Program **Prostředí pro život**

Hodnocení přítomnosti sinic, řas a dalších ukazatelů kvality vody pomocí metod dálkového průzkumu Země

Certifikovaná metodika

Jakub Brom, Václav Nedbal, Petr Císař, Jan Urban

a

Blanka Tesařová

2022

Fakulta zemědělská
a technologická
Faculty of Agriculture
and Technology

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

Fakulta rybářství
a ochrany vod
Faculty of Fisheries
and Protection
of Waters

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

Ministerstvo životního prostředí

T A
Č R

Program **Prostředí pro život**

Metodika byla schválena pro využití v praxi Ministerstvem životního prostředí České republiky, osvědčením č.j. ENV/2023/18804

V roce 2022 vydala Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích v nakladatelství a vydavatelství Lesnická práce, s.r.o.

Náklad: 300 ks

Vydání: první

© Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta zemědělská a technologická, Fakulta rybářství a ochrany vod, 2022

© Lesnická práce, s.r.o., 2022

ISBN 978-80-7458-139-7

Hodnocení přítomnosti sinic, řas a dalších ukazatelů kvality vody pomocí metod dálkového průzkumu Země

Certifikovaná metodika

Autoři

doc. Ing. Jakub Brom, Ph.D.
Ing. Václav Nedbal, Ph.D.
Ing. Petr Císař, Ph.D.
Ing. Jan Urban, Ph.D.
Mgr. Blanka Tesařová

Recenzenti

RNDr. Jindřich Duras, Ph.D.
Povodí Vltavy, státní podnik, Holečkova 3178/8, 150 00 Praha 5 - Smíchov

doc. RNDr. Přemysl Štych, Ph.D.
Katedra aplikované geoinformatiky a kartografie, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova, Albertov 6, 128 43 Praha 2

Číslo projektu: TA ČR SS03010277

Název projektu: Systém pro monitoring sinic ve vodních nádržích s využitím metod dálkového průzkumu Země a umělé inteligence

Druh výsledku: N – Certifikovaná metodika

Řešitelská organizace: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta zemědělská a technologická, Fakulta rybářství a ochrany vod

Abstrakt

Předkládaná metodika se zabývá problematikou hodnocení kvality vody ve vodních nádržích prostřednictvím dálkového průzkumu Země. Cílem je přinést uživatelům návod na získávání a zpracování dat pro účely odhadu obsahu fotosyntetických pigmentů sinic a řas a dalších ukazatelů kvality vody s využitím spektroradiometrických dat a dálkového průzkumu Země, a dále sjednocení metodických postupů pro tyto účely. Důraz je kladen především na přípravu dat pro předpovědní modely, které jsou ve výsledku použity pro vlastní odhad sledovaných parametrů. Příprava dat zahrnuje odběry vzorků, měření *in situ* a laboratorní analýzu dat. Jednotlivé kroky jsou podrobně popsány. Části popisující problematiku tvorby předpovědních modelů a použití metod dálkového průzkumu Země jsou koncipovány spíše jako doporučení možného metodického postupu, vzhledem ke specifičnosti jednotlivých kroků. Popsána je implementace předpovědních modelů do metod dálkového průzkumu Země. Metodika zahrnuje též ekonomické zhodnocení problematiky.

Klíčová slova: kvalita vody, vodní nádrže, dálkový průzkum Země, předpovědní modely, strojové učení

Abstract

This methodology deals with the issue of water quality assessment in reservoirs using remote sensing. The aim is to provide users with guidance on the data acquisition and processing to estimate the photosynthetic pigment content of cyanobacteria and algae and other water quality indicators using spectroradiometric and remote sensing data to harmonise methodological procedures for this purpose. Emphasis is placed primarily on the data preparation for the prediction models that are ultimately used to estimate the parameters of interest. Data preparation includes *in situ* sampling and measurements and laboratory data analysis. The individual steps are described in detail. The sections describing the issues of the development of forecast models and the use of remote sensing methods are designed more as recommendations for a possible methodological approach, given the specificity of the individual steps. The implementation of forecast models in remote sensing methods is described. The methodology also includes an economic evaluation of the issue.

Key words: water quality, water reservoirs, remote sensing, forecast models, machine learning

Doporučená citace

BROM, Jakub, Václav NEDBAL, Petr CÍSAŘ, Jan URBAN a Blanka TESAŘOVÁ, 2022. Hodnocení přítomnosti sinic, řas a dalších ukazatelů kvality vody pomocí metod dálkového průzkumu Země. Certifikovaná metodika. Kostelec nad Černými lesy: Lesnická práce, s.r.o., ISBN 978-80-7458-139-7, 66 s.

Poděkování

Rádi bychom poděkovali Technologické agentuře České republiky za finanční podporu aktivit, v rámci kterých tato certifikovaná metodika vznikla. Jedná se konkrétně o projekt TA ČR SS03010277 Systém pro monitoring sinic ve vodních nádržích s využitím metod dálkového průzkumu Země a umělé inteligence, v rámci programu Prostředí pro život.

Děkujeme též pracovníkům Ministerstva životního prostředí České republiky, konkrétně Ivaně Beděrkové, za pomoc při administraci předkládané certifikované metodiky a projektu.

Velký dík patří kolegům, se kterými jsme konzultovali jednotlivé problémy přípravy a zpracování dat a celkový pohled na danou problematiku. Jmenovitě nám velmi pomohli Libor Pechar (Jinočeská univerzita), Jindřich Duras a Jan Potužák (Povodí Vltavy, státní podnik), Martin Lukeš (Mikrobiologický ústav AV ČR) a další. Dík patří též našim kolegům, kteří se účastnili terénních aktivit, laboratorního zpracování vzorků a dalších činností.

Obsah

1 Úvod 9

2 Cíl metodiky 11

3 Popis metodiky 13

4 Odběry vzorků a terénní měření 15

4.1 Spektrometrická měření *in situ* 15

4.1.1 Principy spektrometrických měření povrchových vod 15

4.1.2 Postup spektrometrických měření *in situ* 18

4.1.3 Podmínky pro měření spektrálních reflektancí povrchových vod 19

4.1.4 Zpracování spektrometrických dat 23

4.2 Vzorkování povrchových vod 23

4.3 Měření doprovodných a doplňkových parametrů 25

5 Laboratorní analýza vzorků 29

5.1 Laboratorní příprava vzorků 29

5.2 Laboratorní analýza vzorků 30

5.2.1 Stanovení koncentrace pigmentů 30

5.2.2 Stanovení nerozpuštěných látek 34

5.2.3 Stanovení hydrochemických parametrů 34

6 Předpovědní modely 37
6.1 Tvorba předpovědních modelů 37
6.1.1 Klasické metody pro odhad parametrů 39
6.1.2 Neuronové sítě pro odhad parametrů 41
6.1.3 Spektrální data a jejich omezení 42
7 Dálkový průzkum Země 45
7.1 Systémy dálkového průzkumu Země 45
7.2 Získávání dat dálkového průzkumu Země 47
7.3 Předzpracování dat dálkového průzkumu Země 48
7.3.1 Předzpracování dat družic Sentinel 2 48
7.4 Implementace předpovědního modelu 50
8 Nejistoty a omezení 53
9 Ekonomické aspekty metodiky 57
10 Souhrn 59
Seznam použitých zdrojů 61

1. Úvod

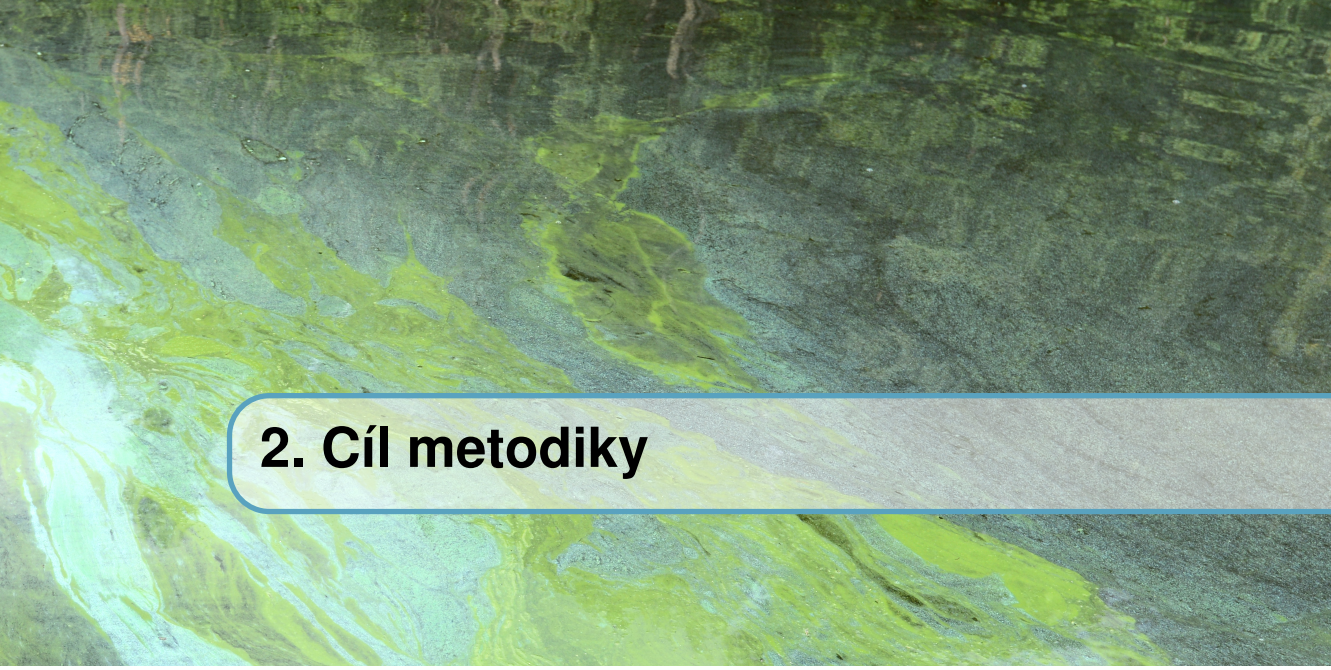
Vnitrozemské vodní nádrže, ať už se jedná o rybníky, přehradní nádrže nebo další vodní plochy trpí, až na výjimky, sníženou kvalitou vody, která se projevuje výskytem vodního květu. Důvodem je proces eutrofizace, který je výsledkem nadměrného zatížení vodních nádrží živinami. Eutrofizace s sebou přináší řadu, především negativních důsledků. Jmenovat můžeme hospodářské dopady s přímým ekonomickým efektem, jako je zhoršení technologických vlastností pro úpravu surové vody na pitnou nebo zhoršení hygienických vlastností vody, zejména při masivním výskytu toxických sinic. Neméně důležité jsou též dopady eutrofizace s nepřímým ekonomickým efektem, jako je vliv na biodiverzitu, např. v důsledku snížení průhlednosti vody (Amorim & Moura, 2021), vnímání estetiky vodních ploch (Bhagowati et al., 2020; Fish, 1972) apod.

Abychom pochopili dynamiku jednotlivých nádrží a jejich soustav v rámci povodí, je nutné provádět monitoring kvality vody. Tradičně je monitoring prováděn odběrem vzorků vody z nádrží s následnou standardizovanou laboratorní analýzou. Tento přístup má řadu výhod, ale též některé nevýhody. Výhodou je samozřejmě přesnost stanovení sledovaných vlastností vody a značná flexibilita možnosti odběru vzorků. Na druhou stranu bodový odběr vzorku nereflektuje plošnou distribuci vlastností vody v nádrži, vždy budeme znát pouze vlastnosti vody v daném místě odběru. Navíc je limitované množství vzorků, které lze v daném čase v laboratoři zpracovat a významnou roli hraje též finanční hledisko. Část těchto nevýhod lze do určité míry eliminovat využitím technik dálkového průzkumu Země (DPZ). Pomocí dat DPZ, např. družicových, či leteckých snímků, lze postihnout prostorovou distribuci znečištění vody a je možné takto hodnotit i velké plochy vodních nádrží.

Družicový snímek zachycuje obraz zájmového území, který poskytuje informaci o jeho spektrálním projevu. Spektrální projev můžeme chápat jako „barevnost“ povrchu i v těch částech elektromagnetického spektra, která jsou pro lidské oko neviditelná. Zpracováním obrazových spektrálních dat můžeme získat velmi cenné informace o površích, které snímek zachycuje, včetně vodních ploch. V případě vody lze stanovit ukazatele, které se projevují „barevně“, tedy změnou vlastností elektromagnetického záření, které se od vody v nádrži odráží. Jedná se typicky o obsah fotosyntetických pigmentů (chlorofyl, fykobiliproteiny, karotenoidy), obsah nerozpuštěných látek, případně průhlednost vody, teplotu vody a další ukazatele. Pomocí DPZ je též možné hodnotit např. plochu a stav litorálních porostů nebo výskyt makrofytní vegetace. Nepochybně významným kladem dat DPZ je možnost jejich hodnocení zpětně, díky archivaci dat. Můžeme tak hodnotit změny téměř jakékoli dostatečně velké vodní nádrže kdekoli na Zemi až několik desítek let zpětně.

Dálkový průzkum Země nabízí možnosti hodnocení vodních nádrží a kvality vody, které využijí např. vodohospodáři, správci vodních nádrží, chovatelé ryb a dalších vodních organismů, orgány ochrany přírody, odborné organizace ochrany přírody, posuzovatelé a zpracovatelé odborných posudků, orgány ochrany veřejného zdraví, vědecko-výzkumná sféra, ale i pracovníci v oblasti vzdělávání.

Předkládaná metodika si klade za cíl propojit problematiku hodnocení kvality vod, dálkového průzkumu Země a použití moderních výpočetních metod. Snaží se popsat a ujednotit způsoby sběru dat v terénu, postupy laboratorních analýz a zpracování dat pro jejich následné využití, a vytvořit tak srozumitelný návod pro tvorbu predikčních modelů využívaných prostředky a přístupy dálkového průzkumu Země. Sjednocení metodických postupů má zásadní význam pro další možnost sdílení dat a jejich použití v praxi.



2. Cíl metodiky

Cílem předkládané metodiky je přinést uživatelům návod na získávání a zpracování dat pro účely odhadu obsahu fotosyntetických pigmentů sinic, řas a dalších ukazatelů kvality vody s využitím spektroradiometrických dat a dálkového průzkumu Země. Předkládaná metodika shrnuje metody a přístupy, především odběru vzorků a laboratorních analýz, o kterých se domníváme, že jsou vhodným řešením jednotlivých činností potřebných pro analýzu a následné využití dat pro tvorbu odhadních modelů. Důvodem je zachování jednotného postupu při sběru a zpracování dat tak, aby byla zajištěna porovnatelnost získaných výsledků a jejich implementace do existujících datových řad. Popis použitých metod dálkového průzkumu Země a tvorby předpovědních modelů má obecnější charakter. Důvodem je značná variabilita možností a potenciálních přístupů vhodných pro daný účel, zejména v případě přípravy předpovědních modelů. Cílem je tedy spíše nasměrovat uživatele metodiky a poskytnout příklad využití dat.

Cílem předkládané metodiky, je vedle hodnocení koncentrace fotosyntetických pigmentů řas a sinic, jako jsou např. chlorofyly, karotenoidy a xantofyly a fykobiliproteiny (fykocyanin, alofykocyanin a fykoerythrin), též hodnocení dalších možných ukazatelů kvality vody, které lze hodnotit, respektive odhadovat pomocí dálkového průzkumu Země a spektroradiometrických dat. Jedná se o koncentraci nerozpuštěných látek, průhlednost vody, obsah organických látek a další ukazatele, které mohou být použity pro hodnocení stavu a vývoje kvality vody ve vodních nádržích.

3. Popis metodiky

Předkládaná metodika se zaměřuje na problematiku využití dálkového průzkumu Země pro hodnocení kvality vody ve vnitrozemských vodních nádržích, především sinicových vodních květů. Hlavní důraz je kladen na přípravu dat pro tvorbu a kalibraci nelineárních matematických modelů, které jsou dále použity pro odhad jednotlivých sledovaných vlastností vody z dat dálkového průzkumu Země. Pozornost je věnována parametrům, které mají optický projev, a které lze identifikovat spektroradiometricky, ale i dalším vlastnostem vodních nádrží. Metodika nastiňuje způsob tvorby předpovědních modelů pro odhad jednotlivých parametrů pomocí dat dálkového průzkumu Země na základě spektrometrických dat a laboratorních rozborů. Použity jsou přístupy tzv. umělé inteligence a klasických statistických metod. Dále je uveden přehled dostupných dat dálkového průzkumu Země, vhodných pro účely hodnocení kvality vody v nádržích a je popsána příprava dat, která je pro vodní nádrže specifická. Nastíněn je způsob implementace předpovědních modelů do výpočetního postupu s využitím dat dálkového průzkumu Země. Součástí textu je stručné ekonomické zhodnocení využití dálkového průzkumu Země pro hodnocení kvality vody.

Struktura textu je rozdělena na čtyři hlavní části, které se věnují terénním aktivitám sběru dat, laboratorní analýze vzorků, přípravě a předzpracování dat dálkového průzkumu Země a tvorbě matematických modelů pro odhad jednotlivých sledovaných charakteristik a jejich implementace. Jednotlivé části textu na sebe logicky navazují, nicméně lze je využít i samostatně, případně jako inspiraci pro vlastní analýzy.

4. Odběry vzorků a terénní měření

Terénní měření jsou důležitou součástí přípravy dat pro využití dálkového průzkumu Země pro hodnocení kvality vody ve vodních nádržích. Jedná se především o zajištění dostatečného množství podkladových dat pro tvorbu předpovědních modelů, které kombinují terénní data a data dálkového průzkumu Země. Terénní data představují základní zdroj dat pro trénování, kalibraci a validaci těchto modelů.

Terénní data můžeme ve vztahu k využití dálkového průzkumu Země v zásadě rozdělit do tří skupin, podle původu dat a jejich charakteru. První skupinu představují spektrometrická data, která zachycují informaci o spektrální odrazivosti (reflektanci) vody v místě měření. Druhá skupina zahrnuje data získaná odběrem vzorků a jejich následnou fyzikálně-chemickou a hydrobiologickou analýzou v laboratoři. Třetí skupinu představují přímá měření fyzikálně-chemických vlastností vody přímo v terénu.

4.1 Spektrometrická měření *in situ*

4.1.1 Principy spektrometrických měření povrchových vod

Spektrometrická měření využívají schopnosti povrchů, v tomto případě vody a vodní hladiny, odrážet, případně pohlcovat část záření, které na povrch dopadne. Množství a kvalita pohlceného i odraženého záření je specifická pro různé povrchy a řídí se vlastnostmi hmoty. Sluneční záření odražené od vodní hladiny mění svou kvalitu (intenzitu v různých vlnových délkách) podle obsahu látek ve sloupci vody, především v blízkosti vodní hladiny. Měřením kvality a intenzity slunečního záření, odraženého od vodní hladiny, tedy měřením tzv. spektrální re-

flektance lze posoudit míru znečištění vody různými látkami, například pigmenty fytoplanktonu, jako např. chlorofylem-*a* a fykocyaninem.

Voda sama o sobě má vysokou schopnost pohlcovat záření především v oboru infračerveného spektra (Arst, 2003). Tato schopnost pohlcování záření vodou zvláště výrazně roste se zvyšující se vlnovou délkou. Záření o vlnových délkách větších než asi 900 nm se již od vodní hladiny odráží jen v minimálním množství, které většinou už nenese nějakou prakticky využitelnou informaci. Záření o vlnových délkách menších než asi 400 nm (kosmické a UV záření) je z velké části pohlceno atmosférou a na povrch Země dopadá jen v minimálním množství. Odraz této části elektromagnetického spektra je od vodní hladiny minimální. Je tak zřejmé, že pro účely pasivní spektrometrie povrchových vod *in situ*, resp. spektrometrie látek v nich obsažených, bude využitelná reflektance v rozsahu vlnových délek mezi přibližně 400 nm a 900 nm.

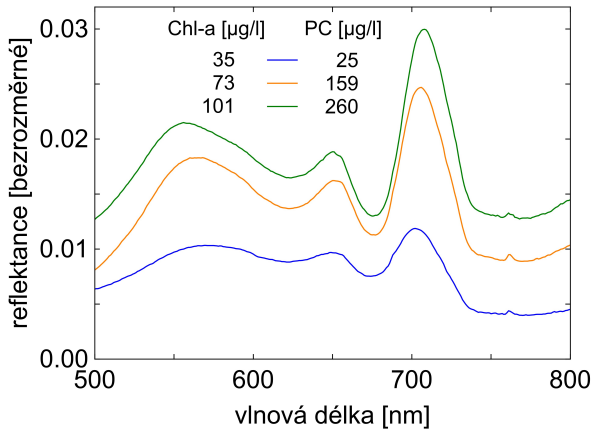
Fotosyntetizující organismy ve vodách obsahují fotosyntetická barviva (jako např. chlorofyly, fykobiliproteiny, xantofyly, karotenoidy), jejichž obsah je charakteristický pro různé skupiny těchto organismů. S rostoucím množstvím zmíněných organismů ve vodě tak úměrně roste i koncentrace těchto barviv. Koncentrace pigmentů fytoplanktonu může být dobrým ukazatelem přítomnosti jednotlivých skupin mikroorganismů a jejich množství ve vodě. Specifické spektrální vlastnosti jednotlivých pigmentů umožňují jejich detekci a kvantifikaci prostřednictvím spektrometrického měření.

Předkládaná metodika je zacílena primárně na spektrometrii zelených řas a sinic v povrchových vodách. Pro zelené řasy (*Chlorophyta*) je nejvýznamnějším charakteristickým barvivem chlorofyl-*a* (vedle dalších forem chlorofylu, xantofylů, či β-karotenu). Pro sinice (*Cyanobacteria*) jsou nejvýznamnějšími charakteristickými barvivy fykobiliproteiny, především fykocyanin (vedle fykoerytrinu). Proto jsou chlorofyl-*a* a fykocyanin v této metodice použity jako dobré indikátory specifického znečištění povrchových vod řasami a sinicemi.

Chlorofyl-*a* a fykocyanin významně absorbují záření o specifické vlnové délce. Chlorofyl-*a* ve velké míře absorbuje záření o vlnové délce 665 nm, kde je jeho absorpční maximum (Randolph et al., 2008). Podobně je absorpční maximum pro fykocyanin na vlnové délce 620 nm (Randolph et al., 2008). Se zvyšující se koncentrací chlorofylu-*a* nebo fykocyaninu dochází k poklesu spektrální reflektance na těchto absorpčních maximech (Obr. 4.1). Obdobně i ostatní pigmenty mají svá absorpční maxima a jejich spektrální vlastnosti reagují na změnu koncentrace ve vodě.

Další dobře využitelnou vlnovou délkou pro naše účely je vlnová délka 709 nm, na které se záření maximálně odráží od buněčných struktur (Gitelson et al., 1996; Jones & Vaughan, 2010). Se zvyšováním množství živých buněk

řas a sinic ve vodě tak bude významně růst reflektance na této vlnové délce. Obr. 4.1 dobře ilustruje pokles reflektancí na vlnových délkách absorpčních maxim chlorofylu-*a* a fykocyaninu (620 nm a 665 nm) a vzrůst reflektance v reflektančním maximu buněčné struktury (709 nm). Graf dále dobře ukazuje, jak se zvyšující koncentrace chlorofylu-*a* a fykocyaninu (laboratorně měřené) projevují v obecně se zvyšující intenzitě odrazu záření. Kvůli výše popsané velké absorpční schopnosti vody je míra reflektance obecně velmi nízká, obvykle v nízkých jednotkách %, jak je zřejmé z osy y grafu (Obr. 4.1).



Obrázek 4.1: *Spektrální reflektance na hladině ve vodách s různými koncentracemi chlorofylu-a (Chl-a) a fykocyaninu (PC).*

Jak z výše uvedeného vyplývá, pro spektrální detekci chlorofylu-*a* a fykocyaninu jako indikátorů skupin zelených řas a sinic je vhodné použití reflektancí na vlnových délkách 665 nm a 620 nm. Pro detekci struktury živých buněk ve vodním sloupci je vhodné použití reflektance na vlnové délce 709 nm.

Pro praktické hodnocení koncentrace chlorofylu-*a* a fykocyaninu je možné použít podíl reflektance buněčné struktury a absorpčního maxima příslušného pigmentu (Randolph et al., 2008). Vztah mezi koncentrací pigmentu a podílem uvedených spekter je zpravidla funkční aproximací lineárního vztahu (viz např. Gilerson et al. (2010); Randolph et al. (2008); Vinciková et al. (2015)). Takto konstruovaný podíl reflektancí vlnových délek poskytuje výborný vztah k obsahu zelených řas a sinic v povrchových vodách a s jejich rostoucím obsahem roste i tento poměr. Lze jej tak dát do vztahu s laboratorně naměřenými hodnotami a odvozovat např. koncentraci předmětných barviv ve vodě přímo z pouhého měření spektrálních reflektancí.

Vzhledem k variabilitě spektrálního projevu fytoplanktonu, sezónním změ-

nám apod. je vhodné pro konstrukci odhadních modelů používat komplexnější metody s využitím většího počtu spektrálních charakteristik. Z parametrických metod lze jmenovat např. metodu částečných nejmenších čtverců (Parcial Least Squares Regression; PLSR). Dále lze využít nelineární metody založené na strojovém učení, které patří do skupiny metod umělé inteligence. Podrobnosti uvádíme v kapitole 6.1.

4.1.2 Postup spektrometrických měření *in situ*

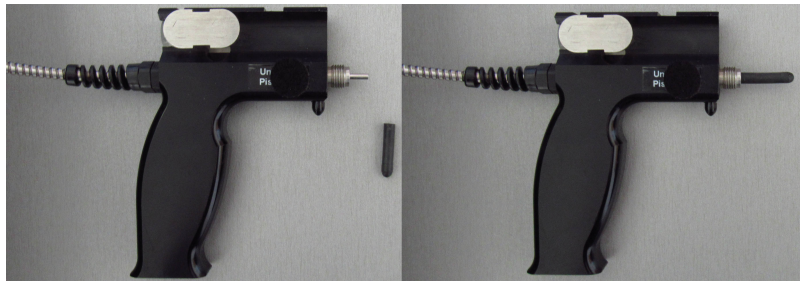
Spektrální reflektanci lze měřit spektrofotometry (či též spektroradiometry), které zachycují a měří množství záření, dopadající na senzor. Je-li měřena intenzita záření, odraženého od vodní hladiny, je tak měřena tzv. radiance, tedy intenzita záření v absolutní míře, kterou lze vyjádřit přímo ve fyzikálních jednotkách, např. v množství energie na jednotku plochy. Je-li tato radiance vtažena k míře odrazu záření od referenčního povrchu, typicky od čistě bílé plochy, pak vyjadřuje tzv. reflektanci, tedy podíl množství záření od měřeného povrchu a od referenční bílé plochy. Reflektance je vyjádřena v bezrozměrných jednotkách, případně ji lze uvádět jako procenta. Vzhledem k tomu, že je měřený odraz záření charakteristický pro různé vlnové délky, hovoříme o spektrální reflektanci (R).

Měření spektrální reflektance pomocí spektroradiometru se může lišit podle použitého typu přístroje, nicméně měření má obecně následující postup:

1. Měření nulového záření (tzv. Dark Current). Provádí se při zcela zakrytém senzoru (Obr. 4.2) a poskytuje přístroji informaci o síle signálu při nulové detekci záření. Cílem je odstranění šumu daného přístrojem. Toto měření se obvykle provádí s každým novým zapnutím přístroje, je možné jej provádět i mezi jednotlivými měřeními zájmové plochy.
2. Optimalizace signálu. Měří se se senzorem, umístěným planparalelně (kolmo k povrchu) s vodorovně umístěnou referenční bílou plochou, tzv. spektralonem (Obr. 4.3). Poskytuje přístroji informace o aktuální síle signálu, tedy o momentální intenzitě slunečního záření. Umožňuje přístroji správně nastavit zesilovací prvky ve své vnitřní signálové cestě, tedy citlivost záznamu. Optimalizace se obvykle provádí vždy po jisté době, za kterou se změnila intenzita dopadajícího slunečního záření, někdy je vhodné ji provádět i mezi jednotlivými měřeními.
3. Měření referenční bílé plochy (tzv. White Reference). Měří se se senzorem umístěným planparalelně s vodorovně umístěným spektralonem (Obr. 4.3). Poskytuje přístroji informace o spektrálních vlastnostech odraženého záření od spektralonu. Zjišťujeme intenzitu a spektrální složení dopadajícího slunečního záření. Měření umožňuje přímý výpočet podílu

radiancí od následně měřené zájmové plochy a od spektralonu, neboli výpočet spektrální reflektance následně měřeného povrchu. Měření referenční bílé plochy je nutné provádět vždy před každým jednotlivým měřením zájmové plochy. Při správném referenčním nastavení reflektance bílé plochy by reflektance spektralonu měla být stejná pro všechny vlnové délky v potřebném spektrálním rozsahu. Pokud se v průběhu krátkého času mění spektrum dopadajícího slunečního záření (např. vlivem oblačnosti), není reflektance spektralonu pro všechny vlnové délky stejná a referenční měření bílé plochy je třeba opakovat.

4. Vlastní měření zájmové plochy. Provádí se se senzorem, umístěným planparalelně s měřeným povrchem, v tomto případě s hladinou zájmové měřené vodní plochy.



Obrázek 4.2: *Držák a světlovodivý kabel spektroradiometru s odkrytým a zcela zakrytým senzorem.*

4.1.3 Podmínky pro měření spektrálních reflektancí povrchových vod

Měření spektrální reflektance povrchových vod spektroradiometrem je vcelku jednoduché. Pro správné a přesné výsledky měření je však třeba splnit řadu podmínek, jejichž dodržení je v reálných situacích obvykle poměrně náročné. Bez jejich zachování však nelze dosáhnout správných výsledků měření a i relativně malá metodická nekázeň může znamenat značné odchylky od správného výsledku.

Denní doba měření

Při nízké poloze slunce na obloze dopadají sluneční paprsky na povrch hladiny vody v našich zeměpisných šířkách už pod poměrně velkým úhlem. Se zvyšujícím se úhlem dopadu paprsků obvykle klesá ovlivnění jejich spektrálních vlastností vodním povrchem, na který dopadají. V odraženém záření tak klesá množství informace o kvalitě vody. Při příliš nízké pozici slunce na obloze pak může docházet i k totálním reflexím, při kterých již záření prakticky žádnou informaci

Obrázek 4.3: *Optimalizace signálu a měření referenčního signálu nad referenční bílou plochou – spektralonem.*

o vodním povrchu nenese a měření je tak chybné zcela. Proto by mělo být měření prováděno v době vysoké polohy slunce na obloze. V našich zeměpisných šířkách je to např. v letním období v čase mezi 10. a 16. hodinou SELČ (9. a 15. hodinou SEČ). V jarním, podzimním, a zvláště zimním období se vhodné časové okno pro měření okolo polední hodiny ještě více zužuje.

Meteorologická situace

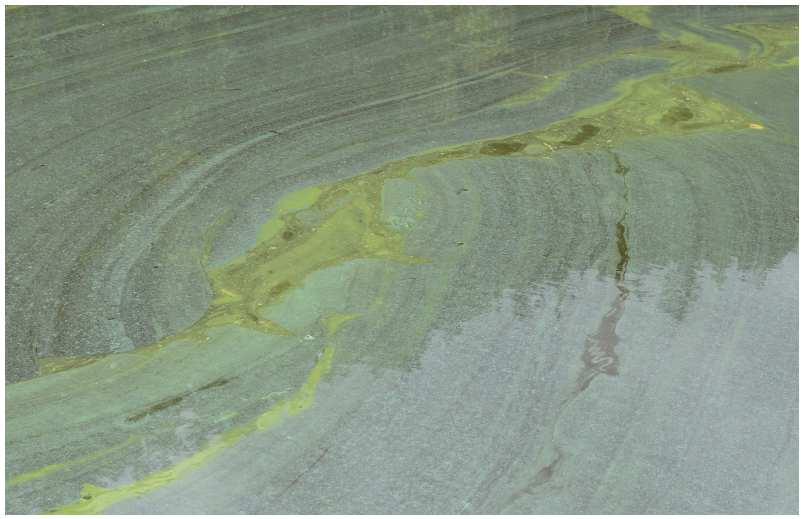
Měření je třeba provádět za velmi stabilních meteorologických podmínek, kdy se intenzita slunečního záření, ani jeho spektrální charakteristika v krátkém čase nemění. Intenzita a spektrum dopadajícího slunečního záření se nesmí změnit v časovém úseku mezi referenčním měřením bílé plochy a vlastním měřením zájmové plochy, což obvykle zahrnuje dobu až desítek sekund. Intenzitu a spektrum dopadajících slunečních paprsků značně ovlivňuje oblačnost, přecházející přes sluneční kotouč. Proto je nejvhodnější provádět měření při zcela jasném počasí. Lze jej samozřejmě provádět i při výskytu kupovité oblačnosti v okamžicích, kdy v dráze slunečním paprskům žádný oblak nestojí. Měření lze dále provádět při zcela rovnoměrně zatažené obloze, to však obvykle vyžaduje zvýšenou pozornost a ověření, zda nedošlo mezi referenčním měřením bílé plochy a vlastním měřením ke změně spektra dopadajících paprsků. To lze ověřit např. umístěním senzoru opět nad spektralon (bezprostředně po vlastním měření) a vizuálním

posouzením konzistence signálu ze spektralonu. Pokud se během krátké chvíle spektrum slunečního záření změní, což se projeví změnou reflektance spektralonu v různých vlnových délkách, je třeba nastavení reference bílé barvy a vlastní měření zopakovat. Zcela nevhodné je měření při výskytu oblačnosti typu řasy (cirrus), kdy se spektrum dopadajícího záření může v závislosti na rychlosti větru značně měnit i v řádu jednotek sekund.

Stav zájmové vodní plochy

Měření je nutné provádět na intaktní hladině, zvláště při vysokém obsahu řas a sinic. Je tak třeba jej provádět jako první, a teprve po ukončení tohoto měření je možné v takovém místě měřit parametry vod ponornými sondami a odebírat z něj vzorky vody pro laboratorní rozbor.

Při výskytu větru se mohou na vodní ploše tvořit menší nebo i větší vlny. Vlny znamenají okamžité a rychle se měnící vychýlení měřené vodní hladiny z vodorovné úrovně, a tedy možného ovlivnění intenzity a spektra dopadajícího záření. V extrémních případech může dojít až k totální reflexi. Proto je podstatné provádět měření reflektance při klidné hladině v bezvětří. V případě, že není možné měřit při klidné hladině, je potřeba počítat s možnou odchylkou hodnot spektrální reflektance vody.



Obrázek 4.4: *Krajně heterogenní rozptýlení biomasy řas a sinic na malé ploše hladiny vody, nevhodné pro spektrální měření.*

Biomasa řas a sinic může být horizontálně značně nerovnoměrně rozptýlena (Obr. 4.4). Spektrální měření takových ploch je prakticky vyloučeno, neboť již na malé ploše takto heterogenního povrchu hladiny může docházet k zásadním

(dokonce řádovým) rozdílům v koncentraci řas a sinic a rozdílům v reflektanci.

V případě, že je současně se spektrálním měřením prováděn odběr vody pro laboratorní rozbor, pak je v každém případě třeba zajistit naprostý soulad místa spektrálního měření a odběru vody. Rozdíl místa odběru a měření by neměl přesáhnout horizontálně desítky centimetrů, případně, v ideálních podmínkách zjevně zcela homogenního rozptylu řas a sinic pak jednotky metrů.

Preciznost měření

Klidná vodní hladina, na které je prováděno spektrální měření je teoreticky téměř dokonale vodorovná. Při měření by měl být senzor namířen kolmo na hladinu vody, aby snímal odražený signál v planparalelní rovině s hladinou vody, neboť s odchylkou od kolmice se množství a spektrum záření, dopadajícího na senzor rychle mění. To lze zajistit použitím vodováhy, kterou jsou profesionální senzory obvykle vybaveny a pozorným udržením senzoru ve vodorovné poloze v průběhu měření. Planparalelnost je třeba dodržet i v případě referenčního měření nad spektralonem, který by měl být též umístěn vodorovně.

Sluneční paprsky by měly na spektralon i na vlastní měřenou zájmovou plochu dopadat ze stejného směru, a to proti osobě, která s přístrojem pracuje, a která tak nestojí paprskům v cestě a nevrhá na měřené místo stín. Měřené místo by navíc nemělo být postiženo odrazem od jiných objektů, např. od lodi apod. Vhodné je, aby povrchy lodi a oděv osoby, která měření provádí, byl v matné černé barvě s nízkou odrazivostí; ideální materiál pro oděv je černý samet.

Spektralon

Spektralon představuje referenční bílou plochu se zaručenými spektrálními vlastnostmi. Spektralonů je na trhu více, obvykle se jedná o polymerní kompozit. Pro výše uvedené účely jsou vhodné spektralony, které mají pro vlnové délky 400 nm až 900 nm zaručenou spektrální reflektanci 99% a dokonale difúzní (lambertiánský) povrch, jako např. některé produkty Zenith Polymer Targets společnosti SphereOptics, Spectralon Diffuse Reflectance Targets společnosti LabSphere apod. Spektralony jsou velmi náchylné na znečištění prachem a pylem, které může významně ovlivnit jejich spektrální vlastnosti. Proto je třeba je pro účely měření umístit do prachotěsné schránky a otevírat ji pouze na dobu, nezbytnou k provedení referenčního měření a bezprostředně po něm ji opět uzavřít. Zásadní je použití vhodného kvalitního spektralonu, který je třeba po určité době vyměnit za nový.

4.1.4 Zpracování spektrometrických dat

Data získaná přímým měřením v terénu je možné zpracovat přímo v software poskytovaném výrobcem spektroradiometru nebo jsou zpracována po exportu pomocí software určených pro práci s daty. Před vlastním použitím dat je zpravidla potřeba provést jejich předzpracování, které má za cíl odstranění chyb měření. Chyby měření mohou být způsobeny např. posunem záznamu jednotlivých čidel spektroradiometru nebo změnou geometrie dopadajícího záření.

Posun záznamu hodnot jednotlivými spektrálními čidly spektroradiometru může být dán např. změnou teplotních charakteristik přístroje a projevuje se „schody“ na spektrální křivce. Pro korekci posunu je možné použít korekci diskontinuity spektrální křivky (Jump Correction, Discontinuity Correction). Problematiku popisují např. Hueni & Bialek (2017).

Problematika vlivu geometrie dopadajícího slunečního záření na kvalitu měření byla zmíněna v předchozím textu. Pro vlastní výpočet spektrální reflektance je vliv geometrie záření zanedbatelný, pokud je referenční měření a měření spektrálních vlastností povrchu provedeno v krátkém časovém intervalu. Pokud je rozdíl v měření větší než přibližně pět minut, je vhodné provést korekci úhlu dopadajícího záření pomocí výpočtu korekčního faktoru úhlu dopadajícího záření (Incident Angle Correction Factor; IACF). IACF je dán poměrem mezi kosinem slunečního zenitového úhlu při měření referenční plochy (spektralonu) a zájmové plochy (Elmer et al., 2020; Soffer et al., 2019).

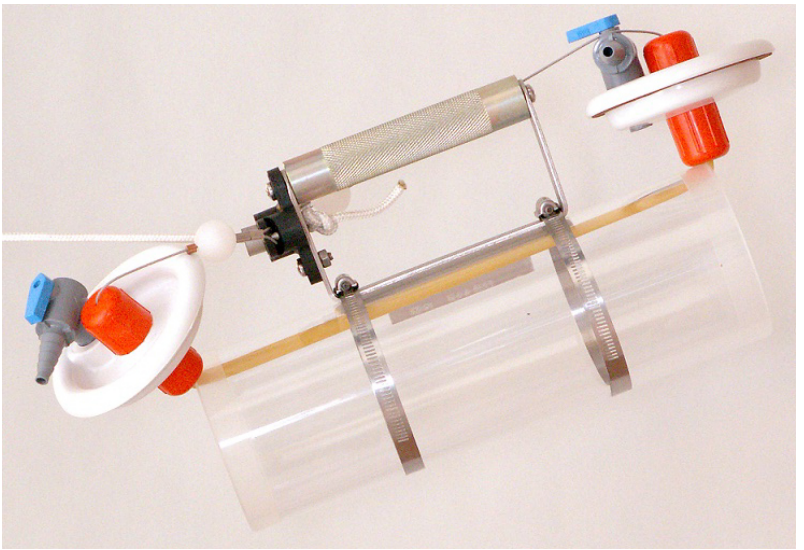
Další možnosti korekcí mohou spočívat např. ve vyhlazení spektrální křivky vhodným filtrem nebo v normalizaci spektrální křivky na hodnotu nějaké konkrétní vlnové délky.

4.2 Vzorkování povrchových vod

Odběr vzorků vody v terénu je zásadním krokem pro hodnocení kvality vody pomocí laboratorních rozborů, jejichž výsledky lze, podobně jako přímá spektroradiometrická měření, následně využít pro kalibraci dat dálkového průzkumu Země.

Odběr vzorků vody se řídí podle běžně používaných platných norem ČSN, které regulují způsob odběru vzorků vody. Obecně používáme následující postup. Odběr vzorku vod provádíme následně po měření hladinové spektrální reflektance a měření hydrochemických a hydrofyzikálních parametrů ponornými sondami (viz dále). Vzhledem k účelu odběru pro postižení vlastností vody v hladinové vrstvě vody odebíráme vzorek z vrstvy vody 0 cm až cca 20 cm. Využít lze vzorkovače různé konstrukce, např. Van Dorn (viz Obr. 4.5), Andělova tyč apod., nebo lze odebírat vzorek přímo do polyetylenové vzorkovací lahve

jejím ponořením těsně pod hladinu vody. V obou případech (při odběru vzorkovačem i lahví) je třeba nádobu jednou předem vypláchnout menším množstvím vody z právě odebíraného místa. Podobně, jako v případě měření spektrální reflektance, je pro odběr vzorku potřeba zvolit místo s rovnoměrným rozložením fytoplanktonu ve vodním sloupci, tedy s potřebnou homogenitou vody v dostatečném horizontálním i vertikálním rozsahu.



Obrázek 4.5: *Vzorkovač Van Dorn o objemu 2,2 l pro odběr povrchových vod. Zdroj:* `www.ekotechnika.cz`.

Objem odebrané vody je třeba volit podle míry jejího zasažení fytoplanktonem. Pro laboratorní hodnocení biomasy řas a sinic a obsahu jejich pigmentů (viz laboratorní část metodiky) je někdy nutné, zvláště u velmi čistých vod, získat potřebný materiál filtrací i více než 0,5 l vzorku vody na jednu analýzu. Pokud je voda vyšetřována i na nerozpuštěné látky, a případně jsou prováděny kontrolní paralelní rozbory, objem potřebné odebrané vody značně narůstá. Obecně lze doporučit (pro účely paralelních párů vzorků pro rozbor chlorofylu-a, fykobiliproteinů, dalších pigmentů a nerozpuštěných látek) odebírat při očekávaných koncentracích chlorofylu-a tato množství vody:

- řádově stovky $\mu g \cdot l^{-1}$ chlorofylu-a: 3 l vody
- řádově desítky $\mu g \cdot l^{-1}$ chlorofylu-a: 4 l vody
- řádově jednotky $\mu g \cdot l^{-1}$ chlorofylu-a: 5 l vody

Uplynulý čas mezi odběrem a základním laboratorním zpracováním vody by měl být co nejkratší. Jedná se v podstatě jen o čas nutný z převozu sady odebraných vzorků z lokalit do laboratoře, jinak hrozí (zastíněním, změnou teploty apod.) změna parametrů odebraných vzorků, případně jejich znehodnocení, kvůli biochemickým a biologickým procesům, které v nich probíhají. Doba od odběru vzorku do jeho zpracování by neměla překročit jednotky hodin.

4.3 Měření doprovodných a doplňkových parametrů

Fyzikálně-chemické parametry povrchových vod se v čase rychle mění, zvláště právě v případech, kdy jsou tyto vody zasaženy významným nárůstem fotosyntetizujících organismů.

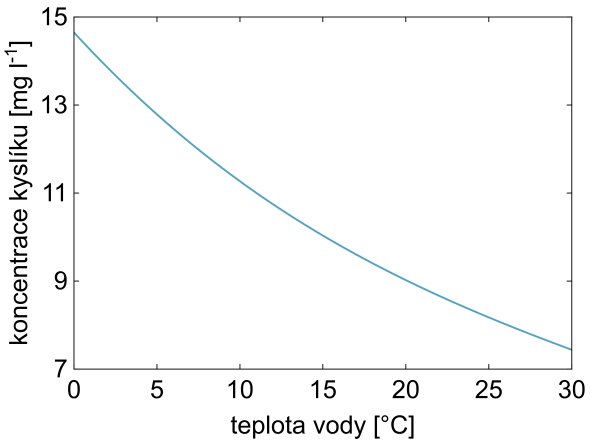
Řasy a sinice, jako fotosyntetizující organismy ve světlé části dne produkují do objemu vodního sloupce kyslík (O_2) a spotřebovávají z něj oxid uhličitý (CO_2) a hydrogenuhličitan (HCO_3^-). V tmavé části dne je to naopak. Oxid uhličitý se ve vodě rozpouští, a tvoří v reakci s ní slabou kyselinu uhličitou (H_2CO_3). Při nadbytku CO_2 ve vodě díky okyselování vody kyselinou uhličitou klesá pH. Naopak při nedostatku volného CO_2 ve vodě, kdy je takto vázaný uhlík ve vodním sloupci přítomen především ve formě hydrogenuhličitanových (HCO_3^-) a uhličitanových (CO_3^{2-}) aniontů, pH vody roste. Při velmi vysokém množství řas a sinic ve vodě dochází v povrchových vodách v ranních hodinách k vyčerpání velkého množství rozpuštěného kyslíku dýcháním všech organismů, vzrůstu koncentrace CO_2 a k výraznému poklesu pH (v extrémech např. až pod hodnotu 4). V odpoledních hodinách naopak vlivem odčerpaného CO_2 fotosyntézou řas a sinic dochází k výraznému vzrůstu pH a voda se stává zásaditou (v extrémech např. až nad hodnotu 11). Při významném rozvoji řas a sinic v letním období za slunečných dnů mohou být výkyvy pH v povrchových vodách značné a vlastní hodnoty pH mohou dosahovat extrémních hodnot, podobně, jako hodnoty koncentrace rozpuštěného kyslíku.

I koncentrace kyslíku ve vodě značně kolísá právě v závislosti na množství řas a sinic. Rozpustnost kyslíku ve vodě s rostoucí teplotou klesá (Obr. 4.6). Proto je při měření absolutní hodnoty koncentrace kyslíku ve vodě $[\mathrm{mg}\cdot\mathrm{l}^{-1}]$ třeba mít k dispozici ještě údaj o teplotě vody, aby bylo možné posoudit, zda je např. velmi nízká koncentrace kyslíku dána právě aktuálně vysokou teplotou vody, nebo vysokou spotřebou kyslíku dýcháním fytoplanktonu. Proto se navíc obsah kyslíku ve vodách obvykle uvádí v % nasycení vody kyslíkem, tedy v poměru absolutní míry obsahu kyslíku ve vodě k maximálně možné míře nasycení za dané teploty (Obr. 4.6). Při intenzivní fotosyntéze a velké koncentraci fytoplanktonu ve vodách může koncentrace kyslíku při velkém příkonu sluneční energie růst i za hranici 200 %. Naopak při jejich dýchání v noci může klesat až k nízkým

desítkám, či jednotkám %.

Rozvoj řas a sinic je mimo jiné dále závislý na obsahu živin ve vodě, především dusičnanových (NO_3^-), dihydrogenfosforečnanových ($H_2PO_4^-$), hydrogenfosforečnanových (HPO_4^{2-}) a fosforečnanových (PO_4^{3-}) aniontů, ale i dalších látek principiálně iontové povahy. S rostoucím množstvím iontů ve vodách obvykle roste trofie vod. Ionty způsobují elektrickou vodivost povrchových vod a s jejich rostoucí koncentrací tak vodivost povrchových vod roste. Obecně lze říci, že elektrická vodivost málo oživených vod se pohybuje v nižších desítkách $\mu S \cdot cm^{-1}$, kdežto v hodně oživených vodách bývají hodnoty vodivosti obvykle v řádu nižších stovek $\mu S \cdot cm^{-1}$.

Vzhledem k tomu, že s rostoucím množstvím fytoplanktonu a nerozpuštěných látek ve vodním sloupci povrchových vod klesá jejich průhlednost, je tato jedním z rychlých orientačních parametrů pro posouzení kvality povrchových vod.



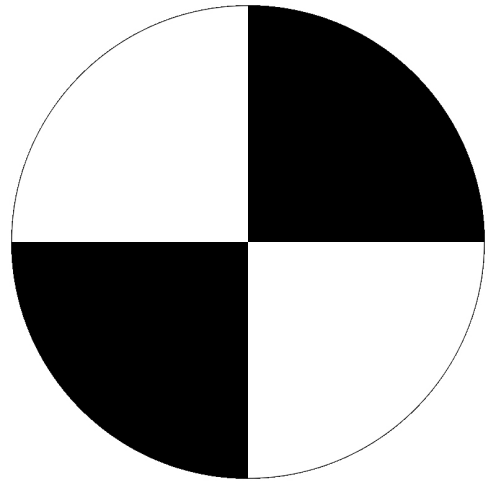
Obrázek 4.6: *Stoprocentní nasycení vody kyslíkem v závislosti na teplotě vody při normálním atmosférickém tlaku (1 013,25 hPa).*

Je tak zřejmé, že koncentrace kyslíku, pH, vodivost a průhlednost jsou ukazatele, které mají velmi úzký vztah k rozvoji fytoplanktonu v povrchových vodách a zjišťování jejich hodnot je významnou doprovodnou informací při posuzování jejich stavu a rozvoje.

Hodnoty fyzikálně-chemických parametrů, zejména rozpuštěného kyslíku a pH, se mohou velmi rychle měnit. Ke změnám dochází v řádu jednotek hodin, či dokonce desítek minut. Při vysokém zasažení povrchových vod řasami a sinicemi a náhlou změnou oslunění není výjimkou ani významná změna v rámci jednotek minut. Měření koncentrace rozpuštěného kyslíku, pH, vodivosti a průhlednosti je proto třeba provádět *in situ*, bezprostředně po předchozím měření hladinové

spektrální reflektance.

Stanovení je obvykle prováděno ponornými sondami pro měření pH, elektrické vodivosti [$\mu S \cdot cm^{-1}$] a koncentrace rozpuštěného kyslíku [$mg \cdot l^{-1}$; %]. Má-li být měření dáno do souvislosti s hladinovým spektrálním měřením reflektance, je třeba ponořit měřicí sondy pouze cca 20 cm pod hladinu vody, protože měřené hodnoty se mohou s přibývající hloubkou rychle měnit. Průhlednost povrchových vod se stanovuje Secchiho deskou (Obr. 4.7).



Obrázek 4.7: *Secchiho deska pro určování průhlednosti povrchových vod.*

Součástí odběru vzorků a všech měření vlastností vody *in situ* je záznam polohy odběru vzorků a měření pomocí vhodného GPS lokátoru. Důvodem je následná možnost spárování výsledků rozborů a měření s daty dálkového průzkumu Země. Pro zaznamenání pozice doporučujeme spíše využití specializovaných GPS lokátorů. Využití chytrého mobilního telefonu není zcela vyloučeno, nicméně je krajně nevhodné vzhledem k poziční chybě.

5. Laboratorní analýza vzorků

Laboratorní analýza vzorků vody odebraných v terénu z vodních nádrží se zaměřuje na dvě oblasti. První je stanovení ukazatelů, které mají optickou odezvu a jsou potenciálně stanovitelné pomocí spektroradiometrických měření *in situ*. Jedná se především o stanovení koncentrace fotosyntetických pigmentů fytoplanktonu, tedy sinic a řas, a dále některých specifických parametrů, jako je průhlednost vody, obsah nerozpuštěných látek ve vodě apod. Druhou oblastí je stanovení doprovodných parametrů, které mají význam spíše pro interpretaci dat a výsledků, např. pro účely hodnocení stavu vodní nádrže.

5.1 Laboratorní příprava vzorků

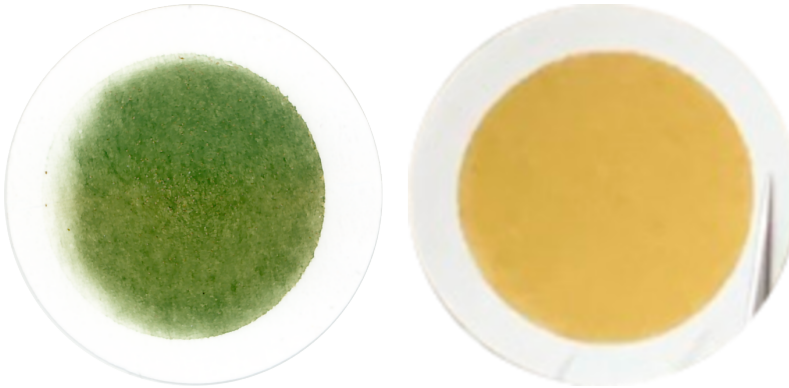
Vzorky odebrané v terénu do tří až pětilitrových nádob je potřeba v co nejkratším čase dopravit z terénu do laboratoře k následnému předzpracování a analýze. Důvodem je omezení biologické a chemické degradace vzorku.

Pro další laboratorní stanovení je potřeba vzorek přefiltrovat přes síto s porozitou 100 µm (respektive 200 µm v případě, že se na jemnějším sítu zachycují kolonie fytoplanktonu). Důvodem je odstranění hrubých nečistot a zooplanktonu ze vzorku. Část získané frakce fixujeme do skleněných 100 ml zábrusových lahví Lugolovým roztokem pro pozdější determinaci fytoplanktonu. Další část této frakce je využita pro stanovení celkových živin (TP, TN, TC v $\mathrm{mg \cdot l^{-1}}$). Za tímto účelem je potřeba umístit vzorek do polyetylenových lahviček o objemu 100 ml.

Zbytek vzorku primárně filtrovaného přes síto je potřeba filtrovat s pomocí vývěvy přes membránový filtr o porozitě 0,45 µm, případně přes GF/C filtr

(Whatman, filtr ze skleněných vláken o porozitě 1,2 µm). Filtrát je pro další analýzu umístěn do 100 ml polyetylenové lahvičky ke stanovení aktuálních živin (NO_3-N, NH_4-N, PO_4-P). Obě frakce (filtrovaná přes síto a přes filtr) mohou být buď analyzovány v den odběru, případně mohou být umístěny do lednice pro analýzu následující den nebo bezprostředně po filtraci zmraženy pro pozdější analýzy.

Zachycený materiál na filtrech ze známého objemu je určen pro stanovení nerozpuštěných látek a pigmentů (chlorofyly *a* (chl-*a*) a *b* (chl-*b*); karotenoidy společně s xantofyly (X+C); fykobiliproteiny – allofykocyanin (APC), fykocyanin (PC), fykoerythrin (PE)). Filtraci je potřeba provádět pro paralelní stanovení každého parametru opakovaně pro každý vzorek. V našem případě se jedná o šest filtrací, po dvou pro stanovení nerozpuštěných látek, pigmentů rozpustných v tucích (chlorofyly, karotenoidy, xantofyly) a pigmentů rozpustných ve vodě (fykobiliproteiny). Jedná se o časově poměrně náročný postup. Ukázku zachyceného materiálu na GF/C filtrech z různých vzorků zachycuje Obr. 5.1.



Obrázek 5.1: *Ukázka zachyceného materiálu na GF/C filtrech z různých vzorků.*

5.2 Laboratorní analýza vzorků

5.2.1 Stanovení koncentrace pigmentů

Parametry kvality vody, které mají optickou odezvu, jsou potenciálně zjistitelné a kvantifikovatelné přímým spektroradiometrickým měřením v terénu nebo pomocí dálkového průzkumu Země. Jedná se především o rostlinné pigmenty, které jsou obsaženy v buňkách fytolanktonu rozptýlených ve vodním sloupci nádrže. Z pohledu použité extrakce je lze rozdělit na pigmenty rozpustné v tucích a na pigmenty rozpustné ve vodě. Analytické přístupy stanovení koncentrace

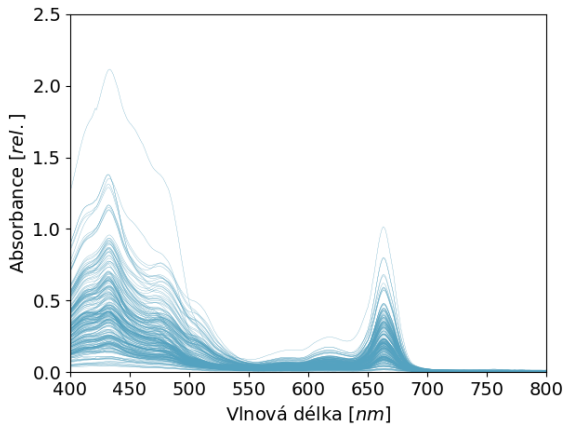
pigmentů jsou zpravidla založeny na extrakci daného pigmentu vhodným činidlem a následném stanovení spektrální absorbance pomocí spektrofotometru. Použitých přístupů extrakce pigmentů a následného výpočtu jejich koncentrace existuje celá řada, přičemž rozdíly ve stanovení se pohybují v jednotkách procent. Podrobnosti k jednotlivým metodám shrnuje např. Egeland (2011).

Stanovení pigmentů rozpustných v tucích

Mezi pigmenty rozpustné v tucích můžeme zařadit chlorofyly, karotenoidy a xantofyly. Pro extrakci barviv je jako extrakční činidlo běžně používaný aceton, methanol nebo ethanol. Ucelený přehled pro extrakční postupy pro různé druhy barviv shrnuje Egeland (2011).

Extrakce uvedených pigmentů je společná. Postup extrakce používané v laboratořích v České republice popisuje Česká státní norma ČSN ISO 10260 (757575): Jakost vod – Měření biochemických ukazatelů – Spektrofotometrické stanovení koncentrace chlorofylu-a (1996).

Z důvodu zajištění kvality výsledků měření a z důvodu možných technických problémů, např. prasknutí zkumavky při odstřeďování vzorku, doporučujeme provádět paralelní stanovení. Pomocí spektrofotometru je proměřeno absorpční spektrum v rozsahu vlnových délek 400 – 800 nm. Koncentrace jednotlivých pigmentů v $\mu g.l^{-1}$ jsou dopočítány na základě filtrovaného objemu a poměrů absorbancí. Variabilita spekter barviv rozpustných v tucích je zachycena na Obr. 5.2.



Obrázek 5.2: *Ukázka variability absorpčních spekter vzorků povrchových vod. Měřeno pomocí spektrofotometru Spectronic Unicam Helios α.*

Výpočet koncentrace jednotlivých pigmentů je založen na použití absorbance specifických vlnových délek měřeného elektromagnetického spektra. Pro jed-

notlivé pigmenty doporučujeme následující způsoby výpočtu, přičemž výsledek je uváděn v mg·ml^{-1}.

Pro výpočet koncentrace chlorofylu-*a*, případně feopigmentů doporučujeme použít postup podle normy ČSN ISO 10260 (757575), 1996.

Přepočet koncentrace pigmentu v testovaném roztoku na koncentraci ve vzorku odebraného v terénu zahrnuje započtení objemu extrakčního činidla (v, ml), objemu filtrovaného vzorku (V, ml) a délky kyvety (K, cm):

$$Chl_{a_vz} = \frac{Chl_a \cdot v}{V \cdot K}, \tag{5.1}$$

kde Chl_{a_vz} je výsledná koncentrace pigmentu ve vzorku [µg·l^{-1}] a Chl_a je koncentrace v testovaném roztoku [mg·ml^{-1}]. Přístup přepočtu podle rovnice 5.1 je možné použít pro všechny následující stanovení koncentrace pigmentů. V následujícím textu uvádíme pouze výpočty pro stanovení koncentrace v testovaném roztoku. Pro přepočet na koncentraci pigmentu v nativním vzorku je potřeba použít postup podle rovnice 5.1.

Pro výpočet koncentrace chlorofylu-*b* lze použít vztah (Dere et al., 1998):

$$Chl_b = 18,61 \cdot A_{645} - 3,96 \cdot A_{662}, \tag{5.2}$$

kde, Chl_b je koncentrace chlorofylu$b$ v roztoku [mg·ml^{-1}], A jsou absorbance při daných vlnových délkách.

Pro výpočet souhrnné koncentrace karotenoidů a xantofylů lze použít vztah 5.3 (Dere et al., 1998), kde je nutné znát i absorbance pro výpočet koncentrací chlorofylu-*a* a chlorofylu-*b*.

$$C_{X+C} = 1000 \cdot A_{470} - 2,27 \cdot Chl_a - \frac{81,4 \cdot Chl_b}{227}, \tag{5.3}$$

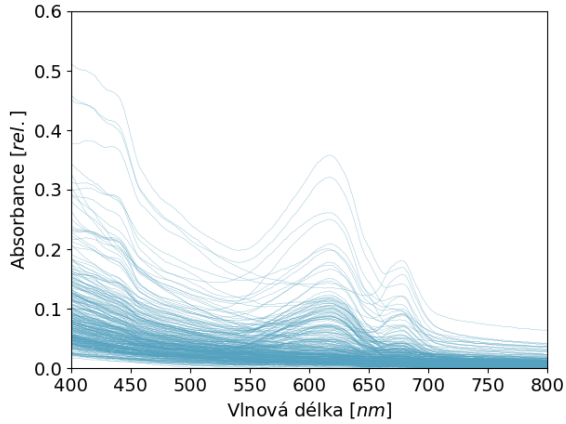
kde je C_{X+C} je souhrnná koncentrace xantofylů a karotenoidů v roztoku [mg·ml^{-1}], A je absorbance při dané vlnové délce.

Koncentraci chlorofylu-*a*, případně i dalších pigmentů (např. fykocyaninu, fykoerythrinu) lze stanovit též přímo na základě měření fluorescence vzorku. V takovém případě doporučujeme vytvoření dostatečně robustní kalibrační řady pro použitou sondu.

Stanovení pigmentů rozpustných ve vodě

Mezi pigmenty rozpustné ve vodě můžeme zařadit sinicové pigmenty, které patří do skupiny fykobiliproteinů. Konkrétně se jedná o alofykocyanin, fykocyanin a fykoerythrin.

Extrakční postup pigmentů rozpustných ve vodě se částečně liší od extrakce pigmentů rozpustných v tucích. Materiál zachycený na filtru je potřeba opakovaně zamrazit, vždy minimálně po dobu jedné hodiny. Uvedený proces opakujeme třikrát. Tento postup vychází ze srovnávací studie různých extrakčních procesů jako nejúčinnější (Horváth et al., 2013). Důvodem je opět narušení buněk sinic a uvolnění buněčného obsahu. Do zkumavky s rozmraženým vzorkem je přidáno extrakční činidlo o známém objemu, v tomto případě fosfátový pufr (0,05 M, pH 6,8, směs KH_2PO_4 a K_2HPO_4). Extrakce probíhá samovolně po dobu 24 h v lednici. Poté je pomocí centrigugace extrakt oddělen od filtru. Ze stejných důvodů jako u extrakce chlorofylu doporučujeme provádět paralelní stanovení. Pomocí spektrofotometru je proměřeno absorpční spektrum v rozsahu vlnových délek 400 – 800 nm. Koncentrace jednotlivých pigmentů v $\mu g \cdot l^{-1}$ jsou dopočítány na základě filtrovaného objemu a poměrů absorbancí. Variabilita spekter fykobiliproteinů je zachycena na Obr. 5.3.



Obrázek 5.3: *Ukázka variability absorpčních spekter vzorků povrchových vod. Extrakce pomocí 0,05 M fosfátového pufru (pH 6,8). Měřeno pomocí spektrofotometru Spectronic Unicam Helios α.*

Výpočet koncentrace jednotlivých pigmentů je založen na použití specifických vlnových délek měřeného spektra. Pro výpočet koncentrací fykocyaninu, alofykocyaninu a fykoerythrinu lze použít vztahy dle Bennett & Bogorad (1973) s korekcí dat na vlnovou délku 720 nm (např. Zavřel et al. (2018)). Pro fykocyanin:

$$PC = \frac{(A_{615} - A_{720}) - 0,474 \cdot (A_{652} - A_{720})}{5,34}, \tag{5.4}$$

pro alofykocyanin:

$$APC = \frac{(A_{652} - A_{720}) - 0,208 \cdot (A_{615} - A_{720})}{5,09}, \tag{5.5}$$

a pro fykoerythrin:

$$PE = \frac{(A_{652} - A_{720}) - 0,241 \cdot PC - 0.89 \cdot APC}{9,62}, \tag{5.6}$$

kde, PC je koncentrace fykocyaninu [mg·ml^{-1}], APC je koncentrace alofykocyaninu [mg·ml^{-1}], PE je koncentrace fykoerythrinu [mg·ml^{-1}] a A jsou absorbance při daných vlnových délkách.

5.2.2 Stanovení nerozpuštěných látek

Koncentraci nerozpuštěných látek lze stanovit poměrně jednoduše vážkovou metodou, kdy přes membránový nebo GF/C filtr o známé hmotnosti přefiltrujeme známý objem vzorku. Filtr se zachyceným materiálem následně vysušíme do konstantní hmotnosti při teplotě 105 °C a zvážíme na analytických vahách. Rozdíl hmotností prázdného filtru a téhož filtru se zachyceným materiálem nám umožní výpočet množství nerozpuštěných látek vztažených na jeden litr [mg·l^{-1}].

Alternativní možností stanovení obsahu nerozpuštěných látek je měření turbidity, která koreluje s obsahem nerozpuštěných látek ve vodě. V případě měření turbidity je nicméně potřeba uvažovat rozdíly mezi různými typy nádrží.

Pro hodnocení charakteru nerozpuštěných látek lze, vedle obsahu látek stanovených sušením též doporučit stanovení obsahu nerozpuštěných látek žíháním, tedy obsahu nerozpuštěných anorganických látek, popelovin.

5.2.3 Stanovení hydrochemických parametrů

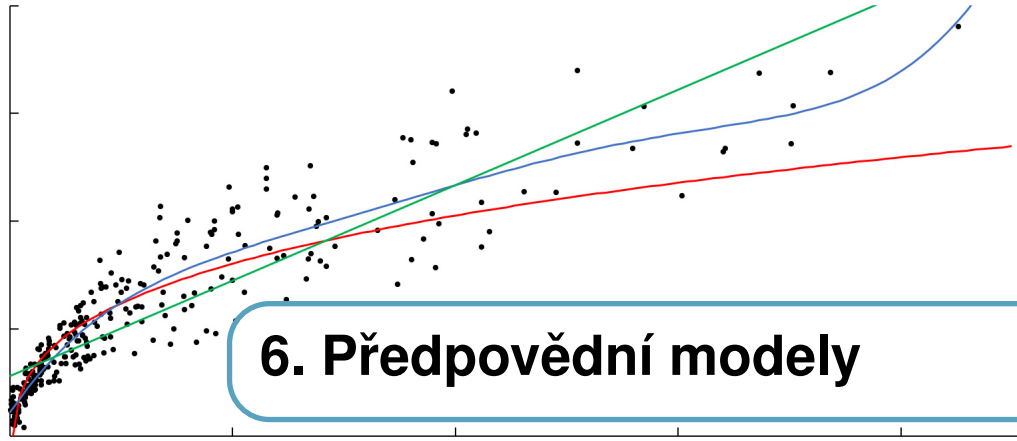
Řadu hydrochemických parametrů nelze stanovit pomocí spektrofotometrických metod, protože se často jedná o vlastnosti vody, které nemají optickou odezvu. Na druhou stranu se může jednat o parametry, které silně korelují s vlastnostmi vody, které se opticky projevují. Takovým příkladem může být například koncentrace chlorofylu-a a partikulovaného fosforu nebo turbidita, a obsah nerozpuštěných látek, případně průhlednost vody.

Znalost hydrochemických parametrů sledovaných vodních nádrží je zásadní z důvodu popisu a hodnocení stavu dané vodní nádrže a z důvodu interpretace spektrometrických dat, respektive vypočtených hodnot koncentrace látek a dalších vlastností vody s optickou odezvou.

Mezi hydrochemické parametry, které doporučujeme stanovovat, minimálně při sběru kalibračních dat pro přípravu výpočetních modelů, jsou:

- koncentrace rozpuštěného kyslíku
- pH
- vodivost
- kyselinová neutralizační kapacita ($KNK_{4,5}$), respektive alkalita
- celkový obsah živin

Doporučujeme věnovat pozornost především obsahu fosforu a jeho forem. Jednotlivé metodické postupy lze najít v literatuře, laboratorních příručkách a v normách ČSN.



6. Předpovědní modely

6.1 Tvorba předpovědních modelů

Předpovědní model (nebo též výpočetní, predikční, odhadní model) představuje systém výpočtu, respektive odhadu určité veličiny na základě definovaných vstupních dat. Předpovědní model se snaží hledat vztahy a závislosti uvnitř dat, které využívá k definování optimálního výpočetního, respektive odhadního postupu. Předpovědní modely mohou být různě složité a komplikované. Nejjednoduššími jsou lineární modely, mezi které patří obecně známá metoda jednoduché lineární regrese. Ta prokládá vztah dvou datových řad přímkou, která je vyjádřena regresní rovnicí. Pomocí regresní rovnice lze odhadovat hodnoty z neznámých dat s určitou pravděpodobností přesnosti. Existuje-li například vztah mezi množstvím dusíku v půdě a výnosem plodiny, můžeme pomocí regresní rovnice vypočítat potřebu hnojení dusíkem při známém obsahu dusíku v půdě a požadovaném výnosu. Více o lineárních modelech např. Hendl (2004); Pekár & Brabec (2009); Ripley (1987).

Nevýhodou jednoduchých metod, založených na matematických funkcích, je omezená možnost zachytit komplexnost vztahů a různé nelinearity v datech. Tento nedostatek mohou řešit buď komplikovanější statistické (klasické) metody založené na parametrických odhadech variability dat (např. Metoda částečné regrese nejmenších čtverců, PLSR) nebo metody strojového učení (Machine Learning, ML), případně metody hlubokého učení (Deep Learning, DL), které patří do skupiny metod označovaných jako metody umělé inteligence (Artificial Intelligence, AI). Metody strojového učení můžeme chápat jako nelineární metody.

Tvorba určitého modelu je zpravidla založena na analýze korelací mezi vstupními proměnnými, není tedy podmínkou, aby zde nutně existovaly kauzální vztahy. Příprava modelu vychází z analýzy vztahů a souvislostí v datech. V případě lineárních metod je hodnocena nejvyšší hustota pravděpodobnosti v datech (metodou nejmenších čtverců), kdy model definuje proložení dat regresní přímkou. V případě metod strojového učení se model „učí“ jaké jsou závislosti v datech a hledá optimální řešení. Mluvíme o trénování modelu. Naučený, respektive natrénovaný model můžeme následně použít pro odhad hodnot sledované proměnné.

V případě hodnocení kvality vody je cílem předpovědního modelu odhad pigmentů (především kvantity chlorofylu-*a* a fykocyaninu, případně dalších pigmentů) a dalších ukazatelů kvality vody z dostupných spektrálních dat. Model tedy odhaduje množství pigmentů na základě úrovní spektrální reflektance horní vrstvy vody. Model vychází z dostupných naměřených dat, která představují buď spektrální reflektanci měřenou pomocí spektroradiometru *in situ* v době fyzického vzorkování, nebo se jedná o spektrální data získaná ze satelitního obrazu v místě a přibližném čase (v rozsahu několika hodin) vzorkování, a dále do modelu vstupují hodnoty koncentrace pigmentů, případně dalších veličin, získané laboratorní analýzou odebraných vzorků vody.

Trénovací etapa probíhá tak, že použité metodě pro tvorbu modelu předáme část naměřených spektrálních dat, respektive vybrané části (pásma) spektrální reflektance, která budou fungovat jako prediktor, a odpovídající část známých dat pro závislou proměnnou, která budou použita pro odhad. Závislou proměnnou je odhadovaná veličina, např. koncentrace chlorofylu-*a*. Do modelu mohou vstupovat i další doplňková data, v závislosti na jeho charakteru. Použitá metoda provede analýzu dat, pomocí které se „naučí“ závislosti mezi daty a uvnitř dat. Model je následně validován na základě části dat, která nebyla použita pro trénování modelu.

Natrénovaný model odhaduje vzájemné závislosti mezi měřenými spektrálními vlastnostmi a konkrétními hodnotami koncentrace pigmentů získaných z analýzy vzorků v laboratoři. Vstupem vytvořeného (natrénovaného) modelu je tedy měřená spektrální reflektance a výstupem je kvantitativní odhad vybraných pigmentů.

Pro tvorbu modelu lze využít celou řadu „klasických“ statistických metod a metod strojového učení, respektive umělé inteligence. V oblasti strojového učení v současnosti probíhá velmi dynamický rozvoj metod. Jako možné přístupy můžeme jmenovat například metody Support Vector Regression, Random Forest, neuronové sítě s různou architekturou. Vzhledem k technické specifičnosti jednotlivých použitelných metod uvádíme v následujícím textu ukázku použití

dvou metod v různém uspořádání tvorby modelu. Jedná se o tzv. klasický přístup založený na tzv. PLSR (Partial least squares regression – částečná regrese nejmenších čtverců) a přístup založený na neuronových sítích. Podrobnosti k jednotlivým metodám lze nalézt v rozsáhlé literatuře, Hutter et al. (2019); Jordan & Mitchell (2015); Zhou (2021) apod.

6.1.1 Klasické metody pro odhad parametrů

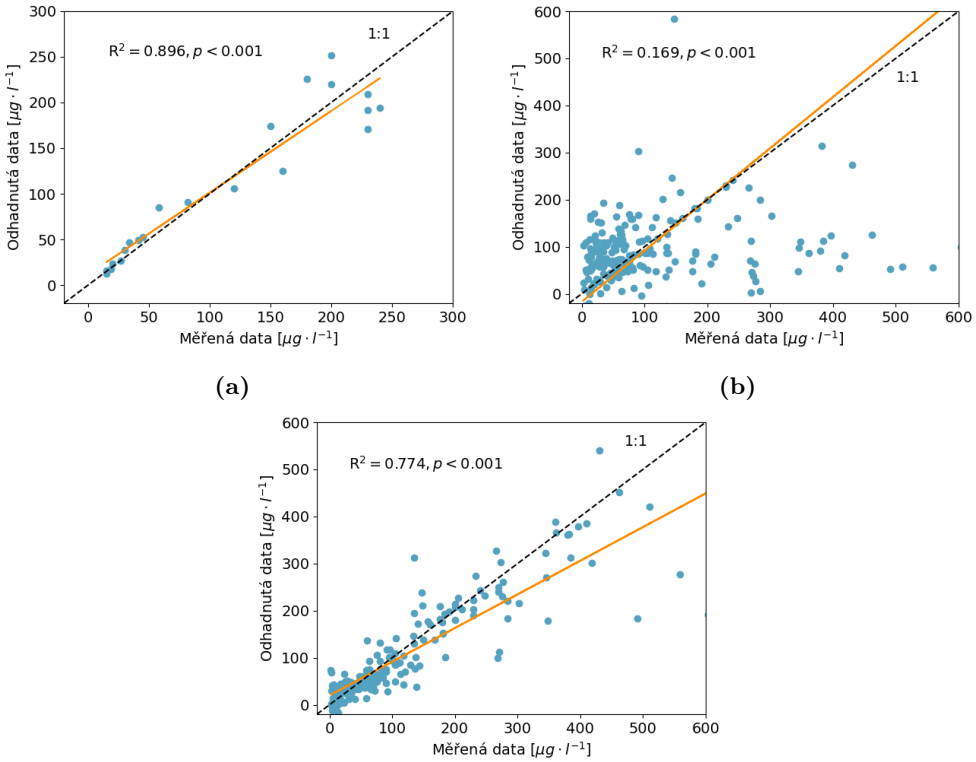
Pro předpověď s využitím modelu lineárních kombinací vybraných příznaků (spektrálních pásem) je možné využít tzv. PLSR, statistickou metodu částečné regrese nejmenších čtverců. Tato metoda se snaží nalézt lineární regresní model předpovídající odvozené proměnné (koncentrace) pomocí pozorovatelných proměnných (vlnových délek).

Z 2151 pásem spektrální reflektance měřených spektrofotometrem na vodních nádržích bylo vybráno dvacet pět, které nejvíce přispívají k odhadu koncentrace chlorofylu-a. Vytvořený model dává váhy jednotlivým spektrálním pásům, v součtu pak tvoří odhad koncentrace chlorofylu-a ve vodě.

Obrázky 6.1 ukazují odhad hodnot koncentrace chlorofylu-a na základě spektrální reflektance pomocí PLSR v různých uspořádáních. Obrázek 6.1a ilustruje použití předpovědního modelu pro chlorofyl-a pro data z roku 2018, kdy bylo pro trénování a pro následný odhad použito dvacet jedna hodnot měřených koncentrací chlorofylu-a, přičemž pro odhad bylo použito dvacet pět vybraných spektrálních pásem. Zde je vidět velmi úzký vztah mezi měřenými daty a hodnotami odhadnutými modelem. Poněkud odlišná situace nastává, pokud uvedený model použijeme pro hodnocení dalších období. Obrázek 6.1b ukazuje výsledek odhadu hodnot koncentrace chlorofylu-a pro období let 2018 až 2022, kdy bylo pro odhad pomocí výše uvedeného modelu použito celkem 208 hodnot koncentrací chlorofylu-a. Zde je vidět, že dochází k významné odchylce zejména v případě vyšších hodnot. Rozdíl mezi uvedenými příklady je pravděpodobně dán rozdílnou variabilitou hodnot koncentrací chlorofylu-a v různých obdobích a důležitou roli zde hraje nepochybně i robustnost použitého modelu, která je nedostatečná, vzhledem k malému počtu stupňů volnosti v modelu (bylo použito velké množství proměnných a malý počet pozorování). V prvním případě model nepochybně nadhodnocuje, ve druhém je pak nedostatečný.

Možností, jak eliminovat nedostatečnou robustnost modelu je použití většího počtu proměnných pro přípravu modelu. Obrázek 6.1c ukazuje výsledek porovnání mezi měřenými daty koncentrace chlorofylu-a a daty odhadnutými na základě 145 hodnot z celého sledovaného období. Porovnání obsahuje 208 odhadnutých hodnot. Zde je patrné, že je odhad vcelku dobrý, nicméně ve středních a vyšších hodnotách koncentrací chlorofylu-a se vyskytuje několik odlehlých

hodnot. Tato odchylka může být způsobena různými specifickými situacemi, jako je např. rozpad vodního květu v podzimním období, vysokým obsahem pylu ve vodě, který může potenciálně maskovat spektrální projev vody, odchylkami v měření apod. Jako perspektivní se jeví další selekce spektrálních pásem a podrobnější analýza odlehlých hodnot.



Obrázek 6.1: *Porovnání odhadu koncentrace chlorofylu-a pomocí metody PLSR v různých variantách. Pro přípravu modelu bylo použito dvacet pět vybraných pásem spektrální reflektance měřené in situ pomocí spektroradiometru.* ***(a)*** *Model založený na použití dvaceti jedna hodnot koncentrace chlorofylu-a, měřených v roce 2018. Pro testování byla použita shodná data.* ***(b)*** *Použití shodného modelu pro odhad koncentrací chlorofylu-a z dat měřených mezi lety 2018 až 2022. Pro testování bylo použito 208 hodnot.* ***(c)*** *Model založený na použití 145 měřených hodnot koncentrace chlorofylu-a měřených v letech 2018 až 2022. Pro testování bylo použito 208 hodnot.*

6.1.2 Neuronové sítě pro odhad parametrů

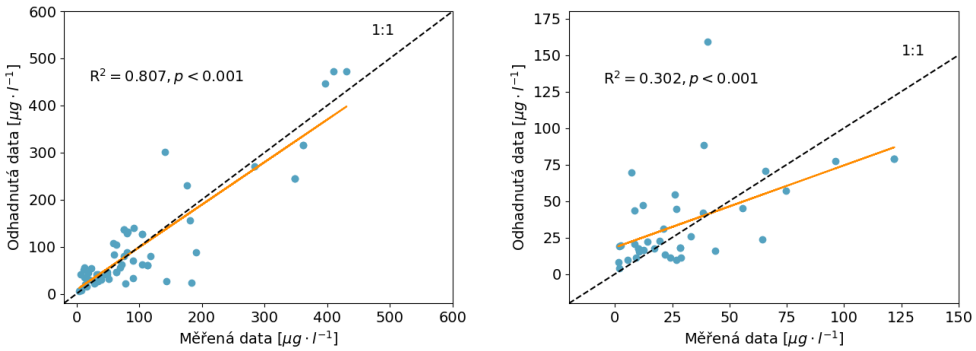
Umělé neuronové sítě patří do skupiny metod umělé inteligence. Předobrazem neuronových sítí jsou biologické struktury. Základními jednotkami neuronových sítí jsou umělé, respektive formální neurony, které jsou uspořádány do vrstev. Mezi neurony ve vrstvách dochází k výměně informace pomocí přenosových funkcí. Každý neuron může mít větší počet vstupů, ale jen jeden výstup (Hutter et al., 2019).

Pro úlohu regrese (odhad závislosti mezi závislou a nezávislou proměnnou) je možné využít tzv. plně propojené neuronové sítě (CNN). Jedná se o sítě se vstupní vrstvou neuronů (odpovídá počtu použitých spektrálních pásem), několika skrytými vrstvami a výstupní vrstvou s jedním neuronem pro odhadovaný parametr. Síti jsou předloženy páry dat (vstupní spektra a odpovídající měřený parametr), přičemž síť se pomocí tzv. back propagation algoritmu „naučí“ závislost mezi vstupem a výstupem.

Pro odhad parametrů bylo otestováno několik architektur neuronových sítí. Oproti předchozímu příkladu použití PLSR, zde byla využita spektrální data získaná z dat družic Sentinel 2. Model byl vytvořen pro odhad koncentrace chlorofylu-*a* (Obr. 6.3a) a koncentrace karotenoidů a xantofylů (společně, Obr. 6.3b). Testování různých variant ukázalo, že nejlepší výsledek v tomto případě poskytuje síť se třemi tzv. skrytými vrstvami. Architekturu použité sítě ukazuje Obr. 6.2.

Obrázek 6.2: *Architektura plně propojené neuronové sítě pro odhad koncentrace chlorofylu-a na základě spektrálních dat získaných družicemi Sentinel 2.*

Výsledky odhadu chlorofylu-*a* a společné koncentrace karotenoidů a xantofylů ukazují Obr. 6.3a a 6.3b. Z grafů je vidět, že výsledky pro odhad chlorofylu-*a* jsou lepší než výsledky pro odhad karotenoidů. Jedním z důvodů tohoto rozdílu je menší množství dat použitých pro trénování sítě pro odhad karotenoidů (dostupná data pouze z roku 2021 a 2022). Pro odhad chlorofylu-*a* jsou dostupná data z let 2017 až 2022. Množství použitých dat pro trénování modelu tedy hraje velmi významnou roli při tvorbě dostatečně robustního modelu. Dalším důvodem pro rozdíl mezi modely je nepochybně též odlišná optická odezva jednotlivých pigmentů a citlivost použitých spektrálních pásem. V zásadě lze



(a) **(b)**

Obrázek 6.3: *Odhad koncentrace* ***(a)*** *chlorofylu-a a* ***(b)*** *karotenoidů a xantofylů pomocí plně propojené neuronové sítě. Pro přípravu modelu bylo použito dvacet jedna měřených hodnot koncentrace chlorofylu-a, respektive koncentrace karotenoidů a xantofylů a devíti vybraných pásem spektrální reflektance z družic Sentinel 2. Pro chlorofyl-a byla použita data z let 2017 až 2022, pro karotenoidy a xantofyly data z let 2021 až 2022.*

konstatovat, že pro natrénování dostatečně robustního modelu CNN je, podobně jako v případě metody PLSR, nutné získat dostatečné množství trénovacích dat. Pokud porovnáme rozptyl dat v případě metody PLSR a CNN pro odhad koncentrace chlorofylu-*a*, je zřejmé, že metoda neuronových sítí je robustnější k meziročním změnám než metoda PLSR. Obdobně, jako v případě odhadu koncentrace chlorofylu-*a* a karotenoidů a xantofylů lze vytvořit predikční model pro odhad koncentrací dalších pigmentů a dále nerozpuštěných látek.

6.1.3 Spektrální data a jejich omezení

Praktické využití uvedených přístupů pro odhad koncentrace určité látky je zpravidla založeno na použití satelitních, případně leteckých spektrálních dat. Problém použití satelitních dat existuje ve dvou rovinách. Prvním problémem je omezené množství dostupných satelitních dat pro trénování předpovědního modelu. Doba mezi snímkováním (revisit time) je v případě družic Sentinel 2 pět dnů. Vzhledem k tomu, že snímkované pásy se překrývají, je pro většinu území České republiky doba mezi snímkováním pouze dva a tři dny, kdy se intervaly střídají. Přestože je frekvence snímkování poměrně vysoká, dat, která jsou k dispozici, je pouze omezené množství z důvodu oblačnosti. Vliv oblačnosti je na území České republiky v průběhu vegetační sezóny problematický zejména v období od začátku května do konce července. V některých letech jsou v tomto období k dispozici pouze jeden či dva použitelné snímky. Při získávání

dat se navíc projevují praktická omezení. Družicové snímky je nutné párovat s daty získanými terénním odběrem a následnou analýzou v laboratoři. Odběru předchází velká nejistota tvorby oblačnosti nad zájmovým územím v době snímkování (v poledních hodinách, především od května do července, kdy dochází k tvorbě kupovité oblačnosti), která může zásadně ovlivnit rozhodování o provedení vzorkování. Druhým praktickým aspektem je dostupnost lidských zdrojů, především kvalifikovaných pracovníků, a potřebné techniky (dopravní prostředek, odběrový člun apod.).

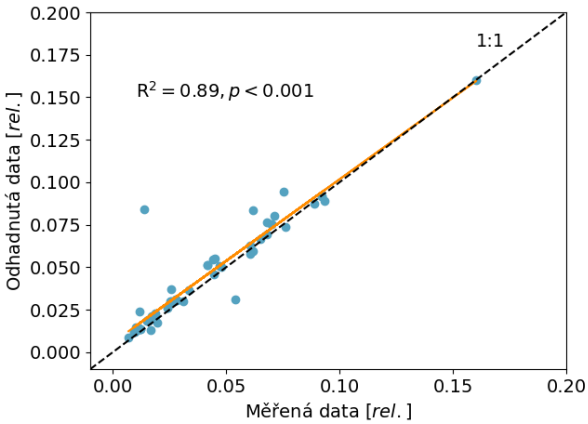
Druhou rovinu omezení představuje spektrální rozlišení družicových snímků. Družice Sentinel 2 patří mezi tzv. multispektrální družice, tedy mezi družice s několika spektrálními pásy (dvanáct spektrálních pásem). Pro účely hodnocení kvality vody jsou využitelné spektrální pásy ve viditelné (VIS) a blízké infračervené oblasti (NIR), tedy zhruba polovina dostupných pásem, přičemž citlivost jednotlivých pásem pro daný pigment je dána jeho spektrálními vlastnostmi. Jak uvádíme v kapitole 4.1, pro chlorofyl-*a* je vhodná vlnová délka 665 nm, respektive kombinace s vlnovou délkou 709 nm, případně 714 nm (Vinciková et al., 2015). Družice Sentinel 2 (A a B) mají odpovídající spektrální pásy se střední vlnovou délkou 664,6 nm (664,9 nm) a 704,1 nm (703,8 nm) (viz `https://sentinels.copernicus.eu/web/sentinel/user-guides/sentinel-2-msi/resolutions/radiometric`). Fykocyanin má nejlepší spektrální odezvu v oblasti 620 nm (Randolph et al., 2008), nicméně tato vlnová délka není bohužel na systému Sentinel 2 k dispozici. Družicové systémy jsou tedy limitované jak dostupností dat, tak jejich vlastnostmi.

Řešením problému omezené dostupnosti satelitních dat vlivem počasí a logistických omezení je využití přímých měření *in situ* pomocí spektroradiometru (viz kapitola 4.1). Data získaná přímým měřením je možné extrapolovat na satelitní data pomocí vhodného odhadního modelu. Přímá měření umožňují získávání násobně většího množství dat díky větší flexibilitě, na druhou stranu zde existuje riziko ztráty přesnosti odhadu sledovaných veličin vlivem chyb, které vznikají při extrapolaci dat. Do odhadu vstupuje např. rozdílná citlivost spektroradiometru a satelitního radiometru, rozdílná šířka spektrálních pásem, vliv atmosféry a provedených korekcí.

Problém absence požadovaných spektrálních pásem je též do určité míry řešitelný. Jednou z možnosti je využití jiného satelitního, nejlépe hyperspektrálního satelitního systému. V současné době je k dispozici několik satelitních hyperspektrálních systémů, např. PRISMA a EnMAP. V případě družice PRISMA jsou k dispozici pouze data na vyžádání, kdy je potřeba data objednat předem. V případě družice EnMAP jsou data rutinně snímkována a poskytována až od konce roku 2022, tudíž zatím chybějí, respektive jsou omezené zkušenosti

s jejich předzpracováním a použitím.

Druhou možností je nahrazení chybějícího spektrálního pásma tzv. virtuálním pásmem (Kumar et al., 2020), které je vypočteno na základě ostatních spektrálních pásem pomocí vhodného předpovědního modelu. Jako příklad uvádíme odhad spektrálních vlastností pro virtuální spektrální pásmo s vlnovou délkou 714 nm, které bylo odhadnuto na základě sousedních spektrálních pásem pomocí CNN. Existuje poměrně dobrá shoda mezi měřenými a odhadnutými daty pro toto virtuální spektrální pásmo (Obr. 6.4). Odhad virtuálního spektrálního pásma se jeví jako možná cesta pro praktické využití.



Obrázek 6.4: *Porovnání měřených a odhadnutých hodnot pro virtuální spektrální pásmo o vlnové délce 714 nm ze spektrálních pásem o vlnových délkách 704 a 740 nm. Použita byla metoda CNN.*

Třetí vhodnou možností využití dat v případě nedostatečného spektrálního rozlišení senzoru je použití dostupných dat pro tvorbu odhadního modelu poněkud méně rigorózně, tedy „naslepo“. V takovém případě předpokládáme, že model najde odpovídající variabilitu v datech bez bližší specifikace zpracovatelem dat.

Použití nelineárních metod umělé inteligence nepochybně otevírá velmi rozsáhlé možnosti při zpracování a analýze dat pro hodnocení kvality vody pomocí dálkového průzkumu Země.

7. Dálkový průzkum Země

7.1 Systémy dálkového průzkumu Země

Metody dálkového průzkumu Země (DPZ) představují významný zdroj informací o zemském povrchu, o jednotlivých objektech, jejich povrchu, ale i o procesech, které na zemském povrchu probíhají (Schowengerdt, 2007). Zásadní vlastností dat DPZ je zachycení prostoru a jeho heterogenity a dále možnost sledování jednotlivých povrchů a objektů v čase. Dálkový průzkum je tak velmi vhodný pro multitemporální analýzy.

Pro hodnocení kvality vody v nádržích lze použít celou řadu zdrojů dat dálkového průzkumu Země. Vhodné jsou především systémy, které sledují zemský povrch v tzv. optické části elektromagnetického spektra, tedy ve spektrálním rozsahu od 400 do 3 000 nm. Vzhledem k tomu, že voda velmi silně absorbuje elektromagnetické záření v infračervené oblasti elektromagnetického spektra, je pro sledování a výzkum zásadní spektrální oblast viditelného záření (VIS), případně blízkého infračerveného spektra (NIR). Pro hodnocení teplotních vlastností vody je možné též využít tzv. termální systémy, které sledují vlastnosti povrchu, v tomto případě vody, v oblasti dlouhovlnného infračerveného záření.

Systémy DPZ vhodné pro sledování kvality povrchových vod lze rozdělit na družicové systémy, letecké systémy a bezpilotní technologie. Z pohledu spektrálního rozlišení pak můžeme systémy rozdělit na multispektrální a hyperspektrální.

Mezi družicové systémy, které jsou vhodné pro sledování kvality vody v nádržích, můžeme zařadit multispektrální a hyperspektrální družicové systémy se středním a vysokým prostorovým rozlišením. Do první skupiny můžeme zařa-

dit např. multispektrální družice MODIS, Envisat MERIS a Sentinel 3, jejichž produkty jsou běžně používané pro hodnocení kvality vody. Výhodou těchto systémů je možnost sledování povrchu s relativně vysokým časovým rozlišením a vhodným spektrálním rozlišením. Uvedené systémy jsou nicméně, s ohledem na malé prostorové rozlišení (v řádu stovek metrů na jeden obrazový bod), vhodné spíše pro sledování velkých vodních ploch a mořských oblastí. Pro většinu vnitrozemských vodních nádrží je využitelnost velmi omezená. Vhodnějšími systémy pro vnitrozemské vodní nádrže jsou systémy z druhé skupiny, tedy systémy s vysokým prostorovým rozlišením. Jedná se o multispektrální systémy Sentinel 2, Landsat, WorldView, PlanetScope, Pléiades apod. a hyperspektrální družicové systémy EnMAP, PRISMA a další. Prostorové rozlišení se u těchto systémů pohybuje v řádu nízkých desítek metrů. Jistou nevýhodou těchto systémů je relativně nižší frekvence snímkování v porovnání s první skupinou.

Systém Sentinel 2 sestává ze dvou identických multispektrálních družic (Sentinel 2A a Sentinel 2B), které snímkují zemský povrch s frekvencí pět dnů (každý ze satelitů má frekvenci deset dnů, doba snímkování je posunuta o pět dnů), nicméně vzhledem k překryvům snímkovaných pásů je pro většinu území frekvence snímkování okolo tří dnů. Podobně, jako v případě systému Landsat, je určitou nevýhodou chybějící spektrální pásmo citlivé na koncentraci fykocyaninu a tedy na koncentraci sinic ve vodě. Možným řešením tohoto problému je výpočet tzv. virtuálního spektrálního pásma (viz Kumar et al. (2020)). Data z družic Sentinel 2 jsou k dispozici od roku 2015. Další podrobnosti lze nalézt na stránkách `https://sentinel.esa.int/web/sentinel/missions/sentinel-2`.

Systém Landsat je nejdéle provozovaným satelitním systémem pro tzv. tematické sledování zemského povrchu (Jensen, 2000). Data vhodná pro analýzu kvality vody v nádržích jsou dostupná od roku 1982, kdy byl vypuštěn na oběžnou dráhu satelit Landsat 4TM. Jedná se o unikátní časovou řadu, díky které můžeme retrospektivně hodnotit vlastnosti vodních nádrží a jejich vývoj až do současnosti. Spektrální vlastnosti družic Landsat jsou obdobné jako družic Sentinel 2. Frekvence snímkování je šestnáct dní, nicméně záleží, jak v minulosti docházelo k překryvu snímkování jednotlivých generací systému Landsat. V současné době aktivně snímkují družice Landsat 8 a Landsat 9, které používají shodné senzory pro snímkování zemského povrchu. Další podrobnosti lze nalézt na stránkách `https://www.usgs.gov/landsat-missions`.

Družicové systémy EnMAP a PRISMA patří mezi tzv. hyperspektrální systémy, které nabízejí vysoké spektrální rozlišení dat s vysokým prostorovým rozlišením. Tyto systémy lze použít pro celou řadu různých specifických aplikací a detailních analýz. V porovnání se zmíněnými mutispektrálními systémy se jako

nevýhoda může jevit velký objem datových souborů, komplikované předzpracování dat a jejich následná analýza. Potenciál těchto systémů je spíše v oblasti výzkumu.

V následujícím textu se budeme věnovat především využití družicového systému Sentinel 2.

7.2 Získávání dat dálkového průzkumu Země

Získávání a dostupnost družicových dat v zásadě závisí na jejich poskytovateli. V tomto směru můžeme data rozdělit na nekomerční a komerční.

Nekomerční data jsou poskytována především národními a nadnárodními agenturami jako je NASA (National Aeronautics and Space Administration, USA), USGS (U.S. Geological Survey) nebo ESA (European Space Agency). Mezi nekomerční družicové systémy patří družice MODIS, Envisat MERIS, Landsat (NASA, USGS) a družice Sentinel, patřící do evropského programu Copernicus (ESA). Mezi nekomerční systémy patří též německá družice EnMAP nebo italská PRISMA.

Značnou výhodou nekomerčních družicových systémů je bezplatný přístup k datům, která jsou zpravidla poskytována ve velmi krátkém čase, v případě multispektrálních systémů často již v den jejich pořízení. Některé družicové systémy jsou provozovány v režimu „on demand“, kdy je potřeba snímkování zájmové oblasti objednat předem. Jedná se především o hyperspektrální systémy.

Vyhledání konkrétních datových souborů je v současné době v zásadě velmi jednoduché. Data jsou obvykle k dispozici na datových serverech poskytovatelů dat, kde je možné si data stáhnout a dále je použít. Evropská kosmická agentura poskytuje data prostřednictvím serveru Copernicus Open Access Hub (`https://scihub.copernicus.eu/`), NASA a USGS prostřednictvím vyhledávače EarthExplorer (`https://earthexplorer.usgs.gov/`). Vhodným nástrojem pro vyhledávání a prohlížení dat, především evropských družicových systémů, je Sentinel Hub EO Browser (`https://apps.sentinel-hub.com/eo-browser/`), který kromě prohlížení dat umožňuje některé základní manipulace s daty.

Dostupnost komerčních dat je komplikovanější. Data je často potřeba objednat dopředu, případně je možné zakoupit konkrétní archivní data, pokud jsou k dispozici. Mezi komerční systémy patří např. WorldView, Pléiades, PlanetScope apod. Data jsou zpravidla k dispozici přímo u poskytovatelů dat. Rozcestník k různým zdrojům dat lze nalézt na adrese `https://docs.sentinel-hub.com/api/latest/data/`.

7.3 Předzpracování dat dálkového průzkumu Země

Předzpracování dat dálkového průzkumu Země má za úkol připravit data pro další použití tak, aby jejich vlastnosti odpovídaly situaci na snímkovaném povrchu. Snahou je získat maximálně reálné informace o povrchu, jeho prostorových a radiometrických vlastnostech.

Předzpracování dat dálkového průzkumu Země zahrnuje v zásadě dvě oblasti úpravy originálních dat dálkového průzkumu Země. Jedná se o korekce dat geometrické nebo též prostorové, a o korekce radiometrické, které zahrnují, kromě korekce geometrie záření, též atmosférické korekce. Specifickým typem atmosférické korekce je odstranění vlivu oblačnosti.

V případě analýz vodního prostředí pomocí satelitních dat je potřeba používat specializované přístupy pro radiometrickou korekci dat. Důvodem je velmi nízká spektrální odrazivost vody a vysoká míra absorbance záření ve vodním prostředí (Jensen, 2000; Lillesand et al., 2008), především v infračervené části elektromagnetického spektra. Vlastní signál odraženého záření od vodní hladiny zaznamenaný snímacím zařízením družice je poměrně malý. Proto je potřeba použít dostatečně citlivé metody.

Problematice korekcí dat je věnována rozsáhlá základní i specializovaná literatura (např. Hadjimitsis & Clayton (2009); Hadjimitsis et al. (2004); Mittenzwey et al. (1992); Piech & Schott (1974); Vanhellemont & Ruddick (2018); Warren et al. (2019)), proto v následujícím textu zmíníme pouze metodický postup korekcí dat z družic Sentinel 2 pro účely hodnocení kvalitativních vlastností vody.

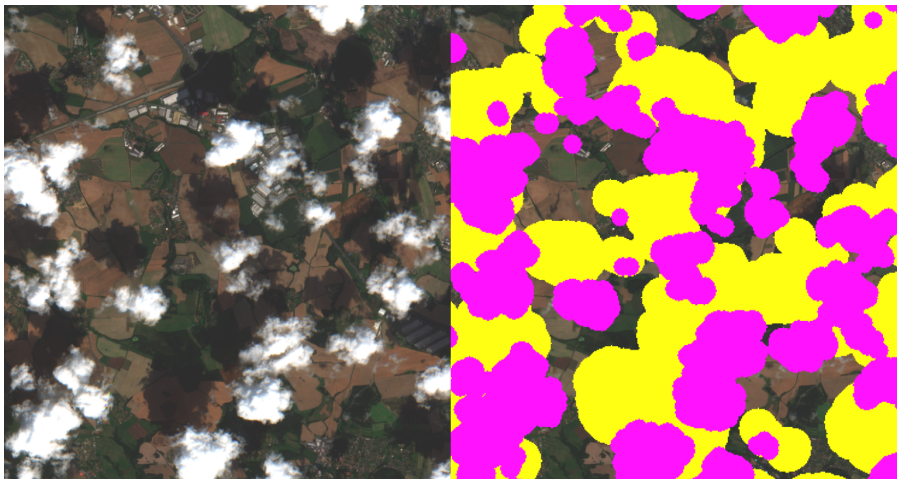
7.3.1 Předzpracování dat družic Sentinel 2

Data z družic Sentinel 2 jsou Evropskou kosmickou agenturou poskytována ve dvou úrovních předzpracování, L1C a L2A.

Úroveň předzpracování L1C zahrnuje data, která jsou geometricky upravena tak, aby prostorově odpovídala snímanému zemskému povrchu, a jsou umístěna do souřadnicového systému. Data úrovně předzpracování L1C neobsahují další radiometrické korekce a jsou tedy vhodná pro další předzpracování.

Úroveň předzpracování dat L2A již zahrnuje data kompletně předzpracovaná, včetně zahrnutí radiometrických korekcí, které obsahují i korekce atmosférické. Data jsou poskytována ve formě spektrální odrazivosti (reflektance) povrchu, která je též označovaná jako BOA (Bottom of Atmosphere Reflectance). Pro předzpracování dat používá ESA metodu Sen2Cor (Main-Knorn et al., 2017), která je vhodná pro většinu aplikací v terestrickém prostředí.

V případě vodního prostředí je situace poněkud komplikovanější, s ohledem na optické vlastnosti vody. Vzhledem k velmi malé spektrální reflektanci a vysoké



Obrázek 7.1: *Ukázka aplikace masky oblačnosti na družicový snímek. Vlevo je snímek bez masky, na kterém je vidět kupovitá oblačnost a její stíny na povrchu. Vpravo je tentýž snímek s maskou oblačnosti (růžová) a stínů oblačnosti (žlutá). Použita byla metoda FMask.*

absorbanci vodního prostředí, zejména v infračervené oblasti elektromagnetického spektra, je potřeba volit metody atmosférických korekcí, které jsou velmi citlivé při nízké úrovni spektrální reflektance. Jmenovat lze např. metody Acolite DSF (Vanhellemont, 2019; Vanhellemont & Ruddick, 2018), iCOR (Bhagowati et al., 2020) nebo C2RCC (Doerffer & Schiller, 2007). Každá z uvedených metod využívá jiný přístup k výpočtu korekce. Metody Acolite DSF a iCOR využívají modelování fyzikálních vlastností povrchu a manipulace obrazu, zatímco model C2RCC využívá metody umělé inteligence, konkrétně natrénované neurální sítě. Porovnání jednotlivých metod ukazuje Renosh et al. (2020).

Pro účely hodnocení mělkých vnitrozemských nádrží doporučujeme pro korekce snímků Sentinel 2 používat metodu Acolite DSF, která je považována za jednu z nejvhodnějších metod. Metoda Acolite DSF vykazuje dobrou stabilitu i v případě velmi nízké úrovně spektrální odrazivosti povrchu. Jistou nevýhodou Metody Acolite DSF je nicméně poměrně velká výpočetní náročnost. Podrobnosti lze nalézt na stránce projektu Acolite DSF: `https://github.com/acolite`.

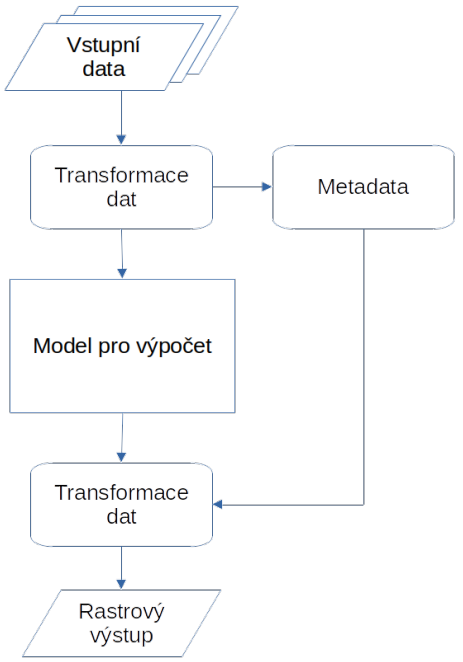
Vedle geometrických a radiometrických korekcí je problémem při zpracování satelitních dat též oblačnost a zastínění povrchu oblačností. Metodický přístup je zpravidla založen na odstranění dat z části snímku, ve které se vyskytuje oblačnost nebo její zastínění. Možností odstranění oblačnosti ze snímků je celá řada (podrobnosti viz např. Campbell & Wynne (2011); Jensen (2000); Lillesand et al. (2008)). Vhodným nástrojem pro odstranění oblačnosti je metoda FMask

(Zhu et al., 2015; Zhu & Woodcock, 2012), která využívá informace o radiometrických vlastnostech oblačnosti a o geometrii záření. Metodu FMask lze využít např. v QGIS pomocí rozšíření Cloud Masking (`https://smbyc.github.io/CloudMasking/`) nebo lze použít balíček `pythonfmask` pro programovací jazyk Python (`https://www.pythonfmask.org/en/latest/`), který umožňuje rozsáhlou parametrizaci modelu. Příklad aplikované masky ukazuje obrázek 7.1.

7.4 Implementace předpovědního modelu

Předpovědní modely jsou většinou vytvářeny ve specializovaných statistických software (např. Statistica), v software určených pro modelování dat (např. MATLAB) nebo jsou pro tvorbu předpovědních modelů využívány různé programovací jazyky a příslušné knihovny algoritmů. Jmenovat lze např. programovací jazyky Python, R, C++.

Implementace konkrétního modelu může být vcelku jednoduchá v případě aplikace lineárních modelů, tedy lineární regrese. Zpracovatel dat v zásadě použije konkrétní matematickou rovnici, pomocí které vypočte výsledek. Výhodou tohoto přístupu je jeho jednoduchost, výsledek lze často získat např. výpočtem v rastrové kalkulačce. Výpočetní postup je pro uživatele většinou známý. Nevýhodou lineárních modelů je omezená možnost zachycení komplexní variability dat včetně nelinearit v datech.



Obrázek 7.2: *Schéma implementace předpovědního modelu do systému dálkového průzkumu Země.*

Implementace složitějších modelů je poněkud obtížnější, protože vlastní výpočetní postup, který model provádí je pro uživatele neznámý. Použitý model můžeme chápat jako černou skříňku, do které vstupují data a vystupuje výsledná vypočtená vrstva. Postup výpočtu zpravidla vyžaduje propojení natrénovaného modelu s daty pomocí nějakého skriptu, který je potřeba naprogramovat. Obdobně je nutné definovat výstupy z modelu. Práce s daty se v této fázi zpracování

většinou odehrává mimo tradičně uživatelsky používané softwarové nástroje. Výhodou uvedeného přístupu je možnost rozšířené automatizace zpracování dat, nevýhodou je pak jistá složitost implementace modelu, vyžadující určitou úroveň znalosti programování.

V obecné rovině probíhá implementace modelu v těchto krocích: definice vstupních parametrů, transformace vstupních parametrů a jejich předání modelu, odhad sledované veličiny a následná transformace výstupu. Schéma implementace modelu ukazuje obrázek 7.2. Transformace vstupních parametrů obvykle zahrnuje konverzi vstupních rastrových dat do maticové podoby (2D), případně do podoby vektoru s jednorozměrnou strukturou, kdy vznikne řada hodnot, se kterou model dále pracuje. V závislosti na použitém přístupu může transformace dat též zahrnovat přepočet signálu satelitních dat na úroveň signálu *in situ* spektrometrických měření.

Upravená data jsou předána natrénovanému modelu, který je použit pro výpočet výstupní řady dat. Výstup z modelu je opět potřeba transformovat. Proces zahrnuje převod jednorozměrných dat na matici s definovaným počtem sloupců a řádků. Matice je následně konvertována do podoby rastrového výstupu, kterému jsou přiřazeny odpovídající geografické informace. Výstup je tedy možné standardně použít jako rastrovou vrstvu v GIS software.

8. Nejistoty a omezení

Hodnocení ukazatelů kvality vody v mělkých vodních nádržích pomocí dálkového průzkumu Země je, přes všechny své výhody, zatíženo chybami a nejistotami. Nejistoty mohou být způsobeny celou řadou vlivů, které zahrnují jak vnitřní vlivy způsobující systematické a náhodné chyby vznikající přímo na vlastním snímacím zařízení, tak i vlivy, které působí z vnějšku. Jedná se především o vliv atmosféry na spektrální informaci, ale význam má například i otázka období ve kterém dochází ke snímkování apod. Nejistoty hodnocení jsou shrnuty v následujících bodech:

Přístrojové chyby – problematika přístrojových chyb je značně rozsáhlá, např. Congalton (1991); Lunetta & Lyon (2004). Při zpracování dat je potřeba zajistit maximální přesnost kalibrací přístrojů a korekcí dat.

Vliv atmosféry – význam vlivu atmosféry na informaci měřenou snímacím zařízením je naprosto zásadní. Záření procházející atmosférou je silně ovlivňováno rozptylem a absorpcí na plynech a aerosolech. Značný význam mají též atmosférické jevy, jako je oblačnost, zákal, kouřmo apod. Všechny uvedené vlivy se snažíme odstranit pomocí sofistikovaných algoritmů, nicméně složitost uvedených vlivů a jejich prostorová heterogenita ve vertikálním i horizontálním profilu atmosféry je značná.

Použité algoritmy korekcí – korekce prováděné nad družicovými snímky lze rozdělit na geometrické a radiometrické (atmosférické). První skupinu zajišťuje poskytovatel dat, který garantuje dobrou prostorovou přesnost dat. Druhá skupina korekcí je problematičtější s ohledem na výše uvedenou složitost problematiky vlivu atmosféry na kvalitu měřené spektrální informace. Použité modely pro radiometrické (atmosférické) korekce vy-

cházejí ze statistických a fyzikálních vlastností celého snímku (kvadrátu) a kontinua snímku. Do určité míry je problematické též použití metod pro odstranění vlivu oblačnosti a dalších atmosférických jevů. Použitý model FMask identifikuje oblačnost na základě spektrálních vlastností. Zjednodušeně můžeme říci, že jako oblačnost jsou identifikovány všechny pixely s vysokou odrazivostí v určitých spektrálních pásech. Problém může nastat ve chvíli, kdy se jedná o vysoce odrazivou plochu přítomnou na povrchu. Typicky se jedná o některé typy střešních krytin. Model FMask vytváří kolem identifikovaného objektu definovanou obalovou zónu, která může neúměrně omezit hodnocenou oblast. Dalším problémem je identifikace zastínění povrchu definovaného na základě principu paralaxy. Zde hraje významnou roli výška oblačnosti a geometrie záření. V některých případech nemusí být zastíněné plochy odstraněny a může dojít k chybě následného odhadu pro zastíněnou plochu. V případě provedených atmosférických korekcí se jako problematická ukazuje též citlivost při stanovení velmi nízkých hodnot spektrální reflektance v případě velmi čistých vodních ploch. Tento problém souvisí též s otázkou definice odhadního modelu.

Definice odhadního modelu – model pro odhad hodnoceného ukazatele je definován na základě porovnání spektrální informace získané ze satelitních dat a dat z přímých odběrů a laboratorních měření (Nedbal & Brom, 2019). V případě koncentrace chlorofylu-a existuje užší závislost mezi nižšími hodnotami a spektrální reflektancí, naopak u vyšších hodnot je zřejmý větší rozptyl hodnot. Nejistoty odhadu hodnot sledovaných parametrů pomocí spektrálních družicových dat jsou dány několika vlivy. Prvním zásadním vlivem je problematika přesné korekce dat na vlivy atmosféry. V případě sestavení modelu na základě přímých spektrálních měření získáme zpravidla vyšší prediktivní schopnost modelu. Druhým problematickým aspektem je spektrální rozlišení senzorů satelitu Sentinel 2. Zatímco je spektrální optimum pro stanovení chlorofylu-a přibližně 709 nm (Randolph et al., 2008), vrchol spektrální informace pátého pásma skeneru MSI je posunut do hodnoty přibližně 704 nm, která navíc představuje průměr pro širší spektrální rozsah pásma. V případě dalších ukazatelů, např. koncentrace fykobiliproteinů je situace ještě komplikovanější, vzhledem k chybějící požadované části spektra, kterou je nutné modelovat jako virtuální pásmo. Třetím problematickým okruhem je otázka odběru vzorků a korektního stanovení sledovaných parametrů. Jedná se zejména o časový posun mezi časem snímkování a odběrem vzorků (řádově hodiny, v některých případech až dny), kdy může dojít a zpravidla dochází ke změně podmínek ve vodní nádrži. Další nejistotou je vlastní laboratorní rozbor vzorků.

Při sestavování univerzálního modelu se jako problematická projevuje též otázka ročního období, během kterého se významně mění druhové složení společenstva fytoplanktonu a jeho biologický stav (např. v pozdně letním období dochází k masivnímu odumírání sinic a tudíž k biofyzikální změně vodního prostředí). Omezení samozřejmě přináší i vlastní matematická definice modelu, který pouze popisuje přibližnou podobu stavu zkoumaného povrchu (vodní plochy) a dějů na něm probíhajících.

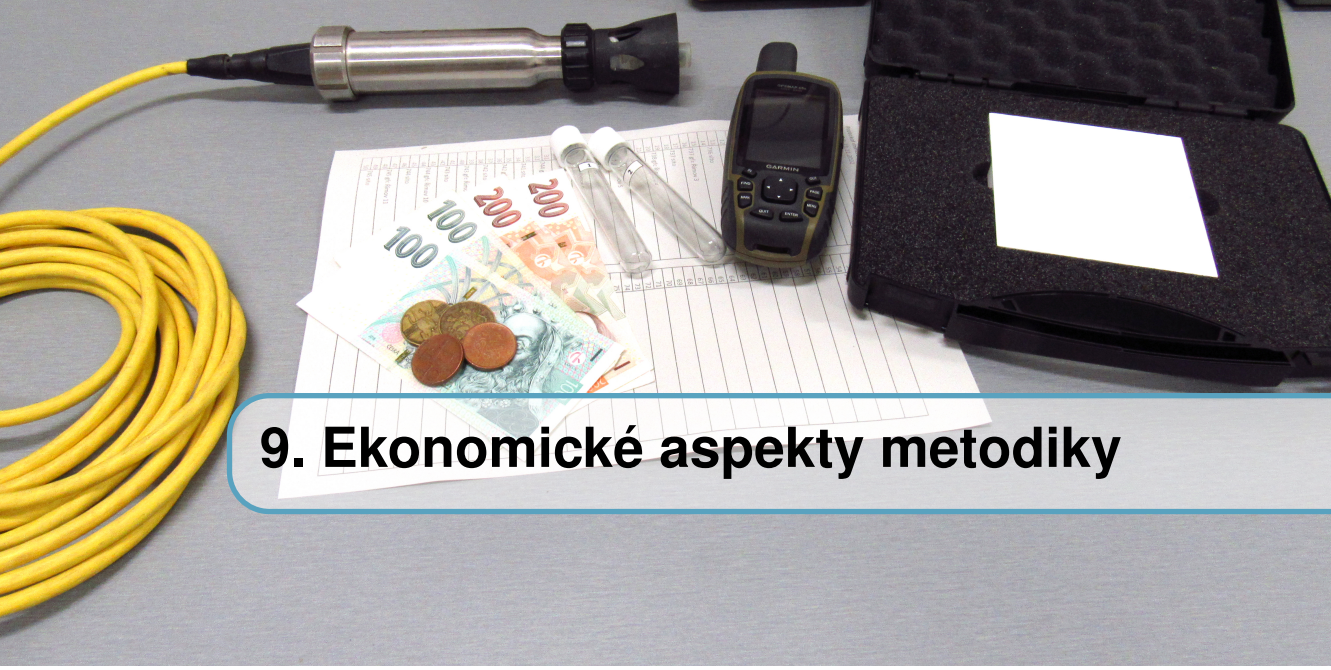
Vodní zákal – vliv vodního zákalu může působit jako významný faktor při odhadu obsahu chlorofylu-a ve vodních nádržích, nicméně s ohledem na konzistentnost odhadního modelu považujeme tento vliv za zanedbatelný.

Průběh počasí – průběh počasí má vliv nejenom na kvalitu spektrálních družicových dat, ale též na jejich dostupnost. Použití dat s větším zastoupením oblačnosti je problematické s ohledem na precizní provedení atmosférických korekcí a odstranění oblačnosti (viz výše) s řadou možných negativních vlivů na data.

Definice hloubky vodního sloupce – definice vertikálního profilu vodního sloupce, pro který je prováděn odhad parametrů kvality vody je velmi komplikovaným problémem. Zde se na jednu stranu odráží otázka přípravy kalibračních dat a profilu, ze kterého jsou odebírány vzorky, na druhé straně je zde otázka zákalu a průhlednosti vody v jednotlivých spektrálních oblastech. Značnou nejistotu, zejména u hlubších vodních nádrží s velkou průhledností, může představovat proměnlivost vertikální distribuce fytoplanktonu.

Ostatní vlivy – vedle uvedených vlivů a problematických oblastí mohou mít na kvalitu získávaných výsledků dopad též další faktory. Důležitou oblastí je např. vznik velkých vln důsledkem větru nebo lodní dopravy, a tedy změna optických vlastností vody, ve formě např. odlesků. Problém dopadu vln a sportovní činnosti na vodní ploše dokladuje letecký snímek jezera Valley Lake v Austrálii (Obr. 8.1). Možný vliv může mít též odraz oblačnosti od hladiny, který se projeví především v případě čistých vod s velmi nízkou spektrální reflektancí vody, zejména ve viditelné části spektra.

Obrázek 8.1: *Ukázka vlivu tvorby vln v důsledku větru a v důsledku sportovní lodní dopravy na změnu optických vlastností vody. V jihozápadní části jezera Valley Lake (jižní Austrálie) je patrná stopa po lodi. V severní části je zřejmý odraz vysoké oblačnosti. Zdroj: Mapy.cz.*



9. Ekonomické aspekty metodiky

Využití dálkového průzkumu Země představuje poměrně zajímavou možnost doplnění tradičně používaných metod pro hodnocení kvality vody ve vodních nádržích, a významně rozšiřuje jejich možnosti. Důležitá je zejména schopnost hodnocení velkého množství vodních nádrží v jednom okamžiku a jejich prostorové heterogenity. Ekonomické hledisko ilustruje např. použití snímků družic Sentinel 2. Na území České republiky existuje přibližně sedmdesát tisíc vodních nádrží (DIBAVOD, `https://www.dibavod.cz/`). Předpokládáme-li, že je možné bez problémů automatizovaně hodnotit všechny vodní nádrže s plochou větší než 0,5 ha, potom se počet hodnotitelných nádrží blíží třinácti tisícům. Analyzovat lze samozřejmě i menší nádrže, zde je ovšem, s ohledem na možné chyby, vhodnější použít individuální hodnocení.

Území, které je zachyceno jedním kvadrantem snímku družice Sentinel 2 má plochu 110 × 110 km. Použijeme-li snímek pro jižní Čechy (kvadrát T33UVQ), můžeme v jeden okamžik hodnotit až 3 800 vodních nádrží. Pokud bychom uvažovali možnost vyhodnotit všechny nádrže odběrem vzorku a jeho analýzou, pohybovala by se cena jen pro stanovení chlorofylu-a okolo 1,2 milionu Kč bez DPH (320 Kč bez DPH za vzorek, viz např. ceník společnosti ENKI o.p.s.: `https://www.enki.cz/cs/cinnost/laborator/cenik`). V ceně nejsou zahrnuty odběry vzorků, výsledná cena by tedy mohla být i násobně vyšší.

Pro porovnání, družicové snímky jsou k dispozici zdarma, přičemž náklady na analýzu jsou tvořeny především zpracováním snímku. Náklady na zpracování jednoho kvadrátu odhadujeme na přibližně tisíc Kč bez DPH. Cena zahrnuje především práci zpracovatele snímku a další přímé a nepřímé náklady, přímo související se zpracováním dat.

Počet analýz, které je možné pro zájmové území zpracovat v průběhu jednoho roku a jednotlivých období se v různých částech světa liší. Pro uvedené území jižních Čech je zpravidla možné provést kolem dvanácti analýz pro každou nádrž v průběhu roku (v různých termínech). Díky použití dálkového průzkumu Země můžeme získat značné množství dat, včetně retrospektivního pohledu až do roku 2015 v případě dat z družic Sentinel 2 a do roku 1982 v případě dat z družic Landsat.

Výše uvedený příklad ilustruje ekonomické porovnání obou přístupů, tedy přímých měření a použití DPZ, pro stanovení jednoho konkrétního parametru. Každá z metod má nicméně své klady a zápory (viz výše) a je vhodné oba přístupy kombinovat.

Samostatnou ekonomickou kapitolou je příprava dat pro tvorbu a validaci predikčního modelu pro odhad konkrétní sledované charakteristiky. Náklady na tvorbu modelu se budou nepochybně lišit pro různé vlastnosti vody v nádržích, které se odvíjí od složitosti a časové náročnosti odběru a následného laboratorního zpracování dat. Pro přípravu dostatečně robustního modelu je potřeba použít, a tedy získat data o rozsahu stovek záznamů. Dále, příprava modelů je poměrně časově náročná a vyžaduje použití adekvátního vybavení (software, hardware). Další náklady potom představuje implementace modelu do výpočetního řetězce dálkového průzkumu Země. Odhadujeme, že náklady na přípravu modelu pro hodnocení konkrétní vlastnosti kvality vody se mohou pohybovat v řádu stovek tisíc Kč.

Využití dálkového průzkumu Země může být, zejména pro správce vodních nádrží, hospodáře, správní orgány, další dotčené osoby a zájemce z řad veřejnosti, zajímavou alternativou a především doplněním tradičně používaných metod hodnocení kvality vody v nádržích. Náklady na odhad řady parametrů kvality vody jsou v případě dálkového průzkumu Země poměrně nízké, ve srovnání s tradičně používanými metodami, nákladná je nicméně příprava předpovědních modelů. Využití dálkového průzkumu Země pro hodnocení kvality vody v nádržích může být též zajímavou ekonomickou činností pro komerční firmy nabízející služby v oblasti zpracování dat.

10. Souhrn

Kontaminace povrchových vod sinicemi a řasami a eutrofizace vod se v posledních letech a desetiletích staly velmi významným problémem. Podepsal se na něm tlak člověka na životní prostředí, velkoplošná zemědělská výroba, průmyslové znečištění i globální změna klimatu. Pro ochranu množství a kvality povrchových vod a pro zajištění šetrného hospodaření s tímto přírodním zdrojem je zcela zásadní kvalitu vod měřit. Tradičně užívané laboratorní analýzy poskytují velmi přesné a podrobné výsledky a je jimi možné postihnout skutečně velmi širokou škálu fyzikálních a chemických parametrů povrchových vod. Nevýhodou je jejich časová i ekonomická náročnost. Tato nevýhoda je významná v případech, kdy je třeba posoudit znečištění většího množství vodních ploch v kratším časovém úseku nebo plošnou distribuci znečištění velmi rozsáhlé vodní plochy, dejme tomu vodárenské vodní nádrže. Tyto případy jsou však vlastně velmi časté. Zde se právě nabízí výhodné použití metod DPZ, které umožňuje spektrálním hodnocením odhadovat s poměrně dobrou přesností míru zasažení povrchových vod sinicemi a řasami.

Odhady a výpočty zasažení povrchových vod sinicemi a řasami pomocí dat DPZ se dnes již jeví jako mimořádně přínosná technika. Díky soudobému pokročilému technickému rozvoji poskytuje tato metoda výsledky na velmi dobré úrovni co do přesnosti a flexibility použití dat, a je možné ji již v současnosti velmi dobře metodicky podchytit. Vzhledem k nepřetržitému a poměrně rychlému rozvoji technologií DPZ i pokročilých procesů analýzy dat pomocí nástrojů umělé inteligence má navíc velký potenciál rozvoje do budoucna.

Na základě více než šestiletých zkušeností s hodnocením znečištění povrchových vod sinicemi a řasami metodami DPZ, zahrnujících práci v terénu,

v laboratoři i práci s výpočetní technikou, známe úskalí i potenciál popsaných metod. V předkládané metodice jsme se snažili popsat postup prací, který podle nás vede k velmi dobrým výsledkům, jejichž přesnost již v současné době dalece přesahuje pouhé rozdělení povrchových vod do trofických kategorií. Rozlišení jednotlivých skupin organismů (jako např. právě zde sinice a řasy) a postižení ještě jemnějších rozdílů v koncentraci charakteristických barviv a dalších spektrálně stanovitelných látek se bude do budoucna s rozvojem technologií DPZ (např. hyperspektrálních systémů) a výpočetních modelů ještě dále zlepšovat. Stále však pro dobré výsledky bude i v budoucnu důležité dodržení metodické kázně a určité preciznosti práce s materiálem i daty, k čemuž by měla přispět i tato metodika.

Seznam použitých zdrojů

Amorim, C. A. a Moura, A. D. N. (2021). Ecological impacts of freshwater algal blooms on water quality, plankton biodiversity, structure, and ecosystem functioning. *Science of The Total Environment*, 758:143605.

Arst, H. (2003). *Optical properties and remote sensing of multicomponental water bodies*. Springer Science & Business Media.

Bennett, A. a Bogorad, L. (1973). Complementary chromatic adaptation in a filamentous blue-green alga. *The Journal of Cell Biology*, 58(2):419–435. Publisher: Rockefeller University Press.

Bhagowati, B., Talukdar, B., a Ahamad, K. U. (2020). Lake eutrophication: causes, concerns and remedial measures. In Kumar, M., Snow, D. D., a Honda, R., eds., *Emerging issues in the water environment during anthropocene*, pp. 211–222. Springer Singapore, Singapore.

Campbell, J. B. a Wynne, R. H. (2011). *Introduction to remote sensing*. Guilford Press, New York, 5th edition.

Congalton, R. G. (1991). Remote sensing and geographic information system data integration: error sources and. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 57(6):677–687.

Dere, Ş., Günes, T., a Sivaci, R. (1998). Spectrophotometric determination of chlorophyll-A, B and total carotenoid contents of some algae species using different solvents. *Turkish Journal of Botany*, 22(1):13–18.

Doerffer, R. a Schiller, H. (2007). The MERIS Case 2 water algorithm. *International Journal of Remote Sensing*, 28(3-4):517–535.

Egeland, E. (2011). Specific absorption coefficients for major algal chlorophylls, bacteriochlorophylls and carotenoids (Additional Appendix F, not in printed book). In Roy, S., Llewellyn, C., Egeland, E., a Johnsen, G., eds., *Phytoplankton pigments: characterization, chemotaxonomy and applications in oceanography.* 890, p. Cambridge University Press, Cambridge.

Elmer, K., Soffer, R., Arroyo-Mora, J. P., a Kalacska, M. (2020). ASDToolkit: a novel MATLAB processing poolbox for ASD pield ppectroscopy pata (Software). Zenodo.

Fish, G. (1972). Aesthetics of pollution: eutrophication. *Man and his Environment; the Effects Of Pollution On Man*, pp. 166–172.

Gilerson, A. A., Gitelson, A. A., Zhou, J., Gurlin, D., Moses, W., Ioannou, I., a Ahmed, S. A. (2010). Algorithms for remote estimation of chlorophyll-a in coastal and inland waters using red and near infrared bands. *Optics Express*, 18(23):24109.

Gitelson, A. A., Merzlyak, M. N., a Lichtenthaler, H. K. (1996). Detection of red edge position and chlorophyll content by reflectance measurements near 700 nm. *Journal of Plant Physiology*, 148(3-4):501–508.

Hadjimitsis, D. G. a Clayton, C. (2009). Assessment of temporal variations of water quality in inland water bodies using atmospheric corrected satellite remotely sensed image data. *Environmental Monitoring and Assessment*, 159(1-4):281–292.

Hadjimitsis, D. G., Clayton, C. R. I., a Hope, V. S. (2004). An assessment of the effectiveness of atmospheric correction algorithms through the remote sensing of some reservoirs. *International Journal of Remote Sensing*, 25(18):3651–3674.

Hendl, J. (2004). *Přehled statistických metod zpracování dat: analýza a metaanalýza dat.* Portál, Praha.

Horváth, H., Kovács, A. W., Riddick, C., a Présing, M. (2013). Extraction methods for phycocyanin determination in freshwater filamentous cyanobacteria and their application in a shallow lake. *European Journal of Phycology*, 48(3):278–286.

Hueni, A. a Bialek, A. (2017). Cause, effect, and correction of field spectroradiometer interchannel radiometric steps. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 10(4):1542–1551.

Hutter, F., Kotthoff, L., a Vanschoren, J., eds. (2019). *Automated machine learning: methods, systems, challenges*. The Springer Series on Challenges in Machine Learning. Springer International Publishing, Cham.

Jensen, J. R. (2000). *Remote sensing of the environment: an Earth resource perspective*. Prentice Hall series in geographic information science. Prentice Hall, Upper Saddle River, N.J.

Jones, H. a Vaughan, R. (2010). *Remote sensing of vegetation: principles, techniques, and applications*. Oxford University Press.

Jordan, M. I. a Mitchell, T. M. (2015). Machine learning: trends, perspectives, and prospects. *Science*, 349(6245):255–260.

Kumar, A., Mishra, D. R., a Ilango, N. (2020). Landsat 8 virtual orange band for mapping cyanobacterial blooms. *Remote Sensing*, 12(5):868.

Lillesand, T. M., Kiefer, R. W., a Chipman, J. W. (2008). *Remote sensing and image interpretation*. John Wiley & Sons, Hoboken, N.J., 6th edition.

Lunetta, R. S. a Lyon, J. G., eds. (2004). *Remote sensing and GIS accuracy assessment*. CRC Press.

Main-Knorn, M., Pflug, B., Louis, J., Debaecker, V., Müller-Wilm, U., a Gascon, F. (2017). Sen2Cor for Sentinel-2. In Bruzzone, L., Bovolo, F., a Benediktsson, J. A., eds., *Image and Signal Processing for Remote Sensing XXIII*, Warsaw, Poland. SPIE.

Mittenzwey, K.-H., Ullrich, S., Gitelson, A. A., a Kondratiev, K. Y. (1992). Determination of chlorophyll a of inland waters on the basis of spectral reflectance. *Limnology and Oceanography*, 37(1):147–149.

Nedbal, V. a Brom, J. (2019). Hodnocení znečištění povrchových vod pomocí satelitních snímků. *Vodní hospodářství*, 2019(5):6–8.

Pekár, S. a Brabec, M. (2009). *Moderní analýza biologických dat: zobecněné lineární modely v prostředí R. 1. díl.* Scientia, Praha.

Piech, K. R. a Schott, J. R. (1974). Atmospheric corrections for satellite water quality studies. In Koso, D. A., Slater, P. N., a Wolfe, W. L., eds., *Scanners*

and Imagery Systems for Earth Observation, volume 0051, pp. 84 – 89. International Society for Optics and Photonics, SPIE.

Randolph, K., Wilson, J., Tedesco, L., Li, L., Pascual, D. L., a 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.

Renosh, P. R., Doxaran, D., Keukelaere, L. D., a Gossn, J. I. (2020). Evaluation of Atmospheric Correction Algorithms for Sentinel-2-MSI and Sentinel-3-OLCI in Highly Turbid Estuarine Waters. *Remote Sensing*, 12(8):1285.

Ripley, B. D. (1987). *Stochastic simulation.* Wiley, New York.

Schowengerdt, R. A. (2007). *Remote sensing. Models and methods for image processing.* Elsevier, Burlingdton.

Soffer, R. J., Ifimov, G., Arroyo-Mora, J. P., a Kalacska, M. (2019). Validation of airborne hyperspectral imagery from laboratory panel characterization to image quality assessment: implications for an arctic peatland surrogate simulation site. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 45(3-4):476–508.

Vanhellemont, Q. (2019). Adaptation of the dark spectrum fitting atmospheric correction for aquatic applications of the Landsat and Sentinel-2 archives. *Remote Sensing of Environment*, 225:175–192.

Vanhellemont, Q. a Ruddick, K. (2018). Atmospheric correction of metre-scale optical satellite data for inland and coastal water applications. *Remote Sensing of Environment*, 216:586–597.

Vinciková, H., Hanuš, J., a Pechar, L. (2015). Spectral reflectance is a reliable water-quality estimator for small, highly turbid wetlands. *Wetlands Ecology and Management*, 23(5):933–946.

Warren, M., Simis, S., Martinez-Vicente, V., Poser, K., Bresciani, M., Alikas, K., Spyrakos, E., Giardino, C., a Ansper, A. (2019). Assessment of atmospheric correction algorithms for the Sentinel-2A MultiSpectral Imager over coastal and inland waters. *Remote Sensing of Environment*, 225:267–289.

Zavřel, T., Chmelík, D., Sinetova, M. A., a Červený, J. (2018). Spectrophotometric determination of phycobiliprotein content in cyanobacterium synechocystis. *Journal of Visualized Experiments*, 139:e58076.

Zhou, Z.-H. (2021). *Machine Learning.* Springer, Singapore.

Zhu, Z., Wang, S., a Woodcock, C. E. (2015). Improvement and expansion of the FMask algorithm: cloud, cloud shadow, and snow detection for Landsats 4–7, 8, and Sentinel 2 images. *Remote Sensing of Environment*, 159:269–277.

Zhu, Z. a Woodcock, C. E. (2012). Object-based cloud and cloud shadow detection in Landsat imagery. *Remote Sensing of Environment*, 118:83–94.

ČSN ISO 10260 (757575) (1996). Jakost vod – Měření biochemických ukazatelů – Spektrofotometrické stanovení koncentrace chlorofylu-a.

Certifikovaná metodika

Hodnocení přítomnosti sinic, řas a dalších ukazatelů kvality vody pomocí metod dálkového průzkumu Země

Autoři

doc. Ing. Jakub Brom, Ph.D.
Ing. Václav Nedbal, Ph.D.
Ing. Petr Císař, Ph.D.
Ing. Jan Urban, Ph.D.
Mgr. Blanka Tesařová

Recenzenti

RNDr. Jindřich Duras, Ph.D.
doc. RNDr. Přemysl Štych, Ph.D.

Tato metodika vznikla na základě řešení projektu Technologické agentury České republiky SS03010277 Systém pro monitoring sinic ve vodních nádržích s využitím metod dálkového průzkumu Země a umělé inteligence, v rámci programu Prostředí pro život.

Metodika byla schválena pro využití v praxi Ministerstvem životního prostředí České republiky, osvědčením č.j. ENV/2023/18804.

Náklad:	300 ks
Počet stran:	66
Vydání:	první

© Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta zemědělská a technologická, Fakulta rybářství a ochrany vod, 2022
© Lesnická práce, s.r.o., 2022

ISBN 978-80-7458-139-7