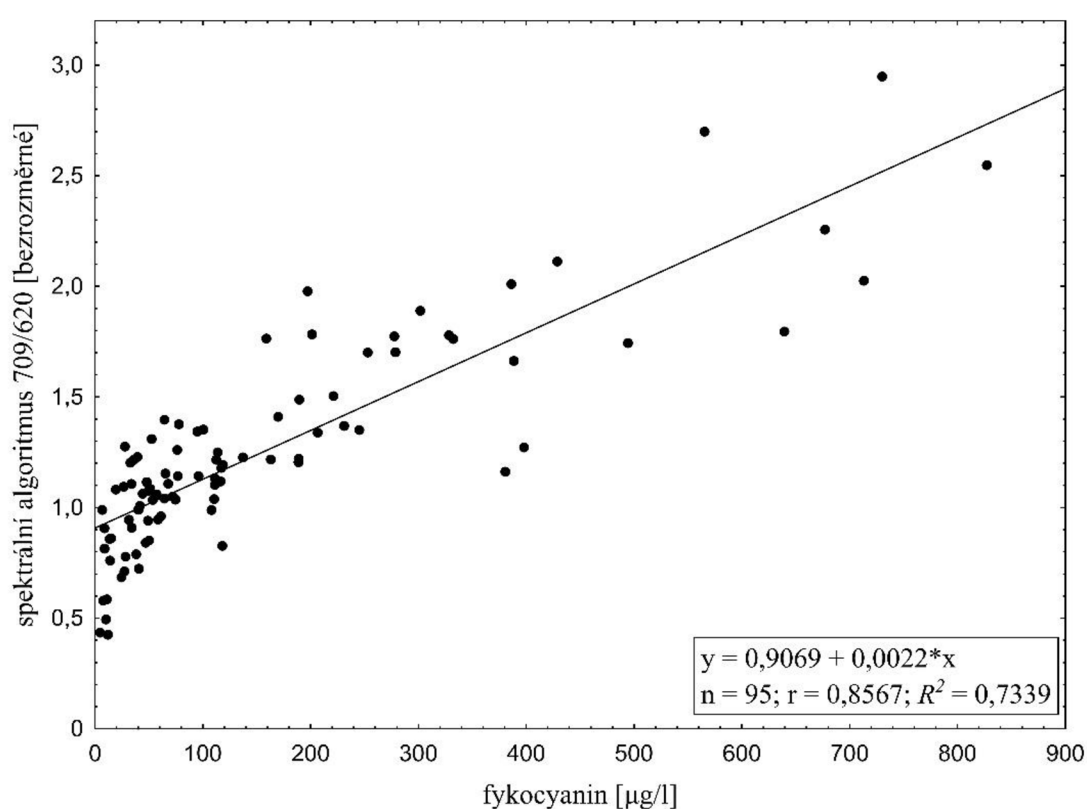
2.4 Využití statistické metody

Vyhodnocení dat bylo provedeno dle Hendla (2015). Pro zápis dat byl využit program Excel ze skupiny programů Microsoft Office 2016 a pro statistické vyhodnocení byl zvolen program Statistica 13.5. Souvztažnost mezi získanými daty byla zjišťována korelačním koeficientem (*r*). Hodnota *r* v intervalu (0; 0,3) značí velmi slabou závislost, v intervalu (0,3; 0,7) středně silnou závislost a v intervalu (0,7; 1) těsnou závislost. *r* = 1 značí funkční závislost (Litschmannová, 2012). Dále byl využit Mann – Whitneyův pořadový test pro zjištění hodnoty *p*, na jejímž základě (při hladině významnosti $\alpha = 0,05$) byla zamítnuta, anebo nebyla zamítnuta nulová hypotéza. Hodnocení normality dat proběhlo na základě výsledků Shapiro-Wilkova testu. Pro grafická znázornění výsledků byla zvolena forma bodových a krabicových grafů. Míra kvality regresních modelů v grafických znázorněních výsledků byla zjišťována koeficientem

determinace (R^2). Hodnoty R^2 se mohou vyskytovat v intervalu $(0; 1)$. $R^2 = 1$ značí dokonalou predikci hodnot závisle proměnné a naopak $R^2 = 0$ znamená, že regresní model nepřináší žádnou informaci o závislé proměnné (Litschmannová, 2012).

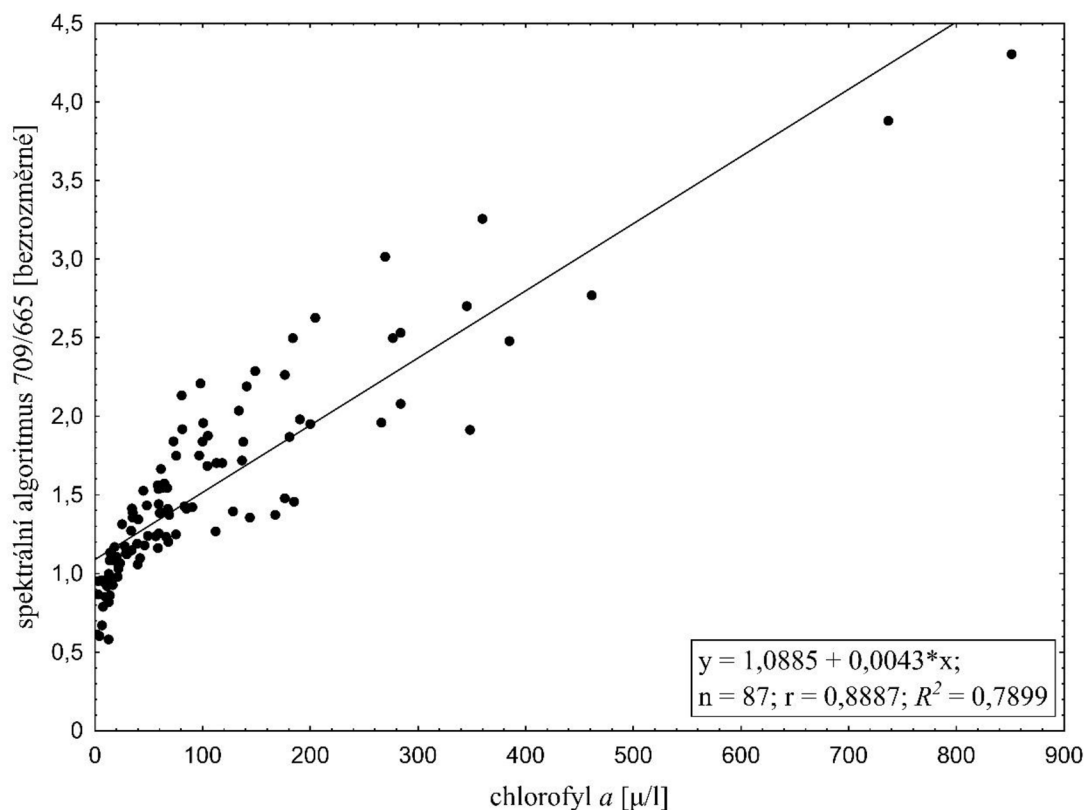
3 Výsledky

Korelace mezi koncentrací PC, která byla laboratorně změřena ze všech odebraných vzorků, a poměrem odrazivosti slunečního záření vlnových délek 709/620 dosahovala těsné závislosti ($r = 0,8567$). Závislost mezi pozorovanými jevy je vyobrazena v Obrázku 3. Z grafu je zřejmé, že pokud laboratorně vyhodnocené vzorky obsahovaly více PC, tak spektrální algoritmus dosahoval vyšších hodnot. To značí, že se zvyšující se koncentrací sinic ve vodních nádržích spektrální algoritmus 709/620 dosahuje vyšších hodnot. Hodnota $R^2 = 0,7339$ a rovnice regresního modelu je: $y = 0,9069 + 0,0022 * x$. Celkově bylo vyhodnoceno 95 vzorků.



Obrázek 3: Závislost laboratorně změřené koncentrace fykocyaninu [µg/l] s poměrem reflexe slunečního záření (poměr vlnových délek 709/620 nm).

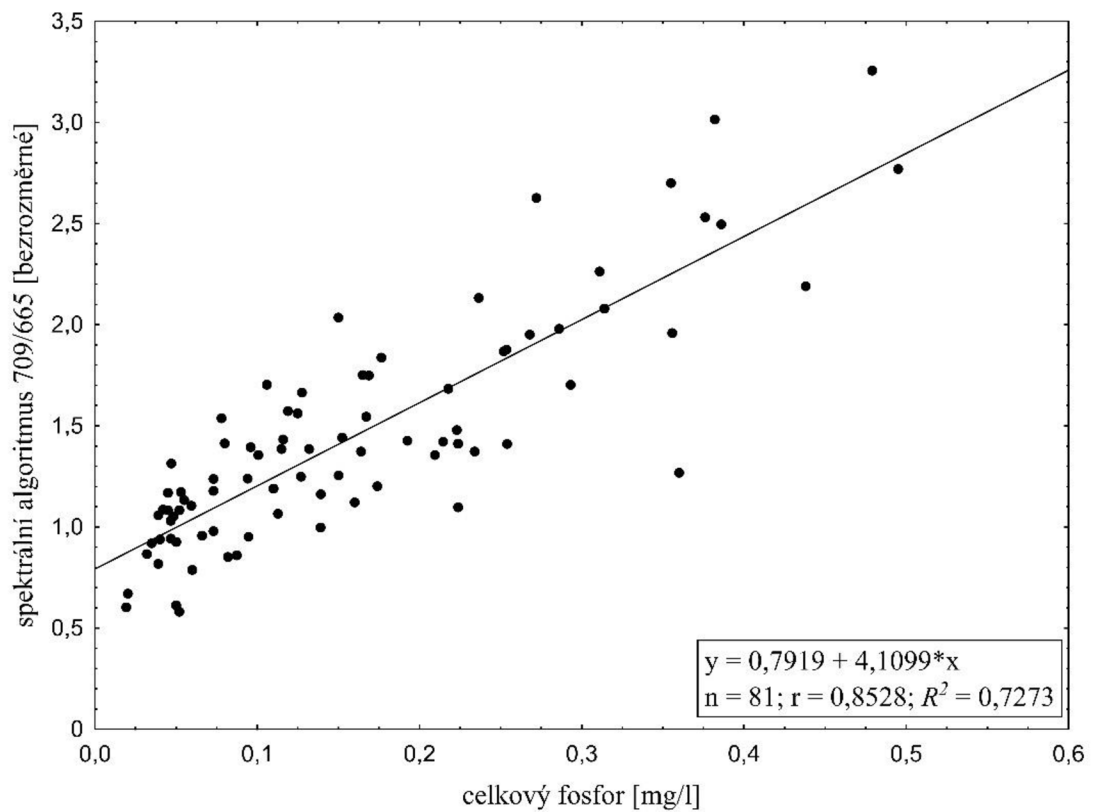
Souvztažnost mezi laboratorně naměřenou koncentrací Chl-*a* a poměrem odrazivosti slunečního záření vlnových délek 709/665 je znázorněna v Obrázku 4. Z grafického znázornění je patrné, že s rostoucí hodnotou algoritmu 709/665 rostla i koncentrace Chl-*a*. Vztah hodnot vykazoval těsnou závislost ($r = 0,8587$). Na základě naměřených údajů byl vytvořen regresní model, která má zápis $y = 1,0885 + 0,0043 * x$. Hodnota $R^2 = 0,7339$. Z toho plyne, že při hodnocení znečištění vod lze predikovat nárůst biomasy řas a sinic podle narůstající hodnoty algoritmu 709/665. Celkově bylo vyhodnoceno 87 vzorků.



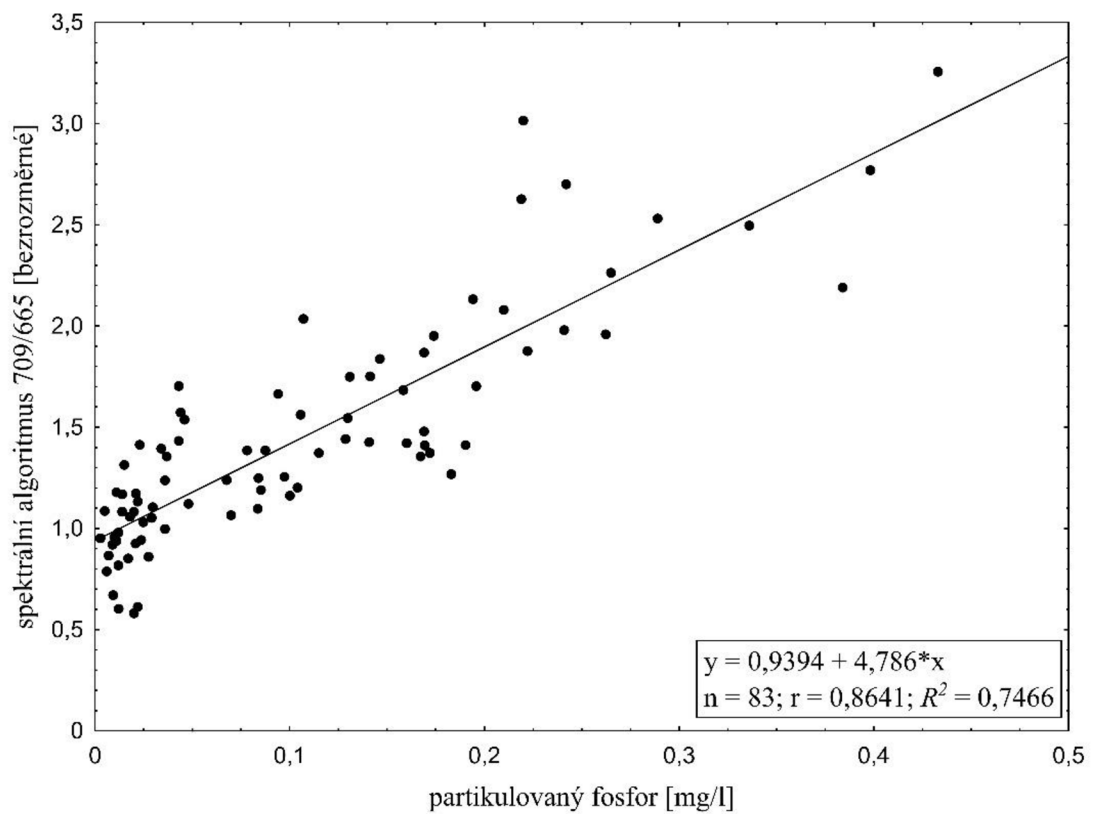
Obrázek 4: Závislost laboratorně změřené koncentrace chlorofylu a [$\mu\text{g/l}$] s poměrem reflexivity slunečního záření (poměr vlnových délek 709/665 nm).

Vztah TP se spektrálním algoritmem 709/665 je znázorněn v Obrázku 5. Souvztažnost laboratorně změřeného TP se spektrálním algoritmem je těsný ($r = 0,8528$). Celkově bylo vyhodnoceno 81 vzorků. Z grafického znázornění plyne, že pokud koncentrace TP ve vzorcích narůstala, tak rostla hodnota spektrálního algoritmu 709/665. Lze tedy předpokládat, že pokud se koncentrace P (jako nejvíce limitujícího nutrientu pro růst řas a sinic ve sladkých vodách - viz. 1.4.1) ve vodním prostředí zvyšuje, tak dochází i k nárůstu biomasy fytoplanktonu. Zápis rovnice regresního modelu je: $y = 0,7919 + 4,1099 \cdot x$. Hodnota $R^2 = 0,7273$.

Ne všechny formy P ve vodním prostředí dokáže fytoplankton pro nárůst své biomasy využít, proto byl zjišťován vztah PP se spektrálním algoritmem 709/665 (viz Obrázek 6). Hodnota souvztažnosti laboratorně vyhodnoceného PP a spektrálního algoritmu 709/665 je rovna 0,8641. Jedná se tedy o ještě více těsnější vztah než v případě TP. Hodnota $R^2 = 0,7446$ a rovnice regresního modelu je: $y = 0,9394 + 4,786 \cdot x$.

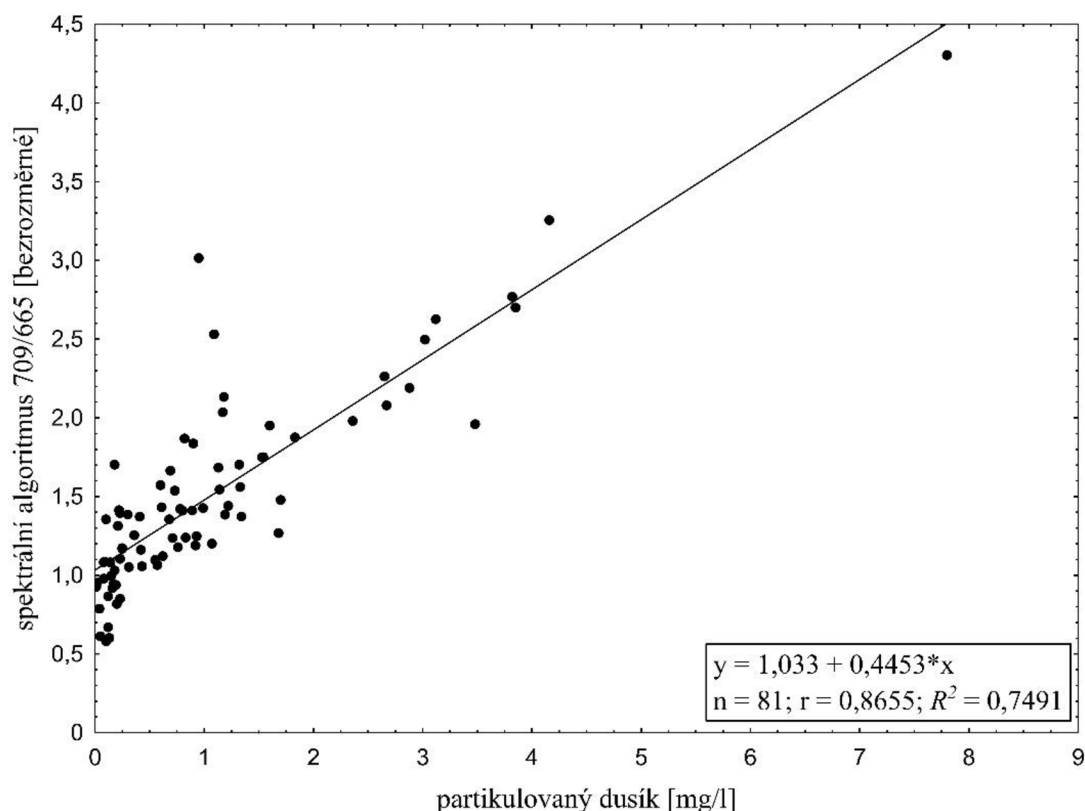


Obrázek 5: Závislost laboratorně změřené koncentrace celkového fosforu [mg/l] s poměrem reflektance slunečního záření (poměr 709/665 nm).



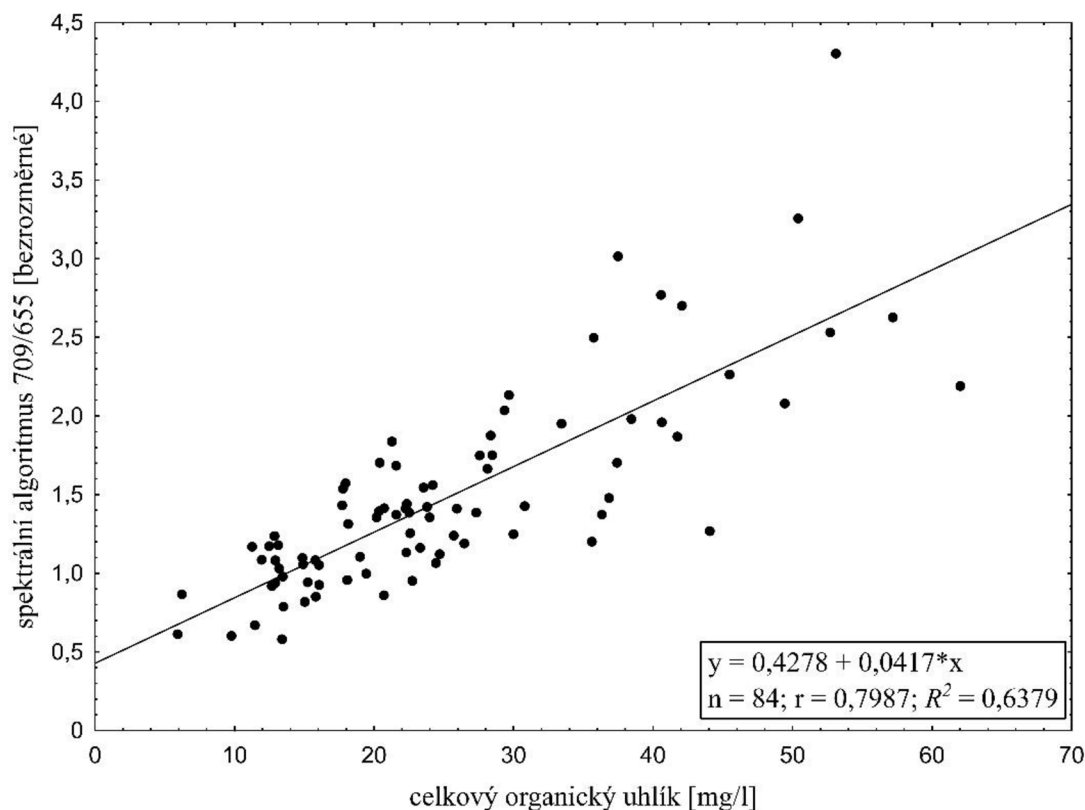
Obrázek 6: Závislost laboratorně změřené koncentrace partikulovaného fosforu [mg/l] s poměrem reflektance slunečního záření (poměr 709/665 nm).

Limitujícím nutriem pro růst biomasy fytoplanktonu je i N. Všechny formy N nejsou sinicím a řasám během růstu ihned dostupné, proto byla zjišťována závislost PN se spektrálním algoritmem 709/665 (viz. Obrázek 7). Vztah jejich lineární závislosti je těsný ($r = 0,8655$) a téměř totožný jako u PP. Zápis rovnice regresního modelu je: $y = 1,033 + 0,4453 \cdot x$. Hodnota $R^2 = 0,7491$. Celkově bylo vyhodnoceno 81 vzorků. Z výsledků lze odvodit, že se zvyšující se koncentrací PN dochází k nárůstu biomasy fytoplanktonu.



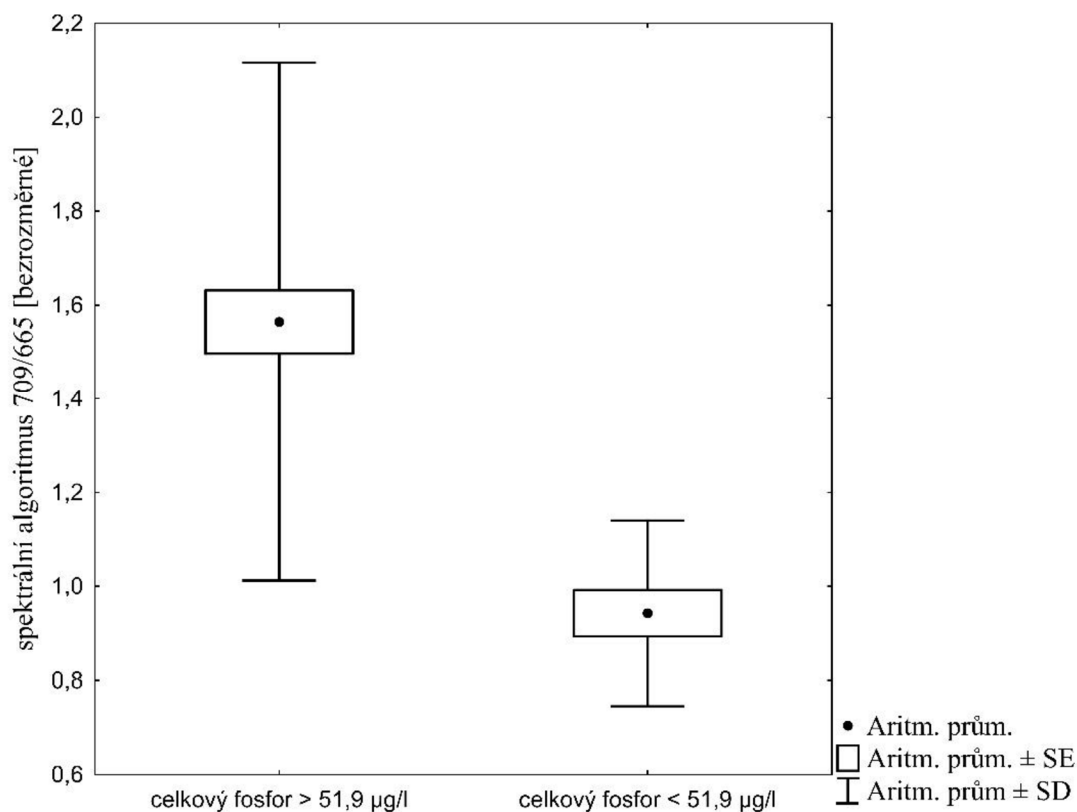
Obrázek 5: Závislost laboratorně změřené koncentrace partikulovaného dusíku [mg/l] s poměrem reflektance slunečního záření (spektrální algoritmus 709/665).

Pro hodnocení kvality vod je využívána hodnota koncentrace TOC. Proto byla zjišťována korelace mezi spektrálním algoritmem 709/665 a koncentrací TOC ve vzorcích. Vztah lineární závislosti je těsný ($r = 0,7987$) a je graficky znázorněn v Obrázku 8. Hodnota R^2 se rovná 0,6379 a zápis rovnice regresního modelu je: $y = 0,4278 + 0,0417 \cdot x$. Celkově bylo vyhodnoceno 84 vzorků. Taktéž ze vztahu spektrálního algoritmu 709/665 s TOC lze usuzovat, že pokud je ve vodě vyšší koncentrace TOC, dochází k většímu nárůstu biomasy řas a sinic.



Obrázek 6: Závislost laboratorně změřené koncentrace celkového organického uhlíku [mg/l] s poměrem reflektance (spektrální algoritmus 709/665).

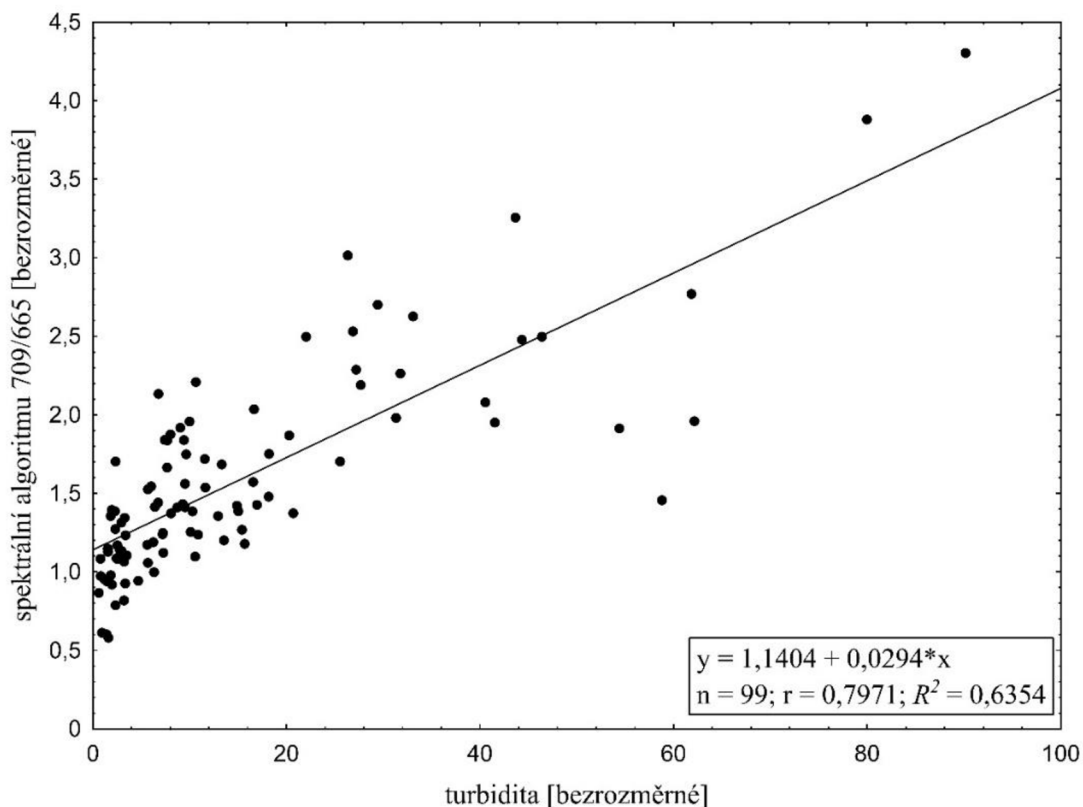
Rozdíly hodnot spektrálního algoritmu 709/665 eutrofních a méně trofických vod (oligotrofní a mesotrofní vody) jsou graficky vyobrazeny v Obrázku 9. Hranice pro trofii byla zvolena dle Adámka et al. (2008), přičemž za eutrofní vodní nádrže se považovaly ty, v jejichž vzorku bylo laboratorně naměřeno množství TP vyšší než 51,9 $\mu\text{g/l}$. Průměrná hodnota spektrálního algoritmu 709/665 u eutrofních vod byla 1,56418 se statistickou chybou $\pm 0,06745$ a směrodatnou odchylkou $\pm 0,55208$. Průměrná hodnota spektrálního algoritmu 709/665 u oligotrofních a mesotrofních vod byla 0,942697 se statistickou chybou $\pm 0,04928$ a směrodatnou odchylkou $\pm 0,197122$. Průměrná hodnota spektrálního algoritmu 709/665 eutrofních vod se signifikantně lišila od hodnoty spektrálního algoritmu 709/665 méně trofických vod ($p = 0,000001$). Z porovnání plyne, že eutrofní vody obsahovaly statisticky více biomasy fytoplanktonu než vody s menší trofií. Celkově bylo vyhodnoceno 83 vzorků (67 eutrofních a 16 s menší trofií).



Obrázek 7: Porovnání hodnot spektrálního algoritmu 709/665 eutrofních vod s méně trofickými vodami

Porovnání hodnot spektrálního algoritmu 709/620 eutrofních a méně trofických vod (oligotrofní a mesotrofní vody), kdy za eutrofní vodní nádrže se považovaly ty, v jejichž vzorku bylo laboratorně naměřeno množství TP vyšší než 51,9 µg/l, přineslo obdobné výsledky jako porovnání hodnot spektrálního algoritmu 709/665 eutrofních a méně trofických vod. Průměrná hodnota spektrálního algoritmu 709/620 u eutrofních vod byla 1,26848 se statistickou chybou $\pm 0,06066$ a směrodatnou odchylkou $\pm 0,469852$. Průměrná hodnota spektrálního algoritmu 709/620 u vod s menší trofíí byla 0,786002 se statistickou chybou $\pm 0,077842$ a směrodatnou odchylkou $\pm 0,269652$. Průměrná hodnota spektrálního algoritmu 709/620 eutrofních vod se signifikantně lišila od hodnoty spektrálního algoritmu 709/620 vod s menší trofíí ($p = 0,000248$). Celkově bylo vyhodnoceno 83 vzorků (67 eutrofních a 16 s menší trofíí). Z výše uvedeného plyne, že eutrofní vody obsahovaly statisticky větší množství biomasy sinic než vody s menší trofíí, čímž nelze vyvrátit hypotézu 1.

S narůstající hodnotou spektrálního algoritmu 709/665 lze očekávat i vyšší turbiditu. Vztah spektrálního algoritmu 709/665 a turbidity je vyobrazen v Obrázku 10. Lineární závislost je těsná ($r = 0,7971$). Z toho lze usuzovat, že vyšší hodnoty turbidity vody značí vyšší množství fytoplankton. Regresní model má rovnici: $y = 1,1404 + 0,0294 * x$. Hodnota $R^2 = 0,6354$. Celkově bylo hodnoceno 99 vzorků.



Obrázek 8: Závislost turbidity s poměrem reflektance slunečního záření (poměr vlnových délek 709/665 nm)

4 Diskuse

Vlivem lidských činností (např. nadměrná produkce odpadních vod a intenzivní zemědělství – viz. 1.5.1) dochází ke zvyšování trofie vod. Ono nadměrné obohacování vod živinami je označováno jako eutrofizace. Pechar (2015) uvádí, že v případě rybníčních soustav, které jsou určeny pro rybochovné účely, započal stav postupně se zvyšující trofie vod v České republice již v 30. letech 20. století a současnou trofickou situaci vod popisuje jako velmi špatnou. Fousová, Jiroudová a Koubová (2021) uvádějí, že zhoršování kvality vod a zvyšování trofické úrovně je problémem týkající se i vodárenských nádrží. Z výsledků naší práce plyne, že z 83 vzorků bylo 67 eutrofních a jen 16 bylo s menší trofí (hranice mezi méně trofickými úrovněmi a eutrofní úrovní byla stanovena dle Adámka et al. (2008) – $TP < / > 51,9 \mu\text{g TP na 1 liter}$). Eutrofní úrovně byly naměřeny nejen v rybochovných nádržích, ale i ve vodní nádrži Římov, která slouží jako zdroj pitné vody.

Sinice a řasy jsou běžnou součástí společenstev vodních ekosystémů, ale jak se mění chemismus a trofické úrovně vod, tak následkem většího množství prvků limitujících růst fytoplanktonu může docházet k výraznému rozvoji sinic a řas v povrchových vodách. Whitton a Potts (2000) uvádějí, že pokud je množství biomasy fytoplanktonu signifikantně větší než průměr pro daný typ plochy, tak se jedná o vodní květ. Říhová Ambrožová (2023) či Fanxiang et al. (2009) uvádějí, že o vodní květ se jedná, pokud objem biomasy fytoplanktonu dosahuje 10 cm^3 na 1 m^3 vody, a že je již pozorován při 10 000 jedincích v 1 ml vody. Stejně jako eutrofizace vod, tak i rozvoj vodního květu s sebou přináší změny pro daný ekosystém, v kterém se rozvíjí. Aby bylo možné hodnotit stav povrchových vod, tak byla vytvořena klasifikace vod, která se skládá z 5-ti úrovní. S klasifikací vod byly vytvořeny i postupy, jak jednotlivé úrovně zjišťovat. Hodnocení probíhá na základě stanovování fyzikálně-chemických ukazatelů vody či způsobem bioindikace za použití rozličných indexů. Mimo jiné lze kvalitu vod posuzovat i pomocí laboratorně změřených hodnot koncentrace TP, TN či Chl-*a* (Mičaník, Hanslík, Němejcová a Baudišová, 2017). Z normy ČSN 75 7221 (2017) vyplývá, že do současného hodnocení kvality povrchových vod v České republice nejsou zařazeny metody, které by hodnotily čistě stav znečištění vod sinicemi (využívá se laboratorně zjištěná koncentrace Chl-*a*) a také, že neobsahují žádné metody hodnocení, které by využívaly možností, které nabízí DPZ. Ani nařízení vlády č. 401/2015 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod,

náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech, v platném znění (dále jen „nařízení“) toto neobsahuje konkrétně (příloha 3A nařízení), pouze obecně (příloha 2 nařízení).

To, že je metodika hodnocení znečištění vod založena na základě laboratorního hodnocení vzorků odebraných *in situ*, s sebou nese problémy (Pikl et al., 2014). Obecně lze uvést to, že jsou vzorky pro rozbory odebírány v jiných časech, často za jiných podmínek a vyhodnocování vyžaduje sofistikované laboratorní vybavení a odborně vzdělané pracovníky na jejich obsluhu, kteří musí v případě hodnocení pomocí mikrobiologických ukazatelů mít znalosti i z oblasti zoologie či nižší botaniky. Nové přístupy sledování výskytu a množství fytoplanktonu využívající spektrální vlastnosti Chl-*a* a PC, tedy pigmentů obsažených v řasách a sinicích, však umožňují hodnotit celistvě. To znamená, že se vyhodnocují data pořízená ve stejných časech a z většího prostoru (Pikl et al., 2014). Hodnocení výskytu fytoplanktonu metodami DPZ využívá družicové a letecké systémy či bezpilotní technologie (viz. 1.5.3). Avšak i moderní přístupy uskutečňované prostřednictvím DPZ mají svá úskalí. Například vyšší pořizovací cenu některých družicových snímků (avšak velké množství snímků je dostupných zadarmo), nesystematické snímkování družicemi, technickou a časově náročnou fází předpřipravování (geometrické a radiometrické korekce), anebo v závislosti na počasí vysokou míru oblačnosti, která může zhoršovat kvalitu pořízených snímků. Tyto nevýhody například vedly k pokusům o vznik předpovědních modelů, např. softwaru RemoteGuard, který dokáže predikovat sledované parametry, které se hodnotí v rámci znečištění povrchových vod (Brom, Duras, Marcel Potužák, Saberioon, Nedbal, Císař a Souček, 2019; Mařašová, Kothan, Ledvinka, Pummann, Fojtík, Makovcová a Bendakovská, 2021).

Na kvantifikaci fytoplanktonu metodami DPZ vznikla již celá řada výzkumů (viz. např. Li et al., 2010; Mishra et al., 2013; Nedbal a Brom, 2019; Randolph et al., 2008; Yacobi et al., 2015). Metodiky výzkumů se liší v používání různých vlnových délek pro R_{λ} . Shi et al. (2019) uvádějí přehledovou tabulku 26 výzkumů, v nichž výzkumníci používali různé vlnové délky pro zjišťování koncentrace Chl-*a*. Různé vlnové délky se pro zjišťování hodnot koncentrace Chl-*a* využívají z toho důvodu, že při vlnové délce 665 nm, tedy největší absorpci Chl-*a*, výsledky ovlivňují i jiné pigmenty, které při vlnové délce 665 také vykazují určitou odrazivost, čímž dochází ke zkreslení hodnot koncentrace Chl-*a*. Z toho důvodu jsou pro předpovědní modely kvantifikace fy-

toplanktonu vytvářeny algoritmy, které jsou o nežádoucí zkreslení „očištěny“. Saberi-oon, Brom, Nedbal, Souček a Císař (2020) uvádějí přehledovou tabulku indexů, které jsou využívány v rámci kvantifikace Chl-*a* pomocí satelitů. Mishra a Mishra (2014) problematiku zkreslování dat jinými pigmenty popisují na případě PC a uvádí, že při maximální absorpci u PC (620 nm) jsou data zkreslována např. Chl-*a*. Je však zřejmé, že pro hodnocení míry znečištění povrchových vod řasami a sinicemi, lze s určitou mírou nepřesnosti využít vlnové délky maximální absorpce Chl-*a* (665nm) a PC (620 nm). V této práci pro zjišťování koncentrace PC bylo využito hodnoty R_λ při vlnové délce 620 nm, stejně tak jako např. v publikacích Nguy-Robertson et al. (2013), Randolpha et al. (2008), Rowana, (1989), Simise et al., 2005, Shiho et al. (2019) či Yacobiho et al. (2015) a pro zjišťování koncentrace Chl-*a* bylo v naší práci využito hodnoty R_λ při vlnové délce 665 nm jako např. v publikacích Lee et al. (2013), Randolph et al. (2008) a Oliveira et al. (2016).

Pro zhodnocení míry znečištění vybraných povrchových vod sinicemi byl pro výzkum využít terénní spektrometr, který byl součástí výzkumů např. Pikla et al. (2014) či Nedbala a Broma (2019). Pro zhodnocení míry znečištění sinicemi byl vybrán algoritmus vlnových délek 709/620 (viz. např. Randolph et al, 2008; Simis et al., 2005). V závislosti laboratorně změřené koncentrace PC s poměrem reflektance slunečního záření vyobrazené v Obrázku 3 (algoritmus 709/620) se v našem případě rovnala hodnota R^2 0,7339 a je tedy téměř totožná s hodnotou R^2 v publikaci Pikla et al. (2014), která se rovná 0,73, i když v jejich výzkumu byl pro kvantifikaci PC použit spektrální algoritmus 700/600. Simis et al. (2005) vytvořili matematický model, který využívá data ze spektrální reflektance při vlnové délce 620 nm, kterým docílili odhadnutí koncentrace PC. Síla jejich regresního modelu je znázorněna hodnotou R^2 , která se rovnala 0,95. Z toho vyplývá, že zjišťování koncentrace PC prostřednictvím využívání spektrální odrazivosti není v naší práci tak přesné jako laboratorní vyhodnocení vzorků odebraných *in situ*, ale pro přibližné určení koncentrace je dle našeho názoru více než dostačující. V některých pracích, které vycházejí z většího množství dat, však hodnoty naměřené prostřednictvím spektrální odrazivosti jsou téměř shodné s hodnotami laboratorních rozborů. V naší práci jsme navíc využili spektrální algoritmus 709/620, kterým je zjišťována koncentrace pouze PC. Což znamená, že by tento způsob zjišťování koncentrace PC, tedy kvantifikace sinic ve vodním prostředí, mohl nahradit ne úplně přesnou metodiku využívanou pro hodnocení na základě koncentrace Chl-*a* dle normy ČSN 75 7221.

Pro zjišťování distribuce fytoplanktonu ve vodním prostředí byl vybrán algoritmus vlnových délek 709/665. Z našich výsledků plyne, že mezi laboratorně vyhodnocenou koncentrací Chl-*a* a spektrálním algoritmem 709/665 (viz. Obrázek 4) je těsná lineární závislost ($r = 0,8887$). Síla regresního modelu je určena hodnotou R^2 , která se rovná 0,7899. Tudíž regresní model považujeme za celkem věrný. Velmi silné korelace dosáhli u svého regresního modelu Nedbal a Brom (2019) ($R^2 = 0,9587$) a Pikl et al. (2014) ($R^2 = 0,9587$ – využití spektrálního algoritmu 700/675). Nami vytvořený regresní model byl nejsilnější v podobě lineární přímky stejně jako u Oliveiry (2016) ($R^2 = 0,9587$) či Pikla et al. (2014), oproti Nedbalovi a Bromovi (2019), kteří hodnoty proložili mocninnou křivkou. Zdá se, že tvar křivky regresního modelu by měl být ve skutečnosti spíše mocninný. Domníváme se, že přesnost našeho „predikčního“ modelu ovlivňuje menší množství vyhodnocených dat, na jejichž základě byl regresní model sestaven.

Kvůli výše zmiňovaným změnám chemismu vod a eutrofizaci a kvůli zamýšlenému využití metod DPZ pro hodnocení stavu povrchových vod (viz např. Brom et al., 2019) byly do souvislosti se spektrálním algoritmem 709/665 dány laboratorně naměřené TP, PP, PN a TOC. Dle Yanga et al. (2008) je P limitujícím faktorem pro vznik vodního květu ve sladkých vodách. Tudíž lze z hodnot koncentrace P předpovídat jeho možný rozvoj. V Obrázku 5 je vyobrazena závislost spektrálního algoritmu 709/665 s TP ($r = 0,8528$; $R^2 = 0,7273$). TP se však řadí spíše mezi ukazatele znečištění odpadních vod vypouštěných do vod povrchových, a to z toho důvodu, že ne všechny formy P (např. P vázaný v minerálech či ve formě fosfátů nebo polyfosforečnanů) jsou planktonním organismům při vytváření biomasy ihned dostupné, anebo nejsou dostupné vůbec. Pokud je P z výše zmiňovaných forem využit pro nárůst biomasy fytoplanktonu, tak proto, že v rámci fyzikálně-chemických či v biologických reakcích změnil svou formu, a tudíž i svou dostupnost (Brönmark a Hansson, 2017; Pitter, 2009).

Za jednu z nejdostupnějších forem P pro sinice a řasy jsou považovány orthofosforečny, avšak do souvislosti se spektrálním algoritmem 709/665 jsme namísto laboratorně změřené koncentrace orthofosforečnanů dávali koncentraci PP. Tedy P, který je inkorporován do buněk planktonních organismů během nárůstu biomasy fytoplanktonu (Pitter, 2009). Díky tomu bylo možné sledovat, jak v závislosti na nárůstu množství P začleňovaného do buněk sinic a řas, dochází ke zvyšování hodnoty spek-

trálního algoritmu 709/665, tedy k onomu nárůstu biomasy fytoplanktonu (viz. Obrázek 6). Vztah spektrálního algoritmu 709/665 s PP vykazoval těsnou lineární závislost ($r = 0,8641$) a R^2 se rovnalo 0,7466.

V případě N byl se spektrálním algoritmem 709/665 zjišťován vztah s PN (obdobné jako u PP), protože některé formy N nejsou taktéž v průběhu rozvoje fytoplanktonu sinicím a řasám dostupné (Kopáček et al., 2020). Navíc sloučeniny N jsou ve vodním prostředí málo stabilní, protože podléhají zejména biochemickým přeměnám v závislosti na pH a oxidačně-redukčním potenciálu (Pitter, 2009). Tudíž v kontextu naší práce nebylo hledání vztahu spektrálního algoritmu 709/665 např. s TN či s koncentrací dusičnanů úplně stěžejní. Z výsledků plyne, že vztah spektrálního algoritmu 709/665 s PN dosahoval těsné lineární závislosti ($r = 0,8655$) a R^2 se rovnalo 0,7491 (viz. Obrázek 7). Na základě výše zmiňovaných vztahů spektrálního algoritmu 709/665 s TP, PP a PN lze říci, že zjišťování jednotlivých kategorií trofie povrchových vod či predikování vodního květu, by bylo možné uskutečňovat prostřednictvím hodnot změřených spektrometrem, potažmo jinou metodou DPZ, která by využívala spektrálních vlastností pigmentů obsažených v buňkách sinic a řas.

V publikaci od Fiskal et al. (2019) je uvedeno, že v procesu eutrofizace a chemismu vod sehrává roli i TOC. Vztah TOC se spektrálním algoritmem 709/665 je znázorněn v Obrázku 8 ($r = 0,7987$; $R^2 = 0,6379$). V případě TOC však nelze jednoznačně prokázat, že vyšší míra TOC ve vodním prostředí je způsobena antropogenní činností, a to z toho důvodu, že organické látky např. z průmyslových odpadních vod či ze skládek se v prostředí mísí s organickými látkami přírodního původu (Pitter, 2009). Při zjišťování vztahu turbidity, tedy zakalení vody způsobené rozptýlenými částicemi (Jarklová a Pelikán, 1999), se spektrálním algoritmem 709/665 bylo dosaženo těsné lineární závislosti ($r = 0,7971$; $R^2 = 0,6354$) – Obrázek 10. To značí, že s přibývajícím množstvím rozptýlených částic (rozvoj fytoplanktonu či přítok vod s organickým materiálem) dosahoval spektrální algoritmus 709/665 vyšších hodnot.

V Obrázku 9 lze nalézt porovnání eutrofních vod oproti méně trofickým (oligotrofní a mesotrofní vody) z hlediska množství fytoplanktonu. Pro měření bylo užito členění vod podle trofie z práce Adámka et al. (2008) a jako limitní hranice byla zvolena koncentrace TP $</ > 51,9 \mu\text{g/l}$. Průměrná hodnota spektrálního algoritmu 709/665 eutrofních vod se signifikantně lišila od hodnoty spektrálního algoritmu 709/665 méně trofických vod ($p = 0,000001$). Z toho vyplývá, že větší množství dostupných živin

zvyšuje rozvoj fytoplanktonu, což je v souladu s odbornou literaturou (viz. např. Kopaček et al., 2020; Whitton a Potts, 2000). Obdobného výsledku bylo dosaženo v případě porovnání spektrálního algoritmu 709/620 s eutrofními a méně trofickými vodami. Průměrná hodnota spektrálního algoritmu 709/620 eutrofních vod se významně lišila od hodnoty spektrálního algoritmu 709/620 vod s menší trofíí ($p = 0,000248$). Z výše uvedeného plyne, že eutrofní vody obsahovaly statisticky větší množství biomasy sinic než vody s menší trofíí, čímž nešlo vyvrátit námi stanovenou hypotézu.

Dle našeho názoru metody DPZ nabízejí mnoho možností, které se dají v praxi využít. S neustále se rozvíjejícími technologiemi jako jsou např. drony či umělá inteligence se příležitosti pro využití DPZ zcela jistě rozšíří. A očekáváme, že s probíhajícím vývojem se odstraní některé překážky, které v nynější době ztěžují větší využití metod DPZ při hodnocení znečištění povrchových vod

Závěr

Cílem této diplomové práce bylo vyhodnotit znečištění vybraných vodních nádrží sinicemi pomocí jejich spektrálních vlastností. Dále porovnat data naměřená spektrometrem s laboratorně vyhodnocenými daty, které byly odebrány *in situ* a na základě porovnání určit, zda by měření pomocí spektrometrů mohlo být vhodnou alternativou pro kvalitní zhodnocení znečištění povrchových vod sinicemi a řasami. Z uvedených dat v sekci výsledků plyne, že hodnoty spektrálních algoritmů 709/620 a 709/665 vykazovaly těsnou lineární závislost s laboratorně vyhodnocenými koncentracemi PC a Chl-*a* (709/620 s PC a 709/665 s Chl-*a*). Vytvořené regresní modely dosahovaly značné přesnosti ($R^2_{PC} = 0,7339$; $R^2_{Chl-a} = 0,7899$). V případě vztahu spektrálního algoritmu 709/665 s TP, PP a PN bylo taktéž dosaženo těsné lineární závislosti, přičemž vytvořené regresní modely dosahovaly obdobných přesností ($R^2_{TP} = 0,7273$, $R^2_{PP} = 0,7466$, $R^2_{PN} = 0,7491$). To naznačuje, že využití spektrometru ASD Fieldspec 4, potažmo jiných přístrojů DPZ využívajících pro vyhodnocování spektrální reflektanci, nabízí v praxi vhodnou alternativu k vyhodnocování stavu povrchových vod, která je doposud založena na laboratorním rozboru vzorků odebíraných *in situ*.

Seznam použité literatury

- Adámek, Z., Helešic, J., Maršálek, B., a Rulík, M. (2008). *Aplikovaná hydrobiologie*. Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický, Vodňany. ISBN 978-80-85887-79-2
- Ambrožová, J. (2003). *Aplikovaná a technická hydrobiologie*. 2. vydání. Vysoká škola chemicko-technologická, Praha. ISBN 978-80-7080-521-3.
- Bláha, L., Maršálek, B., Babica, P. (2004). Mechanismy toxicity cyanotoxinů a jejich vliv na zdraví obyvatel a vodní ekosystémy. In: *Cyanobaktérie*. Praha, str. 44-53.
- Boresch, K. (1921) Fall von Eisenchlorose bei Cyanophyceen. *Zeitschrift für Botanik*, 13:65-72.
- Brom, J., Nedbal, V., Duras, J. (2019). Rybníky pohledem z výšky – hodnocení kvality vody a eutrofizace pomocí dálkového průzkumu Země. In: David, V. a Davidová, T. (Eds.). *Rybníky 2019*. Praha, 98-106. ISBN 978-80-01-06595-2.
- Brom, J., Duras, J., Marcel, M., Potužák, J., Saberioon, M., Nedbal, V., Císař, P. a Souček P. (2019) Dálkový průzkum země - hodnocení eutrofizačních projevů. In: Urbánek, M. (Ed.). *Sborník referátů 5. ročníku odborné konference*, České Budějovice, 45-50. ISBN 978-80-87699-10-2
- Brom, J., Nedbal, V., Císař, P., Urban, J., Tesařová, B. (2022). *Hodnocení přítomnosti sinic, řas a dalších ukazatelů kvality vody pomocí metod dálkového průzkumu Země. Certifikovaná metodika*. Lesnická práce, s.r.o., Kostelec nad Černými lesy. ISBN 978-80-7458-139-7.
- Brönmark, C. a Hansson, L. A. (2017). *The biology of lakes and ponds*. 3. vydání. Oxford university press, Oxford. ISBN 9780198713593
- Bryant, D. A. (2006). *The molecular biology of cyanobacteria*. 1. vydání. Springer Science & Business Media. ISBN 978-0-7923-3273-2
- Cohen, Y., Padan, E., Shilo, M. (1975). Facultative anoxygenic photosynthesis in the cyanobacterium *Oscillatoria limnetica*. *Journal of Bacteriology*, 123(3):855-861.
- Copernicus.gov.cz, (2022). *Základní principy dálkového pozorování Země (DPZ)*. [online] [12.3.2022]. Dostupné z: <https://copernicus.gov.cz/index.php/o-copenicu/zakladni-principy-dpz/>
- Černý, M. a Petroušek, A. (2022). Voda je divná (a díky za to). *Živa*, 2/2022:45-47.

-
- ČSN 75 7221 (2017). *Kvalita vod - Klasifikace kvality povrchových vod*. Český normalizační institut.
- De Los Ríos, A., Grube, M., Sancho, M. G., Ascaso, C. (2007). Ultrastructural and genetic characteristics of endolithic cyanobacterial biofilms colonizing Antarctic granite rocks. *FEMS microbiology ecology*, 59(2):386-395.
- Dobrovolný, P. (1998). *Dálkový průzkum Země – digitální zpracování obrazu*. MU Press, Brno. ISBN 80-210-1812-7.
- Drábková, M. (2007). *Methods for control of the cyanobacterial blooms development in lakes*. Disertační práce, Masarykova Univerzita, Přírodovědecká fakulta.
- Duras, V. (2022). Jak (ne)snadné je mít rybník s čistou vodou – příběh Velkého Boleveckého rybníka v Plzni. *Živa*, 3/2022:129-132.
- Engelmann, G. J. (1883). *Labor among primitive peoples*. JH Chambers & Company.
- Fanxiang, K., Ronghua, M., Junfeng, G., Xiaodong, W. (2009). The theory and practice of prevention, forecast and warning on cyanobacteria bloom in Lake Taihu. *Journal of Lake Sciences*, 21(3):314-328.
- Fiskal, A., Deng, L., Michel, A., Eickenbusch, P., Han, X., Lagostina, L., Zhu, R., Sander, M., Schroth, M. H., Bernasconi, S. M., Dubois, N. a Lever, M. A. (2019). Effects of eutrophication on sedimentary organic carbon cycling in five temperate lakes. *Biogeosciences*, 16(19), 3725-3746.
- Fousová, E., Jiroudová, L. a Koubová, J. (2021). *Zpráva o stavu vodního hospodářství České republiky v roce 2020*. Ministerstvo zemědělství, Praha. ISBN 978-80-7434-626-2
- Fott, B. (1967). *Sinice a řasy*. 2. vydání. Academia, Praha
- Granéli, E. a Turner, J.T. (2006). An Introduction to Harmful Algae. In: Granéli, E. a Turner, J.T. (Eds). *Ecology of Harmful Algae*. Springer, Berlin, Heidelberg. ISBN 978-3540740094.
- Hafeez, S., Wong, M. S, Abbas, S., Kwok, C. Y. T., Nichol, J., Lee, K. H., Tang, D., Pun, L. (2018). Detection and monitoring of marine pollution using remote sensing technologies. *Monitoring of Marine Pollution*, 1-26.
- Halounová, L. a Pavelka, K. (2005). *Dálkový průzkum Země*. ČVUT, Praha. ISBN 80-01-03124-1.
- Helešic, J., Adámek, Z. a Rulík, M. (2010) Ovlivňování biologických procesů ve vodách člověkem. In: Adámek Z., Helešic J., Maršálek M. a Rulík M. (Eds.).

-
- Aplikovaná hydrobiologie*. 2. vydání. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice. ISBN 978-80-87437-09-4.
- Hendl, J. (2015). *Přehled statistických metod: Analýza a metaanalýza dat*. 5. vydání, Portál. ISBN 978-80-262-0981-2.
- Hoiczyk, E., a Hansel, A. (2000). Cyanobacterial cell walls: news from an unusual prokaryotic envelope. *Journal of bacteriology*, 182(5):1191-1199.
- Homolová, L., Pivovarník, M., Zemek, F. (2014). Teoretické základy dálkového průzkumu Země. In: Zemek, F. (Ed.). *Letecký dálkový průzkum Země*, Centrum výzkumu globální změny AV ČR, v.v.i., Brno, 15-27. ISBN: 978-80-87902-07-3.
- Janda, J., Pechar, L., Musil, P., Pecharová, E., Plesník, J. (1996). *Trvale udržitelné užívání rybníků v Chráněné krajinné oblasti a biosférické rezervaci Třeboňsko*. IUCN Publication Services Unit, Cambridge. ISBN 2-8317-0322-0.
- Jarklová, J. a Pelikán, J. *Ekologický slovník: terminologický a výkladový*. Fortuna, Praha. ISBN 80-7168-644-1.
- Kalina, T. a Váňa, J. (2005) *Sinice, řasy, houby, mechorosty a podobné organismy současné biologii*. Karolinum, Praha, ISBN 9788024610368.
- Kaštovský, J., Hauer, T., Geriš, R., Chattová, B., Juráň, J., Lepšová-Skáclová, O., Pitelková, P., Puzstai, M., Škaloud, P., Šťastný, J., Čapková, K., Bohunická, M. a Mühlsteinová, R. (2018). *Atlas sinic a řas ČR 1*. Powerprint, Jihočeská univerzita, České Budějovice. ISBN 978-80-7568-124-9.
- Khan, F. A., a Ansari, A. A. (2005). Eutrophication: an ecological vision. *The botanical review*, 71(4):449-482.
- Klatt, J. M., De Beer, D., Häusler, S., Polerecky, L. (2016). Cyanobacteria in sulfidic spring microbial mats can perform oxygenic and anoxygenic photosynthesis simultaneously during an entire diurnal period. *Frontiers in microbiology*, 7:1973.
- Kočí, V., Burkhard, J., Maršálek, B. (2000). Eutrofizace na přelomu tisíciletí. In: *Eutrofizace 2000*. Praha, str. 3-13.
- Komárek, J., a Anagnostidis, K. (2005). Cyanoprokaryota -2. Teil/Part 2: Oscillatoriales. In: Büdel, B., et al. (Eds.). *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, Elsevier/Spektrum, Heidelberg, 1-759. ISBN: 9783827419149.

-
- Komárek, J., Kaštovský, J., Mareš, J., Johansen, J. R. (2014). Taxonomic classification of cyanoprokaryotes (cyanobacterial genera) 2014, using a polyphasic approach. *Preslia*, 86(4), 295-335.
- Kopáček, J., Hejzlar, J., Rulík, M. (2020). *Voda na Zemi*. 1. vydání. Nakladatelství Jihočeské univerzity. ISBN 978-80-7394-834-4.
- Kučerová, R., Fečko, P., Lyčková, B. (2011). *Úprava a čištění vody*. Technická univerzita Ostrava. ISBN 978-80-248-2389-8.
- Kutser, T. (2004). Quantitative detection of chlorophyll in cyanobacterial blooms by satellite remote sensing. *Limnology and Oceanography*, 49(6):2179-2189.
- Labguide.cz, (2015). *Elektromagnetické spektrum*. [on-line] [12.3.2022]. Dostupné z: <https://labguide.cz/fluorochromy/elektromagneticke-spektrum/>
- Le, C., Hu, C., Cannizzaro, J., English, D., Muller-Karger, F. a Lee, Z. (2013). Evaluation of chlorophyll-a remote sensing algorithms for an optically complex estuary. *Remote Sensing of Environment*, 129:75-89.
- Li, L., Sengpiel, R. E., Pascual, D. L., Tedesco, L. P., Wilson, J. S., Soyeux, E. (2010). Using hyperspectral remote sensing to estimate chlorophyll-a and phycocyanin in a mesotrophic reservoir. *International Journal of Remote Sensing*, 31(15):4147-4162.
- Li, K., Guan, B., Liu, Z. (2011). Experiments on decomposition rate and release forms of nitrogen and phosphorus from the decomposing cyanobacterial detritus. *Journal of Lake Sciences*, 23(6):919-925.
- Li, K. (2011). The fate of nutrients released during the decomposing of cyanobacterial detritus in submerged macrophytes zones. *Huazhong Agric. Univ.*
- Li, L., Li, L., Song, K. (2015). Remote sensing of freshwater cyanobacteria: An extended IOP Inversion Model of Inland Waters (IIMIW) for partitioning absorption coefficient and estimating phycocyanin. *Remote Sensing of Environment*, 157,:9-23.
- Litschmannová, M. (2012). *Úvod do statistiky*. [on-line] [12.3.2022]. Dostupné z: <https://mi21.vsb.cz/modul/uvod-do-statistiky>
- Maršálek, B. (2000). Hledání Achillovy paty cyanobakterií. In: *Limnologie na přelomu tisíciletí*. Kouty nad Desnou, str. 18.-22.
- Maršálek B. (2005) Co jsou cyanobakterie / sinice? [online]. sinice.cz. [cit. 11. 03. 2023]. Dostupné z: http://www.sinice.cz/res/file/popular/cyanobakterie_obecne.pdf

-
- Maršálek, B. (2002). Sinice jako producenti biologicky aktivních látek. *Živa*, 5/2022:198-200.
- Mařašovská, V., Kothan, F., Ledvinka, O., Pumann, P., Fojtík, T., Makovcová, M. a Bendakovská, L. (2021). Využití metod dálkového průzkumu Země pro monitoring stavu koupacích míst. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*, 63(1):37-45.
- Mičaník, T., Hanslík, E., Němejcová, D. a Baudišová, D. (2017). Klasifikace kvality povrchových vod. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*, 59(6): 4-11.
- Mishra, S., Mishra, D. R., Lee, Z., Tucker, C. S. (2013). Quantifying cyanobacterial phycocyanin concentration in turbid productive waters: A quasi-analytical approach. *Remote Sensing of Environment*, 133:141-151.
- Mishra, S. a Mishra, D. R. (2014). A novel remote sensing algorithm to quantify phycocyanin in cyanobacterial algal blooms. *Environmental Research Letters*, 9(11):114003:1-9.
- Mishra, A. K., Tiwari, D. N., Rai, A. N. (2018). *Cyanobacteria: From basic science to applications*. Academic Press. ISBN 9780128146675.
- Moss, B. (2017). *Ponds and small lakes: microorganisms and freshwater ecology (Vol. 32)*. Pelagic Publishing Ltd, Exeter. ISBN 978-178427-135-0
- Nabout, J. C., Da Silva Rocha, B., Carneiro, F. M., Sant'Anna, C. L. (2013) How many species of Cyanobacteria are there? Using a discovery curve to predict the species number. *Biodiversity and conservation*, 22:2907–2918.
- Nářízení vlády č. 401/2015 Sb., ze dne 15. prosince 2015. *Nářízení vlády o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náleží tostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech*.
- Nguy-Robertson, A., Li, L., Tedesco, L. P., Wilson, J. S., Soyeux, E (2013). Determination of absorption coefficients for chlorophyll a, phycocyanin, mineral matter and CDOM from three central Indiana reservoirs. *Journal of Great Lakes Research*, 39:151-160.
- Novák, F. A. (1930). *Systematická botanika*. Aventinum.
- Nedbal V. a Brom J. (2019): Hodnocení znečištění povrchových vod pomocí satelitních snímků. *Vodní hospodářství*, 69 (5): 6-8.

-
- Oliveira, E. N., Fernandes, A. M., Kampel, M., Cordeiro, R. C., Brandini, N., Vinzon, S. B., Grassi, R. M., Pinto, F. N., Fillipo, A. M. a Paranhos, R. (2016). Assessment of remotely sensed chlorophyll-a concentration in Guanabara Bay, Brazil. *Journal of Applied Remote Sensing*, 10(2):1-21.
- Pechar, L. (2015). Století eutrofizace rybníků–synergický efekt zvyšování zátěže živinami (fosforem a dusíkem) a nárůstu rybích obsádek. *Vodní hospodářství*, 65(7):1-6.
- Petrousek, A. a Hejzlar, J. (2022). Když se ryby dusí aneb příčiny a důsledky úbytku kyslíku ve vodách. *Živa*, 2/2022:65-67.
- Pikl, M., Maršálek, B., Maršálková, E., Pavlíková, M., Zemek, F. (2014). Monitoring kvality vody. In: Zemek, F. (Ed.). *Letecký dálkový průzkum Země*, Centrum výzkumu globální změny AV ČR, v.v.i., Brno, 73-81. ISBN: 978-80-87902-07-3.
- Pitter, P. (2009). *Hydrochemie*. 4. vydání, Vydavatelství VŠCHT, Praha. ISBN 9788070807019
- Plánka, L. (2007). *Dálkový průzkum Země*. Brno: Vysoké učení technické v Brně.
- Pouličková, A. (2011). *Základy ekologie sinic a řas*. Univerzita Palackého v Olomouci. ISBN 978-80-244-2751-5.
- Randolph, K., Wilson, J., Tedesco, L., Li, L., Pascual, D. L., & Soyeux, E. (2008). Hyperspectral remote sensing of cyanobacteria in turbid productive water using optically active pigments, chlorophyll a and phycocyanin. *Remote Sensing of Environment*, 112(11):4009-4019.
- Rowan, K. S. (1989). Role of the photosynthetic pigments. In: Rowan, K. S. (Ed.). *Photosynthetic Pigments of Algae*. Cambridge University Press, New York, pp. 1-10. ISBN 0521301769.
- Říhová Ambrožová, J. (2023). Encyklopedie Hydrobiologie. [online]. e-learning.vscht.cz [cit. 10. 03. 2023]. Dostupné z: https://e-learning.vscht.cz/knihy/uid_es-006/ebook.html?p=V009
- Saberioon, M., Brom, J., Nedbal, V., Souček, P., & Císař, P. (2020). Chlorophyll-a and total suspended solids retrieval and mapping using Sentinel-2A and machine learning for inland waters. *Ecological indicators*, 113, 106236.
- Simis, S. G. H., Peters, S. W. M., a Gons, H. J. (2005). Remote sensing of the cyanobacterial pigment phycocyanin in turbid inland water. *Limnology and Oceanography*, 50(1):237–245.

-
- Sinicearasy.cz, (2023). *Fykologie – sinice - cyanobacteria*. [on-line] [12.3.2022]. Dostupné z: <https://www.sinicearasy.cz/skripta/fykologie/cyanobacteria>
- Shi, K., Zhang, Y., Qin, B., Zhou, B. (2019). Remote sensing of cyanobacterial blooms in inland waters: present knowledge and future challenges. *Science Bulletin*, 64(20):1540-1556.
- Sinice.cz (2023). *Když se řekne „sinice“....* [online]. [cit. 11. 3. 2023]. Dostupné z: <http://www.sinice.cz/index.php?pg=o-sinicich>
- Straškrabová, V. (1996). *Mikrobiální ekologie vody*. Ministerstvo životního prostředí České republiky. ISBN 80-85-368-88-9.
- Syslová, P. (2020). *Rychlost růstu dominantních rybníčních sinic*. Bakalářská práce, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod.
- Šejnohová, L., Komárek, J., Zapomělová, E., Puman, P., Maršálek, B., Babica, P. (2005). *Interaktivní klíč k určování sinic vodních květů*. Centrum pro cyanobakterie a jejich toxiny, CD.
- Šejnohová, L. a Maršálek, B. (2005). Pohled do mikroskopického světa sinic. *Živa*, 3/2005:105-108.
- Šetlík, I., Seidlová, F., Šantrůček, J. (2023). Fyziologie rostlin. [online]. web.natur.cuni.cz [cit. 10. 03. 2023]. Dostupné z: <https://web.natur.cuni.cz/biochem/kucera/rostliny/is/kap06.pdf>
- Velíšek, J. (2014). *Vodní toxikologie pro rybáře*. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. ISBN 978-80-87437-89-6.
- Verbyla, D. L. (1995). *Satellite remote sensing of natural resources*. CRC Press LLC. USA. ISBN 9781566701075.
- Yacobi, Y. Z., Köhler, J., Leunert, F., Gitelson, A. (2015). Phycocyanin-specific absorption coefficient: Eliminating the effect of chlorophylls absorption. *Limnology and Oceanography: Methods*, 13(4):157-168.
- Yang, X. E., Wu, X., Hao, H. L., He, Z. L. (2008). Mechanisms and assessment of water eutrophication. *Journal of zhejiang university Science B*, 9:197-209.
- Whitton, B. A., a Potts, M. (2007). *The ecology of cyanobacteria: their diversity in time and space*. Springer Science & Business Media. ISBN 0792347358 9780792347354.
- Zemek, F. (2014). *Letecký dálkový průzkum Země: teorie a příklady hodnocení te restričních ekosystémů*. Centrum výzkumu globální změny AV ČR. ISBN 9788087902073

-
- Zhang, S., Wang, W., Zhang, K., Xu, P., Lu, Y. (2018). Phosphorus release from cyanobacterial blooms during their decline period in eutrophic Dianchi Lake, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 25:13579-13588.
- Zhang, W., Liu, J., Xiao, Y., Zhang, Y., Yu, Y., Zheng, Z., Yangjinzhi, Y., Zheng, Z., Liu, Y., Li, Q. (2022). The Impact of Cyanobacteria Blooms on the Aquatic Environment and Human Health. *Toxins*, 14(10), 658.
- Znachor, P. (2005): Vodní květy řas a sinic. *Scientific American (České vydání)*, 4(3): 42–51.

Seznam obrázků

Obrázek 1: Elektromagnetické spektrum (Labguide, 2019)	9
Obrázek 2: Spektrální reflektance na hladině ve vodách s různými koncentracemi chlorofylu-a (Chl-a) a fykocyaninu (PC) (Brom et al., 2022, s. 17).....	11
Obrázek 3: Závislost laboratorně změřené koncentrace fykocyaninu [$\mu\text{g/l}$] s poměrem reflektance slunečního záření (poměr vlnových délek 709/620 nm).	29
Obrázek 4: Závislost laboratorně změřené koncentrace chlorofylu a [$\mu\text{g/l}$] s poměrem reflektance slunečního záření (poměr vlnových délek 709/665 nm).	30
Obrázek 5: Závislost laboratorně změřené koncentrace celkového fosforu [mg/l] s poměrem reflektance slunečního záření (poměr 709/665 nm).....	31
Obrázek 6: Závislost laboratorně změřené koncentrace partikulovaného fosforu [mg/l] s poměrem reflektance slunečního záření (poměr 709/665 nm).	31
Obrázek 7: Závislost laboratorně změřené koncentrace partikulovaného dusíku [mg/l] s poměrem reflektance slunečního záření (spektrální algoritmus 709/665).....	32
Obrázek 8: Závislost laboratorně změřené koncentrace celkového organického uhlíku [mg/l] s poměrem reflektance (spektrální algoritmus 709/665).....	33
Obrázek 9: Porovnání hodnot spektrálního algoritmu 709/665 eutrofních vod s méně trofickými vodami	34
Obrázek 10: Závislost turbidity s poměrem reflektance slunečního záření (poměr vlnových délek 709/665 nm).....	35

Seznam tabulek

Tabulka 1: Hraniční hodnoty koncentrací limitující živiny, tj. celkového fosforu (TP) či celkového dusíku (TV), koncentrace chlofylu-a a průhlednost vody pro klasifikaci trofie jezer a nádrží (převzato z: Kopáček et al., 2020, s. 110).....	21
Tabulka 2: Kategorizace trofie vod podle množství celkového fosforu, chlorofylu-a, primární produkce a řas (převzato a upraveno z: Adámek et al., 2008, s. 41).....	21

Seznam použitých zkratek

C – uhlík

c – rychlost světla

CO₂ – oxid uhličitý

CO₃²⁻ – uhličitanový anion

DN – digital number

DNA – kyselina deoxyribonukleová

DPZ – dálkový průzkum Země

EMZ – elektromagnetické záření

f – frekvence

λ – vlnová délka

Chl-*a* – chlorofyl-*a*

N – dusík

N₂ – plynný dusík

např. - například

NH₄⁺ – amonný ion

NO₂⁻ – dusitan

NO₃⁻ – dusičnan

O₂ – kyslík

P – fosfor

PC – fykocyanin

PN – partikulovaný dusík

PO₄³⁻ – orthofosforečnan

PP – partikulovaný fosfor

*R*² – koeficient determinace

*R*_λ – spektrální odrazivost

RUBISCO – ribulózo-1,5-bifosfátkarboxyláza/oxidáza

TOC – celkový organický uhlík

TN – celkový dusík

TP – celkový fosfor

Seznam příloh

Příloha 1: Seznam odběrových míst a počtů odběrů s údaji laboratorně naměřených koncentrací chlorofylu – <i>a</i> a celkového fosforu v $\mu\text{g/l}$	55
---	----

Přílohy

Příloha 1: Seznam odběrových míst a počtů odběrů s údaji laboratorně naměřených koncentrací chlorofylu – a a celkového fosforu v µg/l.

Vysvětlivky:

Pokud je údaj označený *, jedná se o eutrofní vzorek vody.

Je-li vzorek v zeleně označené kolonce, obsahuje údaj o koncentraci chlorofylu-a - hodnota pro vyhodnocení o eutrofním vzorku je 50 µg Chl-a na 1 litr.

Je-li vzorek v modře označené kolonce, obsahuje údaj o koncentraci celkového fosforu - hodnota pro vyhodnocení o eutrofním vzorku je 51,9 µg celkového fosforu na 1 litr.

Je-li v kolonce vyplněno x, tak chybí údaje.

Trofie vod byla hodnocena dle Adámka et al. (2008).

		Chlorofyl-a [µg/l]		Celkový fosfor [µg/l]		
5 odběrů	Purkrabský	29.7.2021	14.9.2021	28.4.2022	19.5.2022	20.7.2022
		180,64*	284,12*	6,51	14,14	31,02
		252*	314*	66*	55*	x
	Staňkovský	29.7.2021	9.9.2021	28.4.2022	19.5.2022	20.7.2022
		15,32	12,69	22,02	9,00	13,71
		40	52*	47,00	47,00	x
	Špačkov	29.7.2021	14.9.2021	28.4.2022	19.5.2022	20.7.2022
		269,55*	276,75*	9,85	59,41*	384,99*
		382*	386*	82*	150*	x
	Točnick	29.7.2021	14.9.2021	28.4.2022	19.5.2022	20.7.2022
		284,03*	167,52*	21,85	20,39	183,78*
		376*	234*	48,00	59*	x
4 odběry	Jamský	14.9.2021	28.4.2022	19.5.2022	20.7.2022	
		200,06*	58,55*	83,27*	185,07*	
		268*	139*	193*	x	
	Klec	8.7.2021	8.9.2021	3.5.2022	15.6.2022	
		345,45*	359,86*	60,19*	105*	
		355*	479*	115*	254*	
	Naděje	8.7.2021	8.9.2021	3.5.2022	15.6.2022	
		176,4*	176,50*	96,82*	61,35*	
		223*	311*	165*	128*	
	Potěšil	8.7.2021	8.9.2021	3.5.2022	15.6.2022	
		34,49	190,38*	16,54	59,33*	
		80*	286*	50,00	152*	
Rod	8.7.2021	8.9.2021	3.5.2022	15.6.2022		
	75,18*	29,65	3,00	35,1288		

		127*	160*	95*	101*	
		14.9.2021	28.4.2022	19.5.2022	20.7.2022	
	Ruda	133,64	13,97	61,86*	148,91*	
		150*	87*	132*	x	
		8.7.2021	8.9.2021	3.5.2022	15.6.2022	
	Skutek	112,14*	204,68*	39,27	23,45	
		360*	272*	110*	113*	
3 odběry		29.7.2021	9.9.2021	18.8.2021		
	Hejtman	13,71	25,38	120,64*		
		45,00	47,00	101*		
		8.7.2021	8.9.2021	15.6.2022		
	Láska	68,12*	140,94*	75,53*		
		174*	438*	169*		
2 odběry		18.8.2021	9.9.2021		6.6.2022	30.6.3022
	Cep	3,26	2,17	Hluboká n. Vltavou 1	104,39*	41,92
		32	50,00		218*	224*
		6.6.2022	30.6.3022		6.6.2022	30.6.3022
	Hluboká n. Vltavou 2	85,00*	137,77*	Hluboká n. Vltavou 3	69,06*	143,98*
		224*	177*		164*	210*
		6.6.2022	30.6.3022		6.6.2022	30.6.3022
	Hluboká n. Vltavou 4	266,0364*	90,48*	Hluboká n. Vltavou 5	x	851,45*
		356*	215*		495*	x
		25.8.2021	14.7.2022		25.8.2021	14.7.2022
	Římov 1	15,25	28,87	Římov 2	17,91	34,19
		42,00	x		52*	x
		25.8.2021	14.7.2022		25.8.2021	14.7.2022
	Římov 3	18,34	33,76	Římov 4	46,27	35,21
		45,00	x		73*	x
		25.8.2021	14.7.2022		25.8.2021	14.7.2022
	Římov 5	27,85	40,36	Římov 6	56,55*	44,98
		53*	x		73*	x
		25.8.2021	14.7.2022		25.8.2021	14.7.2022
	Římov 7	59,03*	73*	Římov 8	48,30	81,31*
		78*	x		116*	x
		25.8.2021	14.7.2022		25.8.2021	14.7.2022
	Římov 9	12,74	98,02*	Římov 10	64,58*	100,67*
		139*	x		119*	x
1 odběr		15.6.2022		13.7.2022		15.6.2022
	Blaník	80,54*	Bezdrůvka	348,22*	Dobrá Vůle	62,55*
		237*		x		167*
		10.5.2022		18.8.2021		9.9.2021
	Koclířov	7,71	Malá Pískovna	39,84	Malá Tušť	13,02
		60*		39		39,00

	Pískovna Horusice levá	10.5.2022	Pískovna Horusice pravá	10.5.2022	Ponědražský	10.5.2022
		4,20		6,68		67,69*
		19,00		20,00		254*
	Řimov 11	14.7.2022	Řimov 12	14.7.2022	Topole přední - volná voda	13.7.2022
		99,96*		67,17*		136,66*
		x		x		x
	Topole zadní - volná voda	13.7.2022	Topole zadní - vodní květ	13.7.2022	Velká pís-kovna	18.8.2021
		66,14*		736,85*		21,08
		x		x		73*
	Víra	3.5.2022	Velký Tisý	10.5.2022		
		58,26*		49,35		
		125*		94*		
	Velká Tušť	9.9.2021	Záblatský	10.5.2022		
		11,38		118,24*		
		35,00		293*		