

Zemědělská
fakulta
Faculty
of Agriculture

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

Disertační práce

Dynamika organických látek v rybníčních ekosytémech

Mgr. Ing. Iva Tomková

České Budějovice
2021



Zemědělská
fakulta
Faculty
of Agriculture

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

Disertační práce

Dynamika organických látek v rybníčních ekosystémech

Mgr. Ing. Iva Tomková

Vedoucí disertační práce: doc. RNDr. Libor Pechar, CSc.

České Budějovice

2021

Prohlášení

Prohlašuji, že v souladu s § 47 zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své disertační práce, a to – v nezkrácené podobě – v úpravě vzniklé vypuštěním vyznačených částí archivovaných Zemědělskou fakultou – elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejich internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce.

Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích, dne 30. 9. 2021

.....
Mgr. Ing. Iva Tomková

Poděkování

Ráda bych poděkovala zejména doc. Ing. Petru Porcalovi, Ph.D. za odbornou a technickou pomoc s použitými optickými metodami. Dále bych chtěla poděkovat vedoucímu práce doc. RNDr. Liborovi Pecharovi, CSc. za poskytnutá data a informace a věcné připomínky při zpracování této práce. Zároveň bych chtěla poděkovat prof. RNDr. Jaroslavu Vrbovi, CSc. za možnost podílet se na projektu a za pomoc a rady, které mi poskytoval během celého mého vysokoškolského studia. Další poděkování patří zaměstnancům ENKI, o. p. s., zejména Ing. Janě Šulcové, Ing. Ivě Chemlové-Baxové, Ing. Lence Kröpfelové, PhD. a Ing. Zdeňce Benedové, které dlouhodobě sledují chemismus rybníků a jejichž data jsem měla možnost zpracovat v této disertační práci. Poděkování patří také Mgr. Blance Tesařové za redakční úpravu práce pro tisk. Největší poděkování patří mé rodině, která mě podporovala po celou dobu studia.

Finanční podpora

GAČR GA17-09310S, *Rybníky jako modely pro studium diversity a dynamiky planktonu hypertrofních mělkých jezer*

Projekt MŽP, SP/2d3/209/07, *Rybníční hospodaření respektující strategii udržitelného rozvoje a podporu biodiverzity a v rámci smluvního výzkumu rybníků pro AOPK ČR a Rybářství Třeboň, a.s.*

Abstrakt

Rybníční ekosystémy jsou nejčastějším typem stojatých vod v České republice. Kvalita rybníčních vod byla v posledním století velmi ovlivněna intenzivním hospodařením v povodí i v samotných rybnících. V důsledku zvýšených koncentrací živin došlo k eutrofizaci rybníků, která se projevuje nadměrnou primární produkcí fytoplanktonu a vodního květu. Rozkladem nahromaděné organické hmoty dochází k ovlivnění kyslíkového režimu, pH a distribuci živin v rybníce. Organické látky hrají důležitou roli ve fyzikálních, chemických i biologických procesech v ekosystému.

Cílem práce bylo popsat dynamiku organického uhlíku v eutrofním rybníčním ekosystému s důrazem na jeho rozpuštěnou část (DOC). V rámci práce byly vyhodnoceny koncentrace DOC z 6 rybníčních soustav na Třeboňsku z let 2010–11 a porovnány s koncentracemi DOC z roku 2020. Dále byl vyhodnocen vztah DOC k ostatním chemickým parametrům vody. Tím bylo zjištěno, že koncentrace DOC nemá žádnou významnou korelaci s dalšími parametry. Koncentrace živin TN a TP se za posledních 10 let snížily, zatímco koncentrace DOC se zvýšily. Stejným způsobem byly vyhodnoceny podrobnější data z 5 rybníků z let 2008–2011.

Pro popis dynamiky DOC byly použity optické metody jako je absorbance a fluorescence. Těmito metodami bylo sledováno 10 rybníků v Třeboňské a Českobudějovické oblasti v letech 2017–2018. Data byla porovnávána mezi těmito oblastmi, protože se lišily ve vodivosti, ale nelišily se v koncentracích DOC a ostatních chemických parametrů. Průměrná koncentrace DOC v rybnících byla $14,8 \text{ mg l}^{-1}$. Absorpční charakteristiky DOM jako $S_{275-295}$ a poměr sklonů spektrálních křivek S_R naznačují autochtonní původ DOM. Hodnoty specifické absorbance při 254 nm $SUVA_{254}$ se pohybovaly v rozmezí $1,4\text{--}3,0 \text{ l mgC}^{-1} \text{ m}^{-1}$ a naznačují autochtonní látky s nižší molekulovou hmotností a nižším obsahem aromatických struktur. Hodnoty $SUVA_{254}$ byly vyšší v Třeboňské oblasti, což naznačuje, že tam bylo více alochtonního DOM s vyšší molekulovou hmotností a s více aromatickými strukturami v DOM na rozdíl od Českobudějovické oblasti.

Hodnocením sezónních změn ve složení DOM pomocí optických metod bylo zjištěno, že v letním období bylo více látek autochtonního původu s nižší molekulovou hmotností a nižším obsahem aromatických struktur v molekulách DOM. Hodnoty S_R negativně korelují s molekulovou hmotností a v létě byly vyšší, zatímco hodnoty FI a BIX, které naznačují autochtonní a mikrobiální původ DOM, se v letním období zvyšovaly.

Optické metody byly použity poprvé k popisu dynamiky organických látek v rybnících.

Klíčová slova: organický uhlík, rybníky, eutrofizace, absorbance, fluorescence

Abstract

Ponds ecosystems are the most common type of lentic waterbodies in Czech Republic. In the last century, the quality of ponds water has been greatly influenced by intensive management in the catchment and ponds alone. As a result of the increasing concentration of nutrients, ponds lead to eutrophication. This is expressed as extensive primary production of phytoplankton and algal blooms. Decomposition of the accumulated organic matter affects the oxygen regime, pH and distribution of nutrients in the pond. Organic matter plays a key role in physical, chemical and biological processes in the ecosystem.

The aim of the work was to describe the dynamics of organic carbon in the eutrophic ponds ecosystem with emphasis on its dissolved part (DOC). This study included evaluation of DOC concentration from 6 pond systems in the Třeboň region from 2010 to 2011 and a comparison with DOC concentrations from 2020. The relationship of DOC concentration to other chemical parameters of water was evaluated. It found that DOC concentration had no significant correlation with other parameters. The concentration of nutrients TN and TP had decreased over the last 10 years, while DOC concentration had increased. More detailed data from 5 ponds from 2008 to 2011 were evaluated in the same way.

Optical methods such as absorbance and fluorescence were used to describe DOC dynamics. These methods were used to monitor 10 ponds from Třeboň and České Budějovice regions in 2017–2018. Data were compared between these regions because they differed in conductivity, but it had no differences in DOC concentration and other chemical parameters. The average value of DOC concentration was $14,8 \text{ mg l}^{-1}$. The absorption characteristics of DOM such as spectral slope $S_{275-295}$ and slope ratio S_R suggested an autochthonous source of DOM. Specific absorbance values at 254 nm $SUVA_{254}$ ranged from $1,4\text{--}3,01 \text{ mgC}^{-1} \text{ m}^{-1}$ and indicates autochthonous substances with lower molecular weight and lower content of aromatics. $SUVA_{254}$ values were higher in the Třeboň region, which indicates that there was a more allochthonous DOM with higher molecular weight and more aromatics in DOM in contrast to the České Budějovice region.

Evaluation of seasonal changes in the composition of DOM using optical methods revealed that in the summer there were more autochthonous substances with lower molecular weight and lower aromatics DOM. S_R values were negatively correlated to molecular weight and were higher in summer. FI and BIX values indicating autochthonous and microbial source DOM increased in summer.

Optical methods were used for the first time to monitor the dynamics of organic matter in ponds.

Keywords: organic carbon, ponds, eutrophication, absorbance, fluorescence

Obsah

1. Úvod.....	8
2. Cíle práce.....	9
3. Literární přehled	10
3.1. Vodní ekosystémy.....	10
3.1.1. Mělká jezera a rybníky	10
3.1.2. Eutrofizace	10
3.1.3. Rybníky v ČR.....	11
3.2. Organické látky	11
3.3. Přírodní organické látky	12
3.3.1. Partikulovaný organický materiál	13
3.3.2. Rozpuštěné organické látky	14
3.4. Biogeochemické funkce DOM.....	14
3.4.1. Optické a fyzikální funkce DOM	14
3.4.2. Vliv DOM na fotosyntézu	15
3.4.3. Vliv DOM na pH.....	16
3.4.5. Komplexy DOM s kovy	17
3.4.6. DOM a koloběh živin	17
3.4.7. Fotochemické reakce DOM	18
3.4.8. Mikrobiální rozklad DOM	19
3.5. Optické metody charakterizující DOM.....	19
3.5.1. Absorbance – princip a využití pro charakteristiku DOM	21
3.5.2. Fluorescence – princip a využití pro charakteristiku DOM	23
4. Metodika.....	25
4.1. Data 2008–2011, 2020	25
4.1.1. Lokality	25
4.1.2. Odběr vzorků.....	27
4.1.3. Fyzikálně chemické analýzy	27
4.1.4. Statistické hodnocení.....	29
4.2. Data 2017 a 2018	29
4.2.1. Lokality	29
4.2.2. Odběr vzorků.....	29
4.2.3. Stanovení DOC, Ca a Mg.....	30
4.2.4. Optické metody pro charakteristiku DOM.....	31
4.2.4.1. Absorbance	31
4.2.4.2. Fluorescence	33
4.2.5. Statistické analýzy	36
5. Výsledky.....	37
5.1. Rybníční soustavy na Třeboňsku v letech 2010 a 2011.....	37
5.1.1. Trofický stav rybníků a jejich celkové zhodnocení v letech 2010–2011	37
5.1.2. Rozpuštěný organický uhlík a jeho variabilita v rybníčních soustavách	40
5.1.3. Rozpuštěný organický uhlík a jeho vztah k ostatním chemickým parametrům..	42

5.2. Změny rybníčních soustav po 10 letech (2020).....	46
5.3. Nadějské rybníky a rybník Služebný v letech 2008-2011	47
5.3.1. Koncentrace DOC a rozdíly mezi rybníky	47
5.3.2. Rozdíly mezi jednotlivými roky 2008 – 2011.....	49
5.3.3. Sezónní trendy v koncentracích DOC v rybnících.....	50
5.3.4. Korelace měřených parametrů v rybnících 2008 – 2011	52
5.4. Budějovické a Třeboňské rybníky v letech 2017 – 2018.....	52
5.4.1. Fyzikálně-chemické parametry	52
5.4.2. Absorpční charakteristika DOM	55
5.4.3. Fluorescenční charakteristika DOM.....	58
5.4.4. PARAFAC a PCA v hodnocení optických charakteristik DOM	61
6. Diskuse	67
6.1. Rybníční soustavy na Třeboňsku a DOC	67
6.2. Dlouhodobé změny DOC v rybníčních soustavách	69
6.3. Nadějské rybníky a rybník Služebný	71
6.4. Třeboňské a Budějovické rybníky a charakteristika DOM.....	72
6.4.1 Původ DOM	72
6.4.2. Variabilita mezi rybníky.....	75
6.4.3. Sezónní změny DOM.....	76
7. Závěr.....	79
8. Použitá literatura	80
9. Seznam zkratk	92
10. Přílohy	93

1. Úvod

Rybniční ekosystémy jsou nejčastějším druhem stojatých vod v České republice. Většina rybníků byla vybudována již ve středověku, kdy společně s propracovanou sítí kanálů a vodních toků odvodňovala mokřadní oblasti (Hesslerová et al., 2012; Květ et al., 2002). Z limnologického hlediska se jedná o rozmanitá mělká umělá jezera. Tato jezera – rybníky jsou využívána především k produkci ryb. Intenzifikace rybníčního hospodaření v minulém století je spojená s aplikací velkého množství organických hnojiv a krmiv do rybníků a s velkou rybí obsádkou (Pechar, 2000). Intenzivní rybníční hospodaření společně s intenzivním hospodařením v povodí podporuje globální problém, eutrofizaci povrchových vod. Eutrofizace je proces, kdy se do vodního ekosystému dostává větší množství živin, dusíku a především fosforu. Eutrofizace se projevuje jako masivní rozvoj fytoplanktonu a sinicového vodního květu, tj. zvýšenou primární produkcí ekosystému (Hrbáček, 1981) a nadbytkem organických látek (Pechar, 2000).

Organické látky hrají klíčovou roli ve fyzikálních, chemických a biologických procesech v rybníčním ekosystému. Velké množství organických látek snižuje průhlednost (Brönmark et al., 2005) a je příčinou vysoké mikrobiální aktivity (Šimek et al., 2019), destabilizace kyslíkového režimu (Baxa et al., 2021) a celkově ovlivňuje strukturu a dynamiku rybníčního ekosystému (Pechar, 2015).

Navzdory významnosti organických látek se většina výzkumů rybníčních ekosystémů doposud zabývala živinami a jejich koloběhem v ekosystému (Pechar, 2015, 2000; Potužák et al., 2016, 2007) a složením, případně vzájemnými vztahy společenstev organismů v ekosystému (Fott et al., 1980; Hrbáček, 1981; Šimek et al., 2019; Vrba et al., 2018).

Koncentrace organických látek měřených jako koncentrace rozpuštěného organického uhlíku jsou v posledních letech aktuálním předmětem výzkumů vodních ekosystémů. Na našem území byly sledovány koncentrace organického uhlíku v Šumavských jezerech (Kopáček et al., 2003), horských potocích (Hruška et al., 2009), přehradách a tocích v Krušných horách (Oulehle et al., 2009) a v řece Malši (Hejzlar et al., 2003).

Tato disertační práce se jako první zabývá podrobným vyhodnocením dat o množství rozpuštěného organického uhlíku v rybníčních vodách s využitím moderních optických metod, které přináší nové informace o chemickém charakteru a sezonní dynamice rozpuštěných organických látek v rybnících.

2. Cíle práce

Hlavním cílem práce bylo vyhodnotit dlouhodobá měření koncentrací organického uhlíku, zvláště jeho rozpuštěné formy (DOC) v rybníčních vodách a pokusit se určit klíčové faktory, které určují distribuci a dynamiku organického uhlíku v podmínkách silně eutrofizovaných rybníčních ekosystémů.

K naplnění hlavního cíle byly definovány dílčí cíle práce:

- 1) Zjištění rozsahu koncentrací a distribuce organického uhlíku v souboru sledovaných rybníků na Třeboňsku
- 2) Vyhodnocení vztahů DOC k vodivosti a k ostatním chemickým charakteristikám vody
- 3) Vyhodnocení sezónních změn v koncentracích DOC
- 4) Charakteristika rozpuštěných organických látek (DOM) pomocí optických metod a popsání sezónní změny ve složení DOM

3. Literární přehled

3.1. Vodní ekosystémy

Ekosystém je definovaný jako funkční soustava živých a neživých složek životního prostředí, jež jsou vzájemně propojené výměnou látek, tokem energie a předáváním informací, a které se vzájemně ovlivňují a vyvíjejí v určitém čase a prostoru (Odum, 1959; Wetzel, 2001; Wetzel et Likens, 1991; Willis, 1997). Nejdůležitějším zdrojem energie pro ekosystém je sluneční záření (Lampert et Sommer, 2007). Elektromagnetická energie slunečního záření se transformuje do potenciální energie chemických vazeb biochemickými reakcemi v procesu zvaném fotosyntéza (Kirk, 1994; Wetzel, 2001). Autotrofní fotosyntetizující organismy produkují organické látky z anorganických sloučenin, z oxidu uhličitého a vody (Brönmark et Hansson, 2005; Riemann et Søndergaard, 1986). Organické látky jsou univerzálním přenašečem potenciální energie uvnitř ekosystému, jsou zdrojem energie pro vyšší trofické úrovně potravního řetězce a zároveň jsou zdrojem energie a uhlíku pro bakterie, které organické látky rozkládají (Lampert et Sommer, 2007; Riemann et Søndergaard, 1986).

3.1.1. Mělká jezera a rybníky

Mělká jezera a rybníky jsou nejhojnějším typem vodních útvarů (nádrží) (Meerhoff et Jeppesen, 2009). Většina z milionů jezer je malých (menších než 10 km²), relativně mělkých, obvykle do hloubky 10 m (Wetzel, 2003), a nachází se v nížinách (Meerhoff et Jeppesen, 2009; Wetzel, 2001). Rybníky jsou malá, člověkem vytvořená mělká vodní tělesa zadržující vodu (De Meester et al., 2005) a platí pro ně stejná charakteristika jako pro přirozená malá mělká jezera. Mělké vodní ekosystémy jsou většinou polymiktické, což znamená, že nedochází k dlouhodobé letní stratifikaci, ale vodní sloupec se míchá neustále nebo několikrát za sezónu (Meerhoff et Jeppesen, 2009; Wetzel, 2001). Mělká jezera jsou často charakterizována velkou litorální zónou a relativně malým objemem vody (Meerhoff et Jeppesen, 2009). Stejně jako nížiny mají tendenci akumulovat terestrický organický materiál a živiny, je i do mělkých jezer transportováno značné množství těchto látek (Wetzel, 2001). Vzhledem k relativně malému objemu jsou tato jezera citlivá na lidské aktivity v povodí, zejména na eutrofizaci (Meerhoff et Jeppesen, 2009; Wetzel, 2001).

3.1.2. Eutrofizace

Eutrofizace je jedním z největších problémů kvality vody (Schindler, 2006). Eutrofizace je definována jako zvýšená akumulace organické hmoty v důsledku zvýšených vstupů živin

(Nixon, 1995; Rabalais, 2002). Tento proces může být přirozený nebo antropogenní. Při přirozené eutrofizaci je zdrojem živin vyplavování živin z půd a rozklad mrtvých organismů, zatímco nepřirozená antropogenní eutrofizace je způsobena používáním hnojiv a vypouštěním odpadních vod (Schindler, 2006). Příznaky eutrofizace se v různých typech vodních ekosystémů liší, ale většinou se jedná o nadměrný růst makrofyt, fytoplanktonu a vodního květu, tj. zvýšení primární produkce (Harper, 1992; Hrbáček, 1981). Nárůst organické hmoty ovlivňuje celý ekosystém. Zvýšená intenzita produkčních procesů a rozklad nahromaděné organické hmoty ovlivňují kyslíkový režim, pH i distribuci živin. Proto organické látky hrají jednu z nejdůležitějších rolí ve všech vodních ekosystémech (Brezonik et Arnold, 2011).

3.1.3. Rybníky v ČR

V České republice představují rybníky nejčastější typ stojatých vod a některé jsou relativně velké. Největší rybník je Rožmberk s plochou vodní hladiny 647 ha. Většina rybníků byla vytvořena před několika staletími člověkem, ale tyto rybníky již do značné míry ztratily charakter umělých nádrží (Fott et al., 1980; Kořínek et al., 1987). Rybníky byly od počátku využívány k produkci ryb. Intenzifikace hospodaření v povodí i samotných rybnících (aplikace organických hnojiv a krmiv) v posledním století změnila vody většiny rybníků na eutrofní až hypertrofní nádrže (Pechar, 2015, 2000; Pechar et al., 2002). Eutrofizace se v rybnících projevuje extrémním zvýšením primární produkce a současně s nižší efektivitou, se kterou konzumenti tuto produkci využívají (Potužák et al., 2007). Nadbytek organické hmoty je příčinou vysoké mikrobiální heterotrofní aktivity (Šimek et al., 2019) a destabilizace kyslíkové režimu (Baxa et al., 2021). Tento stav enormní eutrofizační zátěže představuje v konečném důsledku i vážné riziko pro rybí obsádku (Withers et al., 2014). Je zřejmé, že distribuce a osud (diagenese) organických látek jsou v podmínkách eutrofních rybníků klíčovými faktory, které určuje jejich ekologický stav.

3.2. Organické látky

Organické látky jsou tvořeny živými organismy (biomasa), mrtvou partikulovanou hmotou (detrit) a rozpuštěnými organickými látkami (DOM z angl. dissolved organic matter) (Lampert et Sommer, 2007). Obecně organické látky ve vodním ekosystému pocházejí z alochtonních a autochtonních zdrojů.

Alochtonní zdroje představují zdroje z jiného než vodního ekosystému, které se do něho dostávají vyplavováním nebo odtokem z půdy. Jedná se o terestrické zdroje organického

materiálu a produkty biologického rozkladu tohoto materiálu (Aitkenhead-Peterson et al., 2003; Brezonik et Arnold, 2011; Hargreaves, 2003; Osburn et Morris, 2003; Thurman, 1985; Zepp, 2003). Příkladem alochtonního materiálu může být listí, opad, zbytky organismů, huminové látky (Brönmark et Hansson, 2005) a další organické látky jako lignin, taniny a flavonoidy uvolněné při rozkladu rostlinné biomasy (Osburn et Morris, 2003).

Autochtonní organické látky jsou tvořeny uvnitř vodního ekosystému a jsou produkovány makrofyty (Osburn et Morris, 2003), řasami a bakteriemi (Bertilsson a Tranvik, 2000; Brezonik et Arnold, 2011; McKnight et al., 2001; Osburn et Morris, 2003; Thurman, 1985; Wetzel, 2003; Zepp, 2003). Příkladem autochtonního organického materiálu jsou vodní makrofyta, řasy, sinice, jejich exudáty a látky s nízkou molekulovou hmotností uvolňované při jejich rozkladu jako sacharidy, bílkoviny a aminokyseliny (Wetzel, 2003).

Alochtonní DOM, pocházející z terestrického odtoku a opadu listí obsahuje obecně více aromatických struktur než autochtonní, díky rozdílným původcům organických látek (McKnight et al., 2001). Rozdíly v původu organických látek kombinované s rozdílnými přeměnami během transportu mohou vést k výrazně jinému chování autochtonních a alochtonních organických látek (Findlay et Sinsabaugh, 2003; Porcal et al., 2004; Zepp, 2003). Obecně jsou alochtonní látky považovány za hůře dostupné/rozložitelné a autochtonní látky za relativně labilní (Wetzel, 1983).

Kromě přirozených alochtonních látek se uvádí ještě antropogenní zdroj organických látek (Brezonik et Arnold, 2011; Mostofa et al., 2013), které mohou vstupovat do vodního ekosystému. Jedná se o městské, průmyslové a zemědělské odpadní vody. Kromě běžného organického odpadu, znečištěné vody mohou obsahovat detergenty, léčiva, herbicidy a pesticidy (Brezonik et Arnold, 2011). Tyto organické kontaminanty mají jiné vlastnosti než přírodní organické látky a tím je ovlivněn i jejich osud v ekosystému (reakce a dekompozice) (McEnroe et al., 2013; Mostofa et al., 2013).

3.3. Přírodní organické látky

Přírodní organické látky jsou běžnou součástí přírodních povrchových vod a sedimentu (Brezonik et Arnold, 2011; Sillanpää, 2015). Organické látky se dělí podle velikostí na rozpuštěné organické látky (DOM, z angl. dissolved organic matter), které prochází filtrem o velikosti pórů 0,45 µm, a partikulovaný organický materiál (POM, z angl. particulate organic matter), který se zachytí na filtru (Brezonik et Arnold, 2011; Steinberg, 2003; Thurman, 1985).

Celkový obsah organických látek (TOM, z angl. total organic matter) je dán součtem DOM a POM (Thurman, 1985).

Organické látky je obtížné kvantifikovat, protože celé organické molekuly obsahují další prvky jako je vodík, kyslík a živiny (dusík, fosfor). Pro kvantifikaci DOM se stanovuje organický uhlík (Brezonik et Arnold, 2011; Riemann et Søndergaard, 1986; Thurman, 1985; Wetzel, 2001). Celkový obsah organického uhlíku (TOC, z angl. total organic carbon) ve vodě je dán součtem rozpuštěného organického uhlíku (DOC, z angl. dissolved organic carbon) a partikulovaného organického uhlíku (POC, z angl. particulate organic carbon). DOC tvoří ve většině případů 30–50 % hmotnosti DOM a závisí na oxidačním stavu látek (Brezonik and Arnold, 2011). V jezerních i říčních ekosystémech se DOC a POC vyskytuje v poměru 6:1 až 10:1 (Münster et Chróst, 1990; Riemann et Søndergaard, 1986; Thurman, 1985; Wetzel, 1983). Thurman (1985) uvádí, že v jezerech tvoří většinu DOC (90 %) a 10 % je tvořeno POC. V eutrofních jezerech roste společně s produktivitou poměr POC a DOC a koncentrace obou frakcí mohou být podobné zvláště v obdobích s vysokou biomasou fytoplanktonu. V hypertrofních jezerech může být POC až 20× vyšší než DOC (Riemann and Søndergaard, 1986).

3.3.1. Partikulovaný organický materiál

Partikulovaný organický materiál (POM) lze dělit na hrubý partikulovaný organický materiál (CPOM, z angl. coarse particulate organic matter), který je větší než 1 mm, a jemný partikulovaný organický materiál (FPOM, z angl. fine particulate organic matter), který má velikost 0,45 µm – 1 mm (Kalff, 2002; Thurman, 1985; Wotton, 1994; Yoshimura et al., 2008). POM je složen z živých mikroorganismů (řasy a sinice), detritu mrtvých mikroorganismů a zbytků terestrických organismů (Brezonik et Arnold, 2011; Lampert et Sommer, 2007; Riemann et Søndergaard, 1986; Thurman, 1985).

Koncentrace partikulovaného organického uhlíku (POC) v jezerech tvoří asi desetinu TOC (Wetzel, 1983) a pohybuje se kolem 0,2–0,8 mg l⁻¹ (Thurman, 1985), ale v eutrofních a hypertrofních jezerech může být koncentrace POC mnohem vyšší (Riemann et Søndergaard, 1986). Koncentrace POC se mění s hloubkou jezera, kdy v epilimniu narůstá koncentrace POC díky produkci fytoplanktonu (Thurman, 1985; Wetzel, 2001).

3.3.2. Rozpuštěné organické látky

Rozpuštěné organické látky (DOM) ve vodách představují jednu z největších zásob organického uhlíku v biosféře (Kowalczyk et al., 2003) a reprezentují značnou část celkového organického uhlíku nacházejícího se ve vodních ekosystémech od sladkovodních jezer po otevřenou moře (Osburn et al., 2001). DOM jsou složeny z heterogenní směsi organických látek obsahujících nízkomolekulární látky (jednoduché organické kyseliny) a makromolekuly (fulvokyseliny a huminové kyseliny) s molekulovou hmotností 100 Da až přes 300 kDa (Brezonik et Arnold, 2011; Mostofa et al., 2013; Riemann et Søndergaard, 1986; Thurman, 1985).

Koncentrace DOC v řekách a jezerech se pohybuje v rozsahu od 1 do 10 mg l⁻¹, zatímco sladkovodní mokřady, bažiny a rašeliniště mohou mít koncentraci DOC kolem 10–60 mg l⁻¹. (Osburn et Morris, 2003; Thurman, 1985). Koncentrace DOC v jezerech se zvyšuje s produktivitou a trofickým stavem, oligotrofní jezera mají 1–3 mg l⁻¹ DOC a eutrofní jezera 2–5 mg l⁻¹ (Thurman, 1985). Hypertrofní jezera mohou mít koncentraci DOC až 25 mg l⁻¹ (Riemann and Søndergaard, 1986).

3.4. Biogeochemické funkce DOM

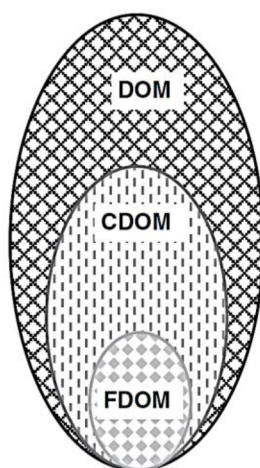
DOM hrají důležitou roli ve fyzikálních, chemických a biologických procesech ve vodním ekosystému (Brezonik et Arnold, 2011; Hansen et al., 2016; Mostofa et al., 2013).

3.4.1. Optické a fyzikální funkce DOM

DOM jsou zodpovědné za barvu vody, průhlednost, výskyt euforické vrstvy a teplotní stratifikaci, protože ovlivňují pronikání slunečního záření do vody (Mostofa et al., 2013).

Sluneční záření je hlavním zdrojem energie pro jezera a rybníky. Tato zářivá energie světla se přeměňuje v potenciální energii při fotosyntéze. Světlo je také absorbováno a přeměněno na teplo částicemi, rozpuštěnými látkami a vodou samotnou (Brönmark et Hansson, 2005). Absorpce světla vodou je vyšší v infračervené oblasti spektra (> 750 nm), klesá ve viditelné části (750–350 nm) a opět roste v ultrafialové (UV, < 350 nm) části spektra díky interferencím s molekulami vody (Kalf, 2002; Brönmark et Hansson, 2005). Obecně je více než 50 % celkové světelné energie absorbováno v prvním metru vodního sloupce. Hloubka, do které může světlo proniknout je především určena množstvím rozpuštěných a suspendovaných látek (Brönmark et Hansson, 2005).

Barva vody v jezeře nebo rybníku je převážně odvozena od organického materiálu, kterým mohou být zbytky odumřelých rostlin a živočichů v různém stádiu rozkladu (Brönmark et Hansson, 2005). Opticky aktivní část DOM se nazývá barevné rozpuštěné organické látky (CDOM, z angl. colored nebo chromophoric dissolved organic matter). Tyto látky absorbují energii z ultrafialového záření (UV) a viditelné záření (VIS) (Brezonik et Arnold, 2011; Helms et al., 2008; Mostofa et al., 2013; Osburn et Morris, 2003; Sulzberger et Durisch-Kaiser, 2009) a jsou zodpovědné za barvu vody, průhlednost vody a průnik světla do vodního sloupce (Zepp, 2003). Část těchto barevných látek, které po absorpci záření emitují fluorescenční fotony, se označují jako fluorescenční DOM (FDOM, z. angl fluorescent dissolved organic matter) (Obr. 1) (Stedmon et Cory, 2014).



Obr. 1. Schéma překrytí mezi rozpuštěnými organickými látkami (DOM), barevnými rozpuštěnými organickými látkami (CDOM) a fluorescenčními rozpuštěnými organickými látkami (FDOM) (převzato z Stedmon et Cory, 2014).

3.4.2. Vliv DOM na fotosyntézu

Absorpcí fotosynteticky aktivního záření (PAR, z angl. photosynthetically available radiation) je snížena eufotická vrstva a tím i ovlivněna fotosyntéza (Brezonik et Arnold, 2011; Osburn et Morris, 2003). Zároveň CDOM absorbuje UV záření, čímž chrání mikroorganismy před poškozením způsobeným jeho škodlivým vlivem (Osburn et Morris, 2003; Zepp, 2003). Ve vodních ekosystémech s nízkou koncentrací CDOM, je expozice UV záření limitujícím faktorem, protože UV-B záření inhibuje aktivitu bakterií a poškozuje DNA planktonu (Jeffrey et al., 1996) a především záření UV-A inhibuje fotosyntézu fytoplanktonu v horním metru vodního sloupce (Sommaruga, 2001; Steinberg, 2003).

3.4.3. Vliv DOM na pH

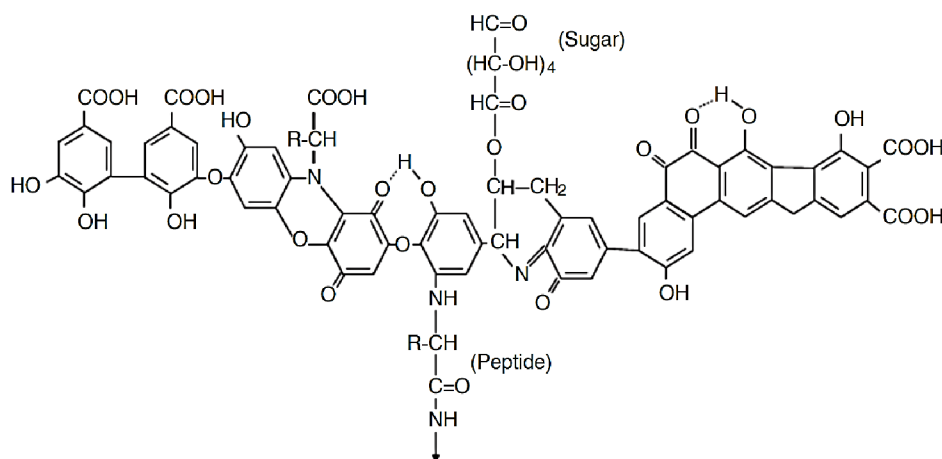
Huminové látky ovlivňují pH a alkalitu a mohou sloužit jako pufr pH (Brezonik et Arnold, 2011). DOM se dají rozdělit na hydrofilní a hydrofobní frakci. Peptidy a sacharidy jsou hydrofilní frakcí (Brezonik et Arnold, 2011). Největší část CDOM je tvořena hydrofobními barevnými organickými látkami označovanými jako huminové látky. Huminové látky jsou chemicky komplexní a málo charakterizované směsi, vyznačující se zvýšeným obsahem fenolových, karboxylových (Zepp, 2003), karbonylových a hydroxylových skupin (Brezonik et Arnold, 2011; Osburn et Morris, 2003; Thurman, 1985; Zepp, 2003). Huminové látky se dělí podle rozpustnosti v kyselém a alkalickém prostředí na huminové kyseliny, fulvokyseliny a humin. Základní strukturální jednotkou huminových kyselin i fulvokyselin jsou polycyklické aromatické sloučeniny s bočními alifatickými řetězci s hydrofilními skupinami vázanými jak v jádru, tak i v postranním řetězci (Pitter, 1999). Fulvokyseliny mají menší relativní molekulovou hmotnost, vyšší obsah kyslíku v molekule, vyšší obsah karbonylových skupin a méně aromatických struktur na rozdíl od huminových kyselin (Tab. 1, Obr. 2) (Aiken et al., 1985; Hudson et al., 2007; Schnitzer, 1978; Snoeyink et Jenkins, 1980).

Tab. 1. Společné vlastnosti huminových kyselin a fulvokyselin (Aiken et al., 1985; Schnitzer, 1978; Snoeyink et Jenkins, 1980)

Vlastnosti	Huminové kyseliny	Fulvokyseliny
Elementární složení (v % váhy)		
Uhlík	50 – 60	40 – 50
Vodík	4 – 6	4 – 6
Kyslík	30 – 35	44 – 50
Dusík	2 – 4	< 1 – 3
Síra	1 – 2	0 – 2
Rozpustnost v silných kyselinách	Nerozpustné	Rozpustné
Zdánlivý rozsah molekulové hmotnosti (jednotky atomové hmotnosti, Da)	několik 100 až několik milionů	180–10 000
Distribuce funkční skupiny (% kyslíku uvedená ve funkčních skupinách)		
Karboxyl (–COOH)	14 – 45	58 – 65
Fenol (–Ph)	10 – 38	9 – 19
Alkohol (–R–OH)	13 – 15	11 – 16
Karbonyl (–C=O)	4 – 23	4 – 11
Methoxyl (–O–CH ₃)	1 – 5	1 – 2

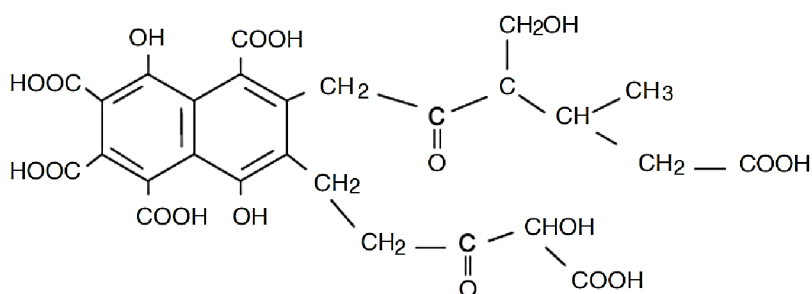
Theoretical humic acid

Stevenson, (1982) cited in Aitken et al., (1985)



Theoretical fulvic acid

Buffle, (1977) cited in Aitken et al., (1985)



Obr. 2. Teoretická struktura huminových kyselin a fulvokyselin (Aiken et al., 1985; Hudson et al., 2007)

3.4.5. Komplexy DOM s kovy

Různé funkční skupiny v molekulové struktuře DOM mohou tvořit komplexy s ionty kovů jako je železo, měď, rtuť a zinek. Tyto komplexy ovlivňují biologickou dostupnost, toxicitu a osud kovových iontů ve vodě (Kopáček et al., 2003; Porcal et al., 2009a; Zepp, 2003). DOM je důležitým transportním prvkem pro biogeochemické cykly kovů (Brezonik et Arnold, 2011).

3.4.6. DOM a koloběh živin

Huminové látky tvoří asi 30–50 % DOC ve většině přírodních vod, kromě velmi barevných vod, kde mohou tvořit 50–90 % DOC (Hummel, 1997). Steinberg (2003) uvádí, že huminové látky tvoří 60–80 % celkového DOC. Huminové látky obsahují přibližně 50 % hmotnostních uhlíku, 4–5 % vodíku, 35–40 % kyslíku a 1–2 % dusíku a méně než 1 % síry a fosforu (Tab. 1) (Thurman, 1985). Organicky vázané živiny, zvané rozpuštěný organický dusík (DON, z angl. dissolved organic nitrogen) a rozpuštěný organický fosfor (DOP, z angl. dissolved organic phosphorus) jsou uvolňovány během fotochemického rozkladu organických sloučenin

a biologického rozkladu mikroorganismy (Vähätalo et Järvinen, 2007) a mohou podporovat novou primární a sekundární produkci ve vodách (Mostofa et al., 2013).

Rozpuštěný organický dusík (DON) je potenciálním zdrojem dusíku pro růst fytoplanktonu a bakterií (Granéli et al., 1999). DON je produkován vylučováním organismů a rozkladem detritu (Lampert et Sommer, 2007) a může vytvořit 50 % celkového rozpuštěného dusíku. Více než polovina DON je ve formě polypeptidů a komplexních organických sloučenin a méně než jedna třetina se vyskytuje jako volný aminodusík (Wetzel, 2001).

Rozpuštěný organický fosfor (DOP) může být zdrojem fosforu pro fytoplankton (Ruttenberg et Dyhrman, 2012). DOP představuje hlavní rezervoár rozpuštěného fosforu v povrchových vodách, v oligotrofních systémech obsahuje přes 75 % celkového rozpuštěného fosforu (Jackson et Williams, 1985; Ruttenberg et Dyhrman, 2012). DOP zahrnuje produkty rozkladu mikrobiálních buněk jako cukerné fosfáty, fosfoproteiny, fosfolipidy a fosfonukleotidy (Brezonik et Arnold, 2011).

3.4.7. Fotochemické reakce DOM

Barevné organické látky absorbují sluneční záření, čímž dochází k jejich fotochemickému rozkladu. Fotochemické reakce vedoucí ke změnám DOM jsou pozorovatelné jako pokles absorbance, tzv. photobleaching. Tento pokles je viditelný i pouhým okem jako ztráta barvy (Osburn et Morris, 2003; Steinberg, 2003; Sulzberger et Durisch-Kaiser, 2009) a je doprovázený poklesem molekulové hmotnosti DOM (Brinkmann et al., 2003a), poklesem koncentrace DOC (Gao et Zepp, 1998) a rozštěpením aromatických jader (Steinberg, 2003). Rychlost tzv. photobleachingu závisí na různých faktorech jako je intenzita slunečního záření (Gao et Zepp, 1998; Vecchio et Blough, 2002), salinita a přítomnost železa (Gao et Zepp, 1998; Minor et al., 2006), pH (Brinkmann et al., 2003b), doba zdržení vody a rozsah stratifikace (Vecchio et Blough, 2002). Ztráta absorbance při fotochemickém rozkladu DOM je obvykle vyšší při delších vlnových délkách slunečního záření (Helms et al., 2008; Moran et al., 2000; Vecchio et Blough, 2002).

Obecně lze říci, že fotochemickým rozkladem dochází ke snížení molekulové váhy DOM (Brinkmann et al., 2003a), tedy vzniku nízkomolekulárních organických sloučenin jako jsou aldehydy a karboxylové kyseliny (Moran et Zepp, 1997), kyselina octová, mravenčí, malonová a šťavelová (Bertilsson et Tranvik, 2000), a anorganických sloučenin jako je rozpuštěný anorganický uhlík (DIC, z angl. dissolved inorganic carbon) a oxidy uhlíku (CO, CO₂) (Gao et

Zepp, 1998). Fotochemickým rozkladem dochází i k uvolnění důležitých živin jako je dusík a fosfor, které byly komplexovány s huminovými látkami (Moran and Zepp, 1997).

Až 90 % DOM v jezerech je těžko dostupných pro mikroorganismy a fotochemickým rozkladem vznikají nízkomolekulární organické látky, které jsou lépe dostupné pro bakterie a následně i další organismy (Brönmark et Hansson, 2005; Vähätalo et al., 1999; Wetzel et al., 1995).

3.4.8. Mikrobiální rozklad DOM

DOM je důležitým potenciálním zdrojem energie pro mikroorganismy (Steinberg, 2003). Jedním z nejdůležitějších faktorů ovlivňujících mikrobiální dostupnost je velikost molekul, často vyjadřovaná jako molekulová hmotnost (Steinberg, 2003). Pouze asi 10 % DOM je využitelných přímo jako zdroj pro bakterie (Brönmark et Hansson, 2005; Münster et Chróst, 1990). Většinou se jedná o jednoduché organické látky, jako jsou sacharidy, proteiny, peptidy, aminokyseliny a jednoduché organické kyseliny, kterých je ve vodě málo právě díky jejich rychlému využití (Riemann et Søndergaard, 1986; Wetzel, 2001). Autochtonní DOM s vysokou molekulovou hmotností produkované fytoplanktonem jsou rozloženy mikroorganismy v rámci dní (Steinberg, 2003), protože obsahují více N a mají nižší poměr C:N (12:1) (McKnight et al., 1997; Mostofa et al., 2013; Wetzel, 2001). Alochtonní huminové látky obsahují více aromatických struktur (Schwede-Thomas et al., 2005) a mají relativně málo N, čímž se zvyšuje poměr C:N (50:1) (Mostofa et al., 2013; Wetzel, 2001) a tyto látky jsou špatně dostupné pro mikrobiální rozklad (Riemann et Søndergaard, 1986; Steinberg, 2003; Wetzel, 2001).

3.5. Optické metody charakterizující DOM

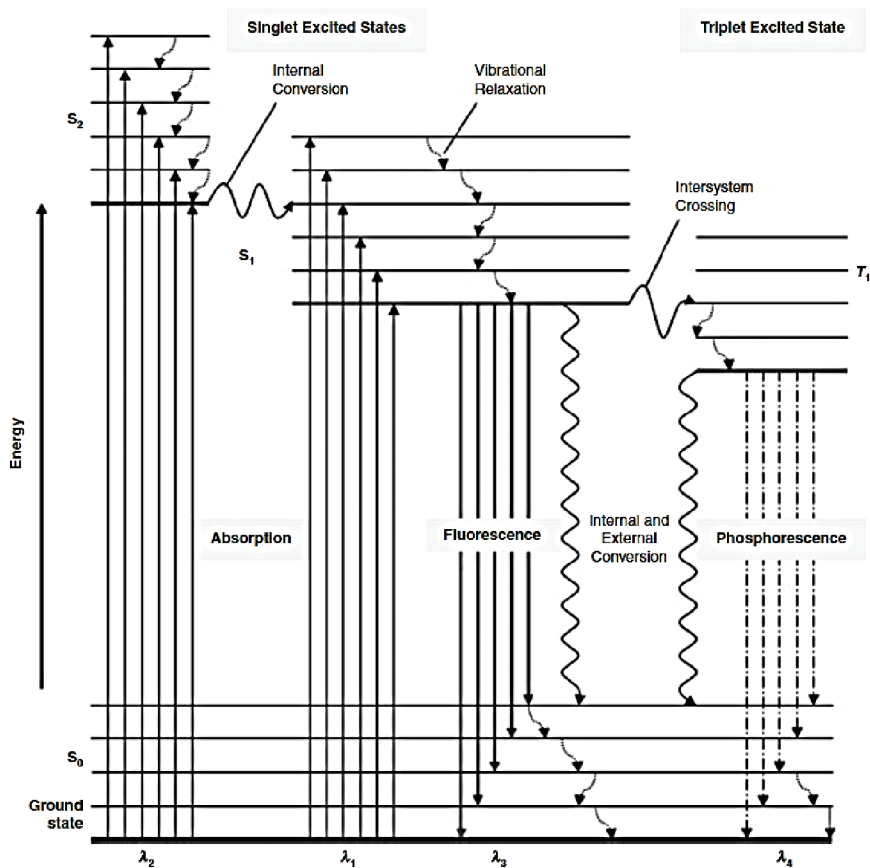
Navzdory významu DOM ve vodním ekosystému, je stále obtížné porozumět komplexně obecným strukturám DOM a jejich přeměnám (Brezonik et Arnold, 2011; Hansen et al., 2016; Minor et al., 2014). Důvodem je extrémní heterogenita struktur organických látek a molekulových hmotností, které komplikují izolaci a analytické přístupy (Hertkorn et al., 2008). Nynější přístupy k charakteristice chemických struktur používají optické vlastnosti rozpuštěných organických látek, jako je absorpance a fluorescence (Fellman et al., 2010; Hansen et al., 2016; Minor et al., 2014; Zhang et al., 2011b). Výhody těchto spektroskopických technik jsou rychlost, přesnost a relativně nízké náklady metod (Fellman et al., 2010).

Světlo vykazuje vlastnosti vln i částic a poskytuje energii pro chemické a fyzikální reakce. Vlnová teorie může být použita k popsání šíření světla skrz různá media (např. rozhraní vzduch-voda), kde v opticky rozdílných prostředích dochází k lomu nebo odrazu světla v závislosti na podmínkách (Osburn et Morris, 2003). Předávání energie světlem lépe popisuje částicová představa světla. Energie fotonu E , kvantum světla, se počítá s použitím Planckova vztahu, kde energie fotonů je nepřímou úměrná jejich vlnové délce:

$$E = h \times \nu = (h \times c) / \lambda \quad (3.1)$$

kde h je Planckova univerzální konstanta ($6,63 \cdot 10^{-34} \text{ J s}^{-1}$), ν je frekvence a c je rychlost světla ($3 \cdot 10^8 \text{ m s}^{-1}$) (Kalff, 2002).

Absorbance vyjadřuje intenzitu absorbování fotonů, kdy elektronový obal opticky aktivní látky získá energii, a elektrony se ze základního stavu dostanou do tzv. excitovaného stavu. Jedna molekula může absorbovat pouze jeden foton (Zepp, 2003). Elektrony v excitovaném stavu mají nadbytek energie a dochází k jejímu uvolnění a navrácení do základního stavu. K uvolnění energie dochází vnitřní přeměnou, přechodem energie uvnitř systému, případně vyzářením energie ze systému fluorescencí nebo fosforescencí (Obr. 3). Může také docházet k přesunu excitovaného elektronu do molekuly receptoru, která se stává excitovanou a podléhá dalším chemickým reakcím (Osburn et Morris, 2003).



Obr. 3. Schématický diagram ukazující princip deaktivčních procesů excitačního stavu (Reynolds, 2014; Senesi, 1990)

3.5.1. Absorbance – princip a využití pro charakteristiku DOM

UV-VIS absorpční spektroskopie měří zeslabení paprsku světla po průchodu vzorkem (Matilainen et al., 2011). Absorbance se počítá jako dekadický logaritmus intenzity světla dopadajícího na vzorek I_0 a světla transmittovaného systémem I :

$$A = \log \frac{I_0}{I} \quad (3.2)$$

Absorbance CDOM ve vodním roztoku je přímo úměrná koncentraci DOM podle Lambert-Beerova zákona, kde platí vztah:

$$A = \varepsilon \times l \times c \quad (3.3)$$

kde A je absorbance, ε je molární absorpční koeficient ($\text{mol}^{-1} \text{ l m}^{-1}$), l je délka absorpční vrstvy (m) a c je molární koncentrace (mol l^{-1}) (Brezonik et Arnold, 2011; Matilainen et al., 2011; Reynolds, 2014).

Absorpční koeficient je určený podle následující rovnice:

$$a_{\lambda} = 2,303 \times A_{\lambda}/l \quad (3.4)$$

kde a_{λ} je absorpční koeficient (m^{-1}) při dané vlnové délce (λ), A_{λ} je absorbance při stejné vlnové délce (λ) a l je tloušťka vrstvy vody v kyvetě (m) (Helms et al., 2008; Zepp, 2003).

CDOM v přírodních vodách absorbuje maximálně v modré oblasti spektra (430–500 nm) a absorpce klesá s rostoucí vlnovou délkou (Brezonik and Arnold, 2011; Gao and Zepp, 1998; Minor et al., 2014; Vecchio and Blough, 2002; Zepp, 2003). CDOM spektra jsou popsána exponenciální funkcí a jejich sklon se získá proložením exponenciální křivky daným intervalem vlnových délek podle rovnice (Hargreaves, 2003; Helms et al., 2008; Twardowski et al., 2004):

$$a_{\lambda} = a_{\lambda_{\text{ref}}} \times e^{-S(\lambda - \lambda_{\text{ref}})} \quad (3.5)$$

kde a_{λ} je absorpční koeficient (m^{-1}), $a_{\lambda_{\text{ref}}}$ je absorpční koeficient při referenční vlnové délce a S je sklon spektrální křivky (nm^{-1}). Nejčastěji používané jsou sklony spektrálních křivek pro intervaly 300–700 nm ($S_{300-700}$), 350–400 nm ($S_{350-400}$) a 275–295 nm ($S_{275-295}$).

Sklon spektrální křivky souvisí s relativní molekulovou hmotností a obsahem aromatických struktur v DOM (Chin et al., 1994), kde nižší hodnoty udávají vyšší molekulovou hmotnost DOM (Hansen et al., 2016). $S_{275-295}$ je citlivý na molekulovou hmotnost a zdroj DOM, kdy DOM s vyšší molekulovou hmotností má nižší hodnoty $S_{275-295}$ a naznačují terestrický původ CDOM, zatímco vyšší $S_{275-295}$ naznačuje menší molekulovou hmotnost CDOM a je obvykle spojený s fotochemickým rozkladem (Fichot et Benner, 2012; Helms et al., 2008).

Poměr spektrálních sklonů S_R je poměr sklonů spektrálních křivek $S_{275-295}$ a $S_{350-400}$ a mění se s molekulovou hmotností (Helms et al., 2008). Poměr spektrálních křivek S_R je používán jako indikátor mikrobiálních aktivit a zdroje CDOM. Hodnoty S_R vyšší než 1 v přírodních vodách se používají jako indikátor DOM, které vznikly při primární produkci rostlin a řas (Hansen et al., 2016).

Specifická absorbance je definovaná jako absorbance daného vzorku při specifické vlnové délce dělená koncentrací DOC ve vzorku (Matilainen et al., 2011). Specifická absorbance při 254 nm ($SUVA_{254}$) je užitečný indikátor aromatických struktur v DOM (Weishaar et al., 2003) a udává molekulovou váhu (Chowdhury, 2013).

Obsah aromatických struktur se počítá podle rovnice (Weishaar et al., 2003):

$$\%arom = 6,52 \times SUVA_{254} + 3,63 \quad (3.6)$$

Specifická absorbance při 350 nm ($SUVA_{350}$) se používá jako indikátor ligninu, což je biopolymer unikátní pro terestrické rostliny. $SUVA_{350}$ a používá se pro trasování toku organických látek z terestrického ekosystému do vodního, tedy jako indikátor alochtonního zdroje DOM (Del Vecchio et Blough, 2004; Hernes et Benner, 2003; Spencer et al., 2009; Stedmon et Cory, 2014).

Optický indikátor potenciálních klimatických změn (CFOI, z angl. Climate Forcing Optical Index) byl vypočítán jako poměr absorpčního koeficientu při 320 nm a koncentrace DOC (a_{320}/DOC) dělený sklonem $S_{275-295}$ a vyjádřený v $nm \cdot m^2 (g \cdot C)^{-1}$ (Williamson et al., 2014). Tento index odvozený z indikátorů fotochemického rozkladu ($S_{275-295}$) (Helms et al., 2008) a alochtonního zdroje DOM (a_{320}/DOC) umožňuje hodnocení vlivu slunečního záření vyvolávajícího fotochemický rozklad na DOM terestrického původu. Nízké hodnoty CFOI naznačují vysoké vystavení slunečnímu záření a nízké vstupy alochtonního DOM, zatímco vysoké hodnoty naznačují nízké vystavení slunečnímu záření a vysoký vstup alochtonních látek (Williamson et al., 2014)

3.5.2. Fluorescence – princip a využití pro charakteristiku DOM

Fluorescence je spektrochemická metoda, při které se molekuly analytu excitují ozařováním při určité vlnové délce a emitované záření se měří při jiné vlnové délce (Matilainen et al., 2011). Vlnová délka při které nastává excitace a emise je pro molekuly specifická (Hudson et al., 2007). Ve vodním ekosystému se nachází komplexní mix heterogenních sloučenin, které obsahují několik fluorescenčních frakcí DOM jako jsou huminové látky a aminokyseliny (Stedmon et al., 2003). Fluorescence poskytuje informace o zdroji, redoxním stavu a biologické reaktivitě DOM (Fellman et al., 2010).

Fluorescenční excitačně-emisní matice (EEM) vizualizuje řadu různých fluoroforů (Matilainen et al., 2011). EEM vzniká jako 3D mapa optického prostoru, kdy excitace, emise a intenzita fluorescence jsou skenovány synchronně v rozsahu vlnových délek a jsou vyneseny do jednoho grafu (Hudson et al., 2007). Při interpretaci EEM je DOM tříděn do 5 různých frakcí (Coble, 1996) (Tab. 2): aromatické proteiny jako tyrosin (pík B) a tryptofan (pík T); sloučeniny odpovídající fulvokyselinám (pík A) a huminovým kyselinám (pík C); a látky mikrobiálního původu (pík M) (Chen et al., 2003; Coble, 1996). Pík M se často označuje jako mořský

humínový pík (Coble, 1996; Coble et al., 1998), protože byl nalezen v moři, ale pozdější výzkumy ukázaly, že se jedná o produkty mikrobiálního rozkladu alochtonního DOM (Cory and McKnight, 2005; Stedmon et al., 2003).

Tab. 2. Frakce DOM, jejich excitační a emisní maxima a označení podle Coble (1996)

Frakce DOM	$E_{x_{max}}$ (nm)	$E_{m_{max}}$ (nm)	Označení
Huminové kyseliny	330 – 350	420 – 480	C
Fulvokyseliny	250 – 260	380 – 480	A
Mořské huminové látky nebo mikrobiální	310 – 320	380 – 420	M
Tryptofan	270 – 280	320 – 350	T
Tyrosin	270 – 280	300 – 320	B

Pro charakterizaci DOM se používají poměry píků fluorescence. Poměr píků C : T je indikátorem množství huminových (odolných) a čerstvých (labilních) fluorescenčních látek ve vzorku, přičemž vyšší hodnoty indikují vyšší podíl degradovaného materiálu (Baker et al., 2008). Podobný indikátor je poměr píků A : T (Hansen et al., 2016). Poměr píků C : A je indikátorem množství látek podobných huminovým kyselinám a fulvokyselinám (Baker et al., 2008).

Fluorescenční index (FI z angl. fluorescence index) je poměr emisních vlnových délek při 470 nm a 520 nm získaný při excitaci při 370 nm a používá se k rozlišení DOM terestrického původu a mikrobiálního původu (McKnight et al., 2001).

Humifikační index (HIX, z angl. Humification Index) se vypočítá jako plocha pod emisními spektry 435–480 nm dělená plochou píku 300–345 nm + 435–480 nm při excitaci 254 nm a je indikátorem obsahu huminových látek nebo míry humifikace, kde vyšší hodnoty indikují rostoucí stupeň humifikace (Ohno, 2002).

Biologický index (BIX, z angl. Biological Index) je poměr intenzity emise při 380 nm dělený emisí při 430 nm při excitaci 310 nm a je indikátorem nedávno vytvořeného (autotrofního) DOM (Huguet et al., 2009; Wilson et Xenopoulos, 2009).

EEM lze analyzovat pomocí techniky vícerozměrného modelování paralelní faktorové analýzy PARAFAC (Stedmon et al., 2003). Tato třicestná metoda rozkládá fluorescenční popis DOM na jednotlivé složky a poskytuje odhad relativního příspěvku každé složky k celkové fluorescenci DOM (Stedmon et al., 2003). Složky PARAFACu poskytují informace o biogeochemickém složení, původu a biogeochemické roli DOM (Fellman et al., 2010).

4. Metodika

Materiál a data pro disertační práci tvoří dvě části. První část představuje rozsáhlý datový soubor výsledků, které byly shromážděné v letech 2008–2011 v rámci dlouhodobého sledování rybníků společností ENKI, o. p. s., Třeboň v rámci projektu MŽP, SP/2d3/209/07, *Rybníční hospodaření respektující strategii udržitelného rozvoje a podporu biodiverzity a v rámci smluvního výzkumu rybníků pro AOPK ČR a Rybářství Třeboň, a.s.* Výsledky dlouhodobého sledování rybníků byly částečně publikovány (Hesslerová et al., 2012, Pechar, 2015), ale zejména data o rozpuštěném organickém uhlíku a distribuci celkového organického uhlíku nebyla dosud podrobněji analyzována. Zpracování těchto poskytnutých dat, jejich analýza a statistické hodnocení bylo vstupním zadáním disertační práce.

Druhou část materiálů pro tuto disertační práci tvoří moje vlastní výsledky zaměřené na podrobný popis a charakteristiky rozpuštěných organických látek (DOM). Tato část disertační práce proběhla v rámci řešení společného grantového projektu JU v Českých Budějovicích, Biologického centra AV ČR a společnosti ENKI, o. p. s. v letech 2017 až 2019 s označením GAČR GA17-09310S, *Rybníky jako modely pro studium diversity a dynamiky planktonu hypertrofních mělkých jezer*.

4.1. Data 2008–2011, 2020

4.1.1. Lokalita

Chráněná krajinná oblast Třeboňsko se nachází v jižní části České republiky a zaujímá plochu 700 km² v ploché, rovinaté krajině. Od 12. století byla tato mokřadní oblast přeměňována člověkem a bylo zde vytvořeno množství kanálů, umělých vodních toků a rybníků. I přes tento zásah člověka zůstalo v oblasti zachováno mnoho přírodních ekosystémů s mimořádnou rozmanitostí stanovišť. Tato oblast byla v roce 1977 zařazena do světové sítě biosférických rezervací UNESCO v rámci programu Člověk a biosféra. Samostatná chráněná krajinná oblast vznikla až v roce 1979 (Květ et al., 2002). Třeboňsko je také významnou ptačí oblastí v rámci programu Natura 2000. Mezi nejcennější biotopy Třeboňska patří přechodová rašeliniště, která jsou společně s některými rybníky a mokřadními stanovišti vedena jako mokřady mezinárodního významu v rámci Ramsarské úmluvy o mokřadech. Třeboňských rybníků je přibližně 500 a jsou rozděleny mezi několik rybníčních soustav (Hesslerová et al., 2012).

Třeboňská rybníční oblast je nejrozsáhlejší rybníční oblastí v České republice a tvoří ji asi 500 různě velkých rybníků, s celkovou rozlohou asi 7 500 ha, propojených sítí kanálů a vybudovaných vodních toků. Podle lokalizace rybníků a podle jejich hydrologického

propojení, lze rybníky rozdělit do několika soustav (Hesslerová et al., 2012; Hule, 2003; IUCN, 1996). Monitorované rybníky byly vybrány tak, aby pokrývaly celé spektrum typů rybníčních lokalit. Sledované rybníky náleží k šesti odlišným dílčím povodím a rybníčním soustavám (Tab. 3).

Tab. 3. Popis rybníčních soustav, podíl vodní plochy, zemědělské a zalesněné půdy v roce 2000 (Pechar et al., 2003). Počet vzorkovaných rybníků upraven dle let 2010 a 2011.

Rybníční soustava	Počet vzorkovaných rybníků	Celková plocha povodí (ha)	Vodní plocha (%)	Zalesněná půda (%)	Zemědělská půda (%)	Pastviny (%)
Třeboň	6	7279	7	32	46	7
Chlum-Lutová	9	7960	10	51	23	11
Vitmanov	5	1480	13	64	13	6
Lomnice	8	1915	22	9	50	9
Naděje	7	2654	11	41	25	9
Břilice	6	2056	9	18	57	5

Rybníční soustava Třeboň je tvořena rybníky na západ od levého břehu řeky Lužnice a jejího úseku zvaného Stará řeka. Rybníky jsou napájeny přítoky z povodí, jako je např. Spolský potok, Opatovická stoka a Prostřední stoka a odtékají do Zlaté stoky. Součástí této soustavy je největší rybník Rožmberk s rozlohou 489 ha. Dalšími rybníky jsou Svět, Opatovický, Ruda, Spolský, Cirkvičný a Stavidlo Ovčín.

Rybníční soustava Chlum-Lutová je tvořena rybníky na pravé straně Lužnice, jako jsou rybníky Staré jezero, Starý Hospodář, Podsedek, Purkrabský, Točnick, Staňkovský, Velká Černá, Zájezek a Vizír. Hlavním propojením rybníků je Koštěnický potok a Křížová stoka.

Rybníční soustava Vitmanov je napájena z Nové řeky a vypouštěna do Staré řeky nebo do rybníka Rožmberk. Mezi rybníky této soustavy patří Starý Spálený, Vyšehrad, Ženich, Nový Vdovec, Starý Vdovec.

Lomnická rybníční soustava je napájena Zlatou stokou a také přítoky z povodí přes rybník Dvořiště. Součástí jsou rybníky Velký a Malý Tisý, Velký a Malý Dubovec, Koclířov I a II.

Nadějská rybníční soustava je na pravém břehu řeky Lužnice a je tvořena rybníky Rod, Naděje, Víra, Láska, Klec, Potěšil a Dobrá Vůle. Hlavním propojením těchto rybníků je stoka Potěšilka.

Břilická rybníční soustava je napájena drobnými vodotečemi z povodí a odtéká do Káňovského potoka. Je tvořena rybníky Verfle, Starý u Břilic, Břilický, Káňov, Stružky a Nový u Dunajovic.

Jednotlivé rybníční soustavy se liší povodím a hospodařením v povodí (Tab. 3). Většina rybníků je určena k produkci ryb, ale některé jsou obhospodařovány méně intenzivně z důvodu ochrany jako přírodní rezervace, např. rybník Rod.

4.1.2. Odběr vzorků

Vzorky vody byly odebírány ze 41 rybníků z 6 rybníčních soustav na Třeboňsku v letech 2010 a 2011 3x za sezónu (přelom duben – květen, červen – červenec a srpen – září). Stejně schéma odběrů a lokalit bylo použito pro srovnávací monitoring v roce 2020. V rámci podrobného sledování sezónní dynamiky chemismu vody a planktonu rybníků byly odebírány vzorky z 5 rybníků v letech 2008 – 2011 ve čtrnáctidenních intervalech od dubna do října. Čtyři rybníky byly součástí Nadějské rybníční soustavy (Rod, Dobrá Vůle, Klec, Potěšil) a rybník Služebný z Lomnické soustavy.

Pro podrobné sledování sezónní dynamiky v letech 2008 – 2011 byly vzorky odebírány z několika míst v prostřední části rybníka z vrchní vrstvy vodního slupce pomocí van Dornova odběráku (1 m dlouhý, 6 cm průměr). Směsný vzorek (5 l) byl filtrován přes síto s velikostí ok 200 μm do plastové lahve a transportován do laboratoře v chladícím boxu během 2 hodin od odběru. Vzorky v rámci synoptických odběrů 2010 – 2011 a 2020 byly odebírány z hráze, poblíž nejhlubšího místa planktonní sondou (1 m dlouhá, průměr 3,5 cm).

4.1.3. Fyzikálně chemické analýzy

Průhlednost byla měřena v terénu pomocí Secchiho desky v nejhlubší části rybníka.

Vodivost byla měřena jako elektrický odpor na přístroji WTW Multi 340i a Hach HQ40.

Koncentrace celkového fosforu (TP) a celkového dusíku (TN) byly stanoveny spektrofotometricky použitím průtokové injekční analýzy, FIAstar 5000 Analyser (Foss-Tecator) po mineralizaci s persulfátem a kyselinou boritou při teplotě 150 °C ve vzorcích filtrovaných přes síto 200 μm (Valderrama, 1981).

Koncentrace rozpuštěného organického dusíku (DON) byla stanovena ve vzorcích filtrovaných přes filtr GF/C (1,2 μm , Whatman) a vypočtena odečtením anorganických forem ($\text{NH}_4\text{-N}$ a $\text{NO}_3\text{-N}$) od rozpuštěného dusíku (DN). Koncentrace amoniakálního dusíku ($\text{NH}_4\text{-N}$) byla stanovena metodou plynové difúze. Působením hydroxidu sodného vznikl plyný amoniak, který poté reagoval se směsí acidobazických indikátorů. Výsledná změna zabarvení směsi byla měřena fotometricky (Karlberg et Twengstrom, 1983). Koncentrace dusitanového dusíku

(NO₂-N) se stanovila reakcí dusitanu se sulfanilamidem a N-(1-naftyl)-ethylendiaminem. Vzniklé purpurové azobarvivo bylo měřeno fotometricky při 540 nm. Koncentrace dusičnanového dusíku (NO₃-N) byla stanovena jako dusitany po redukci na Cd sloupci.

Koncentrace rozpuštěného organického fosforu (DOP) se vypočítala jako rozdíl mezi rozpuštěným fosforem a rozpuštěným reaktivním fosforem (DRP, Dissolved reactive phosphorus). Koncentrace rozpuštěného reaktivního fosforu se stanovila reakcí s molybdenanem. Vzniklá kyselina fosfomolybdenová byla redukována na fosfomolybdenovou modř chloridem cínatým v prostředí kyseliny sírové. Modré zbarvení bylo měřeno spektrofotometricky při 720 nm (Parsons et al., 1984).

Koncentrace celkového organického uhlíku (TOC, z angl. Total organic carbon) a celkového anorganického uhlíku (TIC, Total inorganic carbon) byla měřena pomocí analyzátoru TOC Analyzer FormacsHT (Skalar, The Netherlands). Celkový uhlík (TC, z angl. Total carbon) byl převeden na oxid uhličitý (CO₂) při teplotě 950 °C při katalytickém (Co) oxidačním spalování. Oxid uhličitý byl pak měřen nedisperzním infračerveným detektorem (NDIR, z angl. Non-dispersive infrared detector). Celkový anorganický uhlík (TIC) byl stanoven vstříknutím vzorku do reaktoru obsahujícího kyselinu přeměňující anorganický uhlík na oxid uhličitý. Celkový organický uhlík (TOC) je automaticky vypočítán jako rozdíl mezi TC a TIC ve vzorcích filtrovaných přes síto 200 µm.

Rozpuštěný organický uhlík (DOC, z angl. dissolved organic carbon) byl stanoven také jako rozdíl TC a TIC u vzorků filtrovaných přes GF/C filtr. Rozdíl mezi TOC a DOC tvoří partikulovaný organický uhlík (POC, z angl. particulated organic carbon).

Chlorofyl *a* (Chl-*a*) byl stanoven spektrofotometricky pomocí přístroje Helios alpha při 664 nm po extrakci vzorku nashromážděného na filtru GF/C směsí 90% acetonu a metanolu v poměru 5:1 (Pechar, 1987).

Tyto analýzy standardně prováděla laboratoř ENKI, o. p. s., Třeboň, akreditovaná Českým, institutem pro akreditaci, pod číslem L1612 a v souladu s normou ČSN EN ISO/IEC 17 025:2018. Pro zpracování disertační práce byla využita jen část poskytnutých údajů.

Kationty Ca²⁺, Mg²⁺ byly stanoveny metodou atomové absorpční spektrometrie na přístroji Varian SpectrAA-640 v laboratoři Zemědělské fakulty JU v Českých Budějovicích.

4.1.4. Statistické hodnocení

Kruskal-Wallisův test (K-W test) s hladinou významnosti $p < 0,05$ a následný Dunnův post hoc test byl použit pro srovnání fyzikálně chemických parametrů mezi soustavami, rybníky v soustavách a pro srovnání mezi sezónami ($p < 0,05$). Tyto testy byly provedeny v programu RStudio.

Pearsonova korelace z programu Excel byla použita pro stanovení významných vztahů s hladinou významnosti $p < 0,05$ mezi DOC, vodivostí a ostatními chemickými parametry. Jako velmi významné vztahy byly označeny korelace s $r > 0,5$ a hladinou významnosti $p < 0,001$.

4.2. Data 2017 a 2018

4.2.1. Lokality

Vzorky vody byly odebrány z 10 rybníků lokalizovaných ve dvou oblastech v jižních Čechách. Rybníky byly mělké s průměrnou hloubkou 2,4 m a plochou 2 až 228 ha. Sedm rybníků se nacházelo západně od Českých Budějovic. Největším rybníkem byl Dehtář, který je desátým největším rybníkem v České republice. Jeho plocha je 2,28 km² maximální hloubka je 5,5 m (Rutegwa et al., 2019). Tento polointenzivní hypertrofní rybník je součástí Natury 2000 jako Ptačí oblast. Nejbližším rybníkem je Posměch. Mezi dalšími zkoumanými rybníky Budějovické oblasti byly rybníky Roubíček, Beranov, Kvítkovický, Podvrážský a Zběhov.

Další tři rybníky (Rod, Klec a Potěšil) se nacházely asi 15 km severně od Třeboně. Tyto rybníky jsou součástí Nadějské rybníční soustavy, která již byla popsána.

4.2.2. Odběr vzorků

Vzorky vody byly odebírány ze všech deseti rybníků od dubna do srpna dvakrát až čtyřikrát v roce 2017. V roce 2018 byly vzorky vody odebírány ze 4 vybraných rybníků (Rod, Klec, Dehtář a Kvítkovický) měsíčně od dubna do září.

Vodní vzorky z povrchové vrstvy byly odebrány van Dornovým odběrákem a plněny do vymyté 50 l plastové nádoby. Z tohoto směšného vzorku bylo odebráno několik dílčích vzorků pro analýzy zooplanktonu, fytoplanktonu, mikrobiálního společenstva a chemické analýzy. Fyzikálně chemická měření a analýzy sloučenin a forem dusíku a fosforu byly měřeny v laboratoři ENKI o. p. s., stejně jako stanovení chlorofylu-*a* (viz kapitola 4.1.3). Část vody pro chemické analýzy byla přefiltrována přes síto 200 μm , přelita do 3 l polyethylenové lahve a skladovaná v chladicím boxu během transportu do laboratoře.

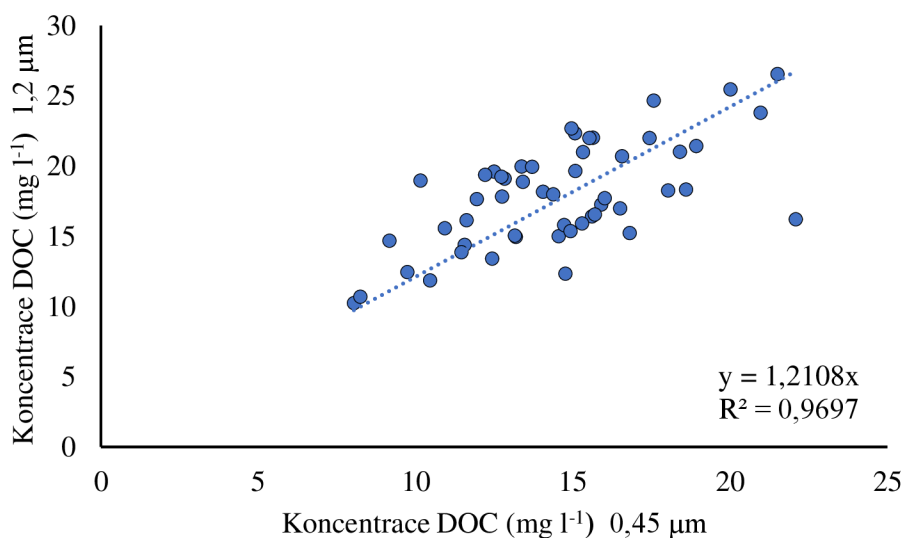
V laboratoři byly vzorky přefiltrovány přes skleněný filtr 0,45 μm (MN GF-5, Macherey-Nagel) a převedeny do čistých polyethylenových lahví o objemu 50 ml. Tyto vzorky byly skladovány v lednici mezi analýzami.

4.2.3. Stanovení DOC, Ca a Mg

Průhlednost, vodivost, koncentrace Chl-*a*, TOC, DOC, TN a TP byly měřené stejně jako v letech 2008–2011, v terénu a v laboratoři Enki, o. p. s.

Koncentrace DOC byla měřena pomocí analyzátoru TOC 5000A (Shimadzu, Japan) po okyselení a probublání ve vzorcích přefiltrovaných přes filtr 0,45 μm . Tento analyzátor byl kalibrován pomocí hydrogenphthalanu draselného v koncentračním rozsahu 0,5–20 mg C l^{-1} .

Koncentrace DOC naměřené ve vzorcích přefiltrovaných přes filtr 0,45 μm byly porovnány s koncentracemi DOC naměřenými v laboratoři Enki, o.p.s. ve vzorcích přefiltrovaných přes filtr GF/C (1,2 μm) (Obr. 4). Koncentrace DOC ve vzorcích přefiltrovaných přes filtr GF/C (1,2 μm) vykazovaly asi o 20 % vyšší hodnoty, což ukazuje na přítomnost větších objektů DOM, tj. koloidních částic, případně jemného detritu nebo i bakterií. Statisticky významná korelace potvrzuje předpoklad, že hodnoty DOC ve frakci menší než 1,2 μm spolehlivě dokumentují změny především skutečně rozpuštěné frakce DOC menší 0,45 μm .



Obr. 4. Porovnání koncentrací DOC měřených po filtraci přes GF/C (1,2 μm) filtr a 0,45 μm filtr.

Koncentrace Ca^{2+} a Mg^{2+} byla stanovena na hmotnostním spektrometru s indukčně vázaným plazmatem ICP-MS (ICP-QQQ, Agilent Technologies, Tokyo, Japan) ve vzorcích přefiltrovaných přes filtr 0,45 μm . Jednoprvkový standard Ca^{2+} , Mg^{2+} (Merck CertiPUR,

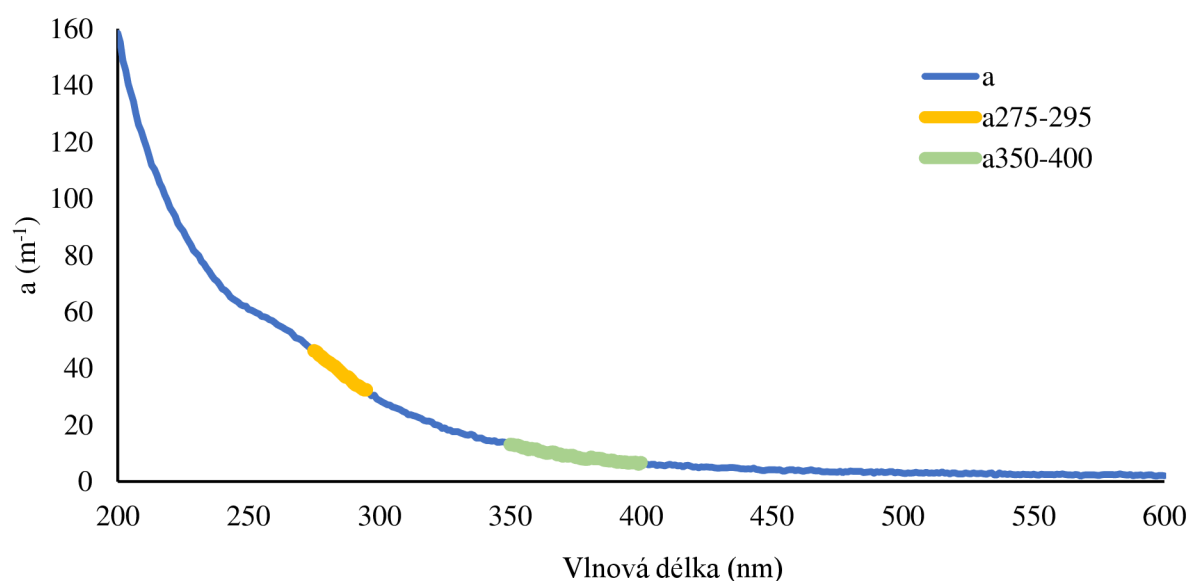
Darmstadt, Germany) o koncentraci 1000 mg l^{-1} byl použit pro kalibraci v rozsahu $0,5 - 5 \text{ mg l}^{-1}$. Mg^{2+} byl měřen v NoGas modu a Ca^{2+} byl měřen v modu vysokoenergetického Helia (HEHe).

4.2.4. Optické metody pro charakteristiku DOM

4.2.4.1. Absorbance

Absorpční spektra mezi $200-800 \text{ nm}$ v 1 nm intervalu byla měřena na spektrofotometru Shimadzu UV-2700 UV-Vis s 5 cm křemennou kyvetou. Jako blank byla použita ultračistá voda. Z absorbance byl vypočítán absorpční koeficient (a) (Helms et al., 2008; Zepp, 2003), specifická absorbance při 254 a 350 nm (SUVA_{254} a SUVA_{350}). Ze SUVA_{254} byl dále vypočítán obsah aromatických struktur DOM (Weishaar et al., 2003) (Tab.4).

Ze spektrálních křivek absorbance byly vypočítány sklony spektrálních křivek $S_{275-295}$ a $S_{350-400}$ a jejich poměr S_R (Helms et al., 2008) (Tab.4, Obr. 5).



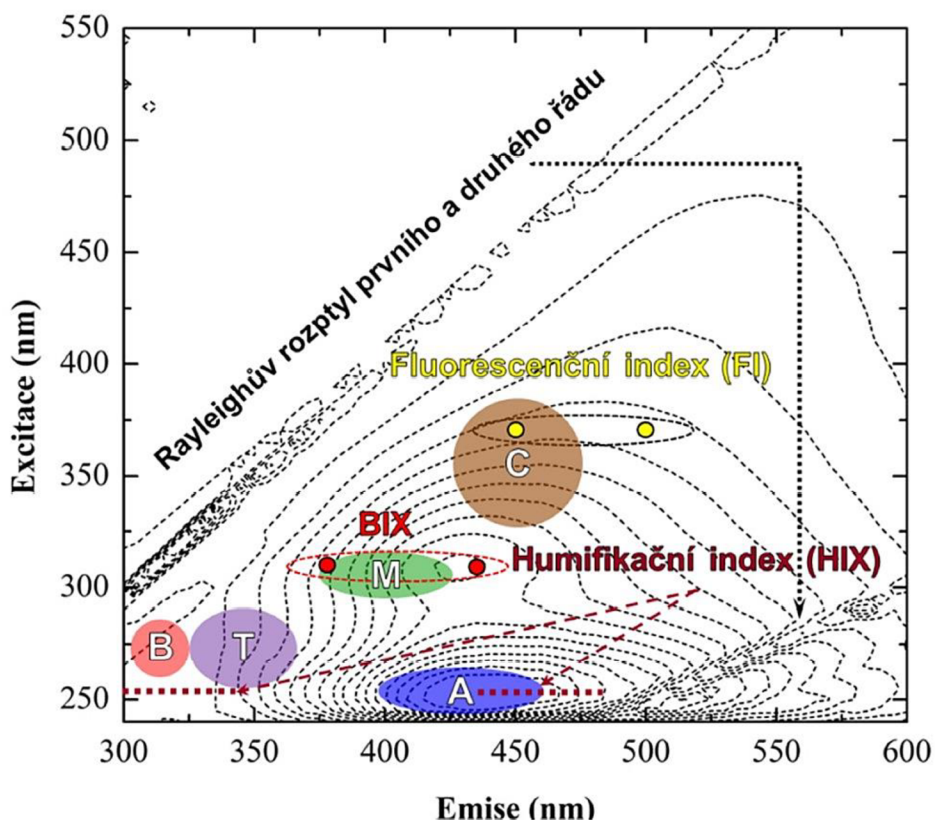
Obr. 5. Absorpční spektrum s vyznačenými úseky, ze kterých se počítají sklony spektrálních křivek ($S_{275-295}$ a $S_{350-400}$).

Tab. 4. Parametry CDOM vypočítané z absorpčních spekter

Absorpční měření	Popis		
	Výpočet	Využití	Odkazy
Absorpční koeficient a_λ	Absorbance při dané vlnové délce (λ) násobená číslem 2,303 a dělená délkou kyvety		(Helms et al., 2008; Zepp, 2003)
Specifická absorbance při 254 nm ($SUVA_{254}$)	Absorpční koeficient při 254 nm dělený koncentrací DOC	Absorbance na jednotku uhlíku. Vyšší čísla jsou spojena s vyšším obsahem aromatických struktur a vyšší molekulovou hmotností	(Chowdhury, 2013; Spencer et al., 2012; Weishaar et al., 2003)
Obsah aromatických struktur (% arom)	Specifická absorbance při 254 nm vynásobená 6,52 + 3,63	Udává procentické zastoupení aromatických struktur v DOM	Weishaar <i>et al.</i> , 2003
Specifická absorbance při 350 nm ($SUVA_{350}$)	Absorpční koeficient při 350 nm dělený koncentrací DOC	Absorbance na jednotku uhlíku. Vyšší čísla jsou spojena s vyšším obsahem ligninových fenolů (terestrický původ DOM)	(Chin et al., 1994; Hernes et Benner, 2003; Spencer et al., 2008)
Sklon spektrální křivky $S_{275-295}$	Nelineární přizpůsobení exponenciální funkce absorpčnímu spektru v rozsahu vlnových délek	Vyšší hodnoty naznačují nižší molekulovou hmotnost a klesající obsah aromatických struktur	(Helms et al., 2008; Vecchio et Blough, 2002)
Poměr sklonu spektrálních křivek SR	Sklon spektrální křivky $S_{275-295}$ dělený sklonem spektrální křivky $S_{350-400}$	Ukazuje negativní korelaci s molekulovou hmotností DOM a zvyšuje se při fotochemickém rozkladu	(Helms et al., 2008)
Optický indikátor potenciálních klimatických změn (CFOI)	Poměr absorpčního koeficientu při 320 nm a koncentrace DOC (a_{320}/DOC) dělený sklonem spektrální křivky $S_{275-295}$	Hodnotí vliv slunečního fotochemického rozkladu na DOM terestrického původu	(Williamson et al., 2014)

4.2.4.2. Fluorescence

Fluorescence byla měřena na přístroji FluoroMax 3 (Horiba Jobin-Yvon, New Jersey, USA) při excitačních vlnových délkách 240 až 450 nm v 5 nm intervalech a emisních vlnových délkách 300 až 600 nm v 2 nm intervalech v 1 cm křemenné kyvetě. Jako blank byla použita ultračistá voda. Emisní spektra byla spojena do excitačně-emisních matic (EEM) (Obr. 6). EEM poskytují informace o počtu a typu přítomných fluoroforů a jejich abundanci. EEM byly korigovány na emisní spektrum zdroje (v excitačním spektru), na spektrální citlivost detektoru (v emisním spektru) a na signál pozadí, kdy blank byl odečten a normalizován na plochu pod Rahmanovým píkem při 350 nm. Data jsou v jednotkách Rahman (R.U., z angl. Rahman Unit) (Murphy et al., 2010).



Obr. 6. Příklad EEM přírodní vody Suwannee River (převzato z Birdwell et Engel (2010) a Enev (2015)).

EEM se používají jako nástroj pro charakterizaci DOM. Na základě EEM byl vypočítán fluorescenční index (McKnight et al., 2001; Cory et McKnight, 2005), biologický index (Huguet et al., 2009) a humifikační index (Zsolnay et al., 1999) a poměry píků C : T ((Baker, 2001; Coble et al., 2014), A : T, C : A (Baker et al., 2008) a C : M (Coble, 1996; Helms et al., 2013) (Tab. 5).

Tab. 5. Fluorescenční parametry FDOM

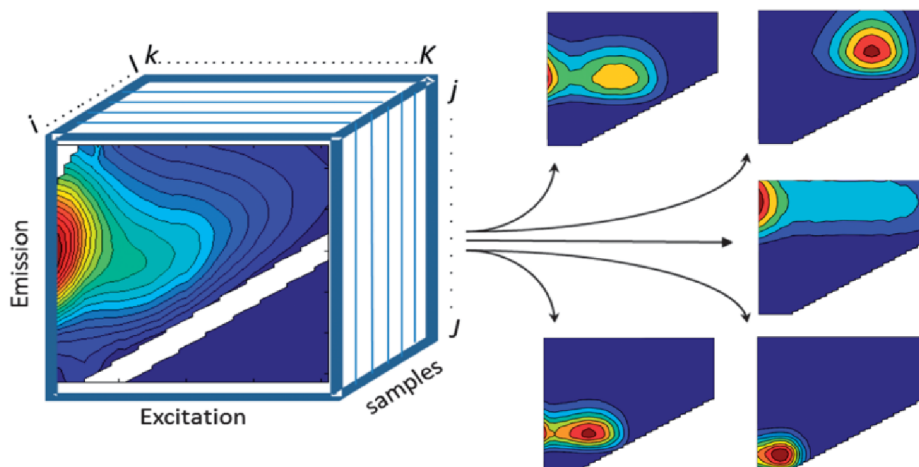
Fluorescenční měření	Popis		
	Výpočet	Využití	Odkazy
Poměr píků C : T	Poměr intenzity píku C (ex_{340}/em_{440}) a píku T (ex_{275}/em_{304})	Indikátor množství huminové (odolné) a čerstvé (labilní) fluorescence ve vzorku	(Baker et al., 2008)
Poměr píků A : T	Poměr intenzity píku A (ex_{260}/em_{450}) a píku T (ex_{275}/em_{304})	Indikátor množství huminové (odolné) a čerstvé (labilní) fluorescence ve vzorku	(Hansen et al., 2016)
Poměr píků C : A	Poměr intenzity píku C (ex_{340}/em_{440}) a píku A (ex_{260}/em_{450})	Indikátor množství huminové a fulvokyselinové fluorescence ve vzorku	(Baker et al., 2008)
Poměr píků C : M	Poměr intenzity píku C (ex_{340}/em_{440}) a píku M (ex_{300}/em_{390})	Indikátor diageneticky změněné fluorescence ve vzorku	(Coble, 1996; Helms et al., 2013)
Fluorescenční index (FI)	Poměr emisních vlnových délek při 470 nm a 520 nm získaný při excitaci při 370 nm	Rozlišení DOM terestrického původu a mikrobiálního původu	(Cory et McKnight, 2005; McKnight et al., 2001)
Humínový index (HIX)	Plocha pod emisními spektry 435 – 480 nm dělená plochou píku 300 – 345 nm + 435 – 480 nm při excitaci 254 nm	Indikátorem obsahu huminových látek a míry humifikace, kde vyšší hodnoty indikují vyšší stupeň humifikace	(Ohno, 2002; Zsolnay et al., 1999)
Biologický index (BIX)	Poměr intenzity emise při 380 nm dělený emisí při 430 nm při excitaci 310 nm	Indikátorem nedávno vytvořeného (autotrofního) DOM, kde vysoké hodnoty (> 1) odpovídají nedávno vytvořenému DOM autochtonního původu	(Huguet et al., 2009; Wilson et Xenopoulos, 2009)

Paralelní faktorová analýza (PARAFAC, z angl. Parallel Factor Analysis) rozkládá datovou matici na množinu trilineárních výrazů a zbytkového pole podle rovnice:

$$x_{ijk} = \sum_{f=1}^F a_{if} b_{jf} c_{kf} + e_{ijk} \quad (4.1)$$

kde $i = 1, \dots, I$; $j = 1, \dots, J$; $k = 1, \dots, K$

V rovnici je X_{ijk} datový bod odpovídající i -tému vzorku na j -té proměnné v modu 2 a na k -té proměnné v modu 3 a e_{ijk} je reziduum představující variabilitu nezapočítanou modelem. V případě excitačně-emisní matrice i , j a k odpovídá vzorku, excitačnímu a emisnímu modu. Každé f odpovídá komponentu PARAFACu a každý komponent má I a -hodnot (skóre), jeden pro každý vzorek. Každý komponent má také J b -hodnot, jeden pro každou emisní vlnovou délku a K c -hodnot, jednu pro každou excitační vlnovou délku (Stedmon et Bro, 2008). Tyto komponenty modelu mají přímou chemickou interpretaci v modelu (Obr. 7). Parametr a_{if} je přímo úměrný koncentraci f -tého analytu ve vzorku i , vektor b_f s prvky b_{if} je zmenšený odhad emisního spektra f -tého analytu. Vektor c_f s prvky c_{kf} je přímo úměrný specifickému absorpčnímu koeficientu f -tého analytu (Stedmon et Bro, 2008).



Obr. 7. Excitačně-emisní matrice rozložené do 5 komponentů PARAFAC (převzato z Murphy et al., 2013).

Celkový přístup k získání modelu PARAFAC má několik kroků:

- 1) import a sestavení datového souboru,
- 2) předběžné zpracování,
- 3) průzkum dat a vytvoření předběžných modelů,
- 4) vyvinutí finálního úplného modelu obsahujícího přesný počet komponentů,
- 5) export a interpretace výsledků.

Všech 52 EEM bylo nahráno do programu RStudio, kde byla data opravena a zbavena tzv. Rayleighova a Tyndallova rozptylu a Ramanova píku. Následovalo předběžné zpracování dat, kdy byly identifikovány a odstraněny nereprezentativní data a bylo předběžně odhadnuto kolik komponent může model PARAFAC obsahovat. Při správně zvoleném počtu komponentů PARAFACu jsou všechny významné systematické variace zachycené modelem a rozdíl mezi datovým souborem a modelem se nazývá zbytkový a obsahuje pouze náhodné chyby. K ověření modelu byla použita tzv. split-half analýza, kde se porovnávají různé modely rozdělení datové sady na dvě poloviny různými způsoby. Pokud je komponent připisován určitému analytu, lze po přidání známého množství tohoto analytu určit jeho koncentraci ve vzorku (Stedmon et Bro, 2008). K interpretaci organických látek byly publikovány komponenty, které se podobají huminovým látkám nebo proteinovým látkám (Fellman et al., 2010).

Celkem byly zjištěny 4 komponenty PARAFAC. Relativní zastoupení konkrétního komponentu (C_x) modelu PARAFAC bylo vypočteno jako poměr maximální fluorescence píku x dělené celkovou fluorescencí, jak popisuje rovnice:

$$\%C_x = F_{(Max(x))}/F_{tot} \quad (4.2)$$

Komponenty modelu PARAFAC byly interpretovány na základě existující literatury a porovnány se záznamy v databázi OpenFluor (Murphy et al., 2014).

4.2.5. Statistické analýzy

Srovnání chemických a optických parametrů DOM mezi rybníky bylo provedeno použitím Kruskal-Walisova testu (K-W test) na hladině významnosti $p < 0.05$ a následným Dunnovým post hoc testem ($p < 0.05$) v programu RStudio.

Pearsonova korelace byla použita k určení významných vztahů ($r > 0,5$) s hladinou významnosti $p < 0,001$ mezi DOC a absorpčními a fluorescencenčními parametry DOM. Korelace byla provedena v programu Excel.

Analýza hlavních komponent (PCA, z angl. Principal Component Analysis) byla použita na celý soubor dat DOM, který obsahoval celkem 52 vzorků. PCA byla provedena v programu RStudio k analýze vícerozměrných dat. PCA byla užitečná pro porozumění klíčových faktorů ovlivňujících charakteristiku DOM ve studované oblasti a vysvětlila vztahy mezi rozdílnými proměnnými. PCA byla použita i pro vysvětlení sezónních změn ve 4 rybnících (Dehtář, Klec, Kvítkovický, Rod), které byly vzorkovány oba roky.

5. Výsledky

5.1. Rybníční soustavy na Třeboňsku v letech 2010 a 2011

5.1.1. Trofický stav rybníků a jejich celkové zhodnocení v letech 2010–2011

Trofický stav rybníčního ekosystému lze posuzovat podle koncentrace živin, celkového fosforu (TP) a podle biomasy primárních producentů (fytoplanktonu), vyjádřené jako koncentrace chlorofylu (Chl-*a*) (Tab. 6) (OECD, 1982). Průměrná koncentrace TP ve sledovaných rybnících na Třeboňsku byla 0,27 mg l⁻¹ a koncentrace Chl-*a* měla průměrnou hodnotu 131 µg l⁻¹. Podle těchto průměrných hodnot lze zařadit Třeboňské rybníky mezi hypertrofní ekosystémy.

Průměrné hodnoty všech měřených parametrů ve 41 sledovaných rybnících, včetně koncentrace TP a Chl-*a*, jsou uvedeny v tabulce v příloze (Tab. P1). Při hodnocení trofie jednotlivých rybníků bylo zjištěno, že většina z nich byla hypertrofních kromě rybníků Staňkovský, Zájezek a Vizír. Tyto tři rybníky měly průměrné hodnoty koncentrace TP kolem 0,1 mg l⁻¹ a koncentrace Chl-*a* kolem 25 µg l⁻¹, což je na rozmezí eutrofního a hypertrofního ekosystému (Tab. 6). Všechny tři rybníky jsou součástí jedné rybníční soustavy Chlum-Lutová.

Tab. 6. Klasifikace stojatých vod podle úživnosti (OECD, 1982)

Trofie	TP	TN	Chlorofyl <i>a</i>		Průhlednost	
	(mg l ⁻¹)	(mg l ⁻¹)	(µg l ⁻¹)		(m)	
	Průměr	Průměr	Průměr	Max.	Průměr	Max.
Oligotrofie	< 0,010	< 0,30	< 2,5	< 8	> 6	> 3
Mezotrofie	0,010 – 0,035	0,3 – 0,5	2,5 – 8	8 – 25	3 – 6	1,5 – 3
Eutrofie	0,035 – 0,100	0,5 – 1,0	8 – 25	25 – 75	1,5 – 3	0,7 – 1,5
Hypertrofie	> 0,100	> 1,0	> 25	> 75	< 1,5	< 0,7

Vysoká koncentrace živin (TP i TN) v rybníčních ekosystémech má za následek zvýšenou primární produkci a tudíž enormní nárůst biomasy fytoplanktonu. Toto potvrzuje i korelace koncentrací TN a TP s koncentrací Chl-*a* ($r = 0,84$, $p < 0,01$ pro TN, $r = 0,80$, $p < 0,01$ pro TP) (Tab. 7). Fytoplankton představuje klíčové společenstvo v produkčních procesech, mimo jiné i v tvorbě organických látek v ekosystému. Koncentrace Chl-*a* korelovala s koncentrací TOC ($r = 0,77$, $p < 0,01$) (Tab. 7).

Tab.7. Pearsonův korelační koeficient (r) pro vyhodnocení vzájemných vztahů mezi koncentrací Chl-*a*, TOC, TN, TP a vodivostí. Tučně jsou korelace, kde $p < 0,001$ ukazuje na významné vztahy.

		Chl- <i>a</i>	TOC	TN	TP	Vodivost
Chl- <i>a</i>	r	1	0,766	0,841	0,801	- 0,117
	p	1	0,000	0,000	0,000	0,072
TOC	r		1	0,769	0,752	- 0,080
	p		1	0,000	0,000	0,221
TN	r			1	0,847	- 0,024
	p			1	0,000	0,714
TP	r				1	0,017
	p				1	0,790
Vodivost	r					1
	p					1

Žádný z parametrů celkové míry eutrofizace nekoreloval s vodivostí (Tab. 7). Vodivost indikuje charakter přitékající vody z povodí. Absence významné korelace naznačuje, že zjištěná míra eutrofizace nemá přímou souvislost s chemismem vody, která přitéká z povodí. Vzájemné korelace mezi parametry eutrofizace ukazují, že řídicím faktorem v rybnících jsou především biologické procesy.

Koncentrace TOC zahrnuje dvě formy uhlíku, POC a DOC. Fytoplankton společně s dalšími částicemi sestonu, jako je bakterioplankton a detritus, jsou běžně přítomné ve vodě a představují významný podíl obsahu C, popř. N a P. Koncentrace Chl-*a* korelovala s koncentrací POC ($r = 0,79$, $p < 0,01$), zatímco rozpuštěná forma uhlíku DOC nekorelovala s žádným z parametrů. Stejně tomu bylo i u dalších rozpuštěných forem DON a DOP, které také významně nekorelovaly s žádným z měřených parametrů (Tab. 8), kromě N a P v částicích sestonu (PN a PP).

Tab. 8. Pearsonův korelační koeficient (r) pro vyhodnocení vzájemných vztahů mezi koncentrací Chl-*a*, suspendovanými a rozpuštěnými formami C, N, a P. Tučně jsou korelace, kde $r > 0,5$ a $p < 0,001$ ukazuje na významné vztahy.

		Chl- <i>a</i>	POC	DOC	PN	DON	PP	DOP
Chl- <i>a</i>	r	1	0,791	0,268	0,140	0,382	0,205	0,137
	p	1	0,000	0,000	0,033	0,000	0,002	0,036
POC	r		1	0,194	0,170	0,349	0,261	0,167
	p		1	0,003	0,010	0,000	0,000	0,010
DOC	r			1	0,300	0,373	0,252	0,144
	p			1	0,000	0,000	0,000	0,027
PN	r				1	0,669	0,531	0,444
	p				1	0,000	0,000	0,000
DON	r					1	0,446	0,494
	p					1	0,000	0,000
PP	r						1	0,742
	p						1	0,000
DOP	r							1
	p							1

Průměrné hodnoty naměřených fyzikálně-chemických parametrů v roce 2010 (Tab. 9) nebyly statisticky rozdílné od hodnot naměřených v roce 2011, kromě koncentrací TP (Tab. 10) (K-W test, $p < 0,05$). Výsledky z obou let lze hodnotit jako jeden soubor.

Tab. 9. Průměrné hodnoty (průměr ± směrodatná odchylka) chemických parametrů a vodivosti v letech 2010 a 2011

	DOC mg l ⁻¹	POC mg l ⁻¹	Chl- <i>a</i> μg l ⁻¹	TN mg l ⁻¹	DON mg l ⁻¹	TP mg l ⁻¹	DOP mg l ⁻¹	Vodivost μS cm ⁻¹
2010	16,1±3,8	9,2±7,0	119±114	2,70±1,15	1,20±0,34	0,25±0,13	0,08±0,02	189±55
2011	14,5±5,4	10,5±10,6	144±131	2,71±1,22	1,31±0,38	0,29±0,15	0,11±0,05	204±63
průměr	15,3±4,7	9,8±8,9	131±123	2,70±1,18	1,25±0,36	0,27±0,14	0,10±0,04	196±59

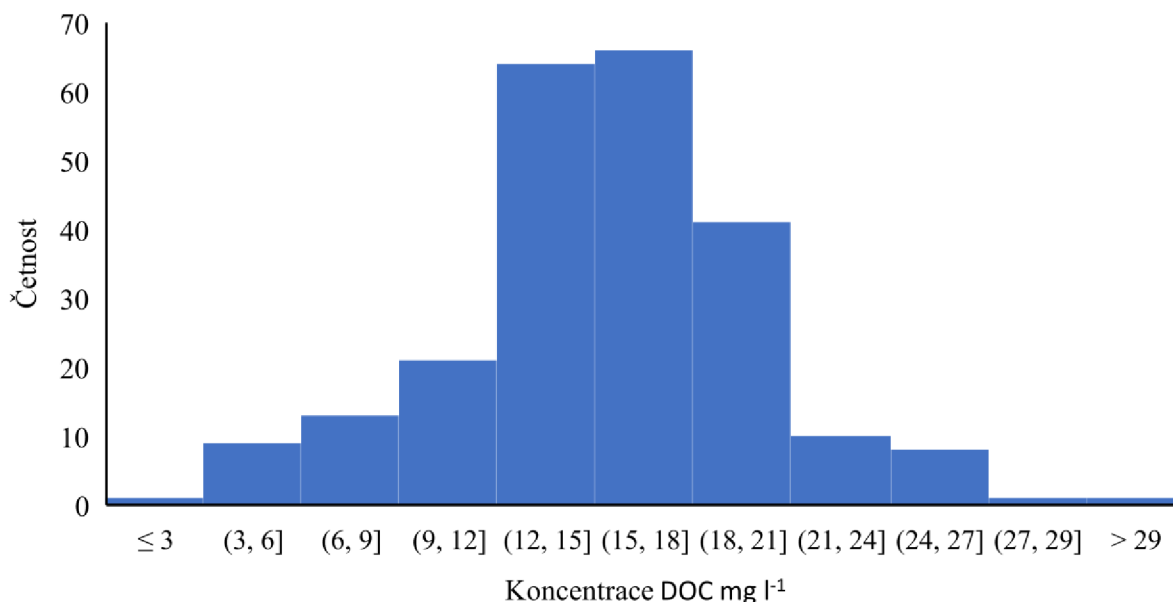
Tab. 10. Výsledky Kruskal-Wallisova testu pro hodnocení rozdílů dat mezi roky 2010 a 2011. Tučně je zvýrazněn statisticky významný rozdíl na hladině významnosti $< 0,05$. N – počet měření, H – hodnota K-W testu, Df – stupně volnosti, p – hladina významnosti

	TOC	POC	DOC	Chl- <i>a</i>	TN	TP
N	236	236	236	236	236	236
H	1,12	0,14379	3,60	2,97	0,03	4,33
Df	1	1	1	1	1	1
p	0,289	0,7045	0,058	0,085	0,853	0,037

5.1.2. Rozpuštěný organický uhlík a jeho variabilita v rybníčních soustavách

Průměrná koncentrace DOC ve sledovaných rybnících v průběhu let 2010 – 2011 dosahovala hodnoty 15,3 mg l⁻¹. Nejnižší hodnota byla zaznamenána 2,6 mg l⁻¹ v rybníce Staňkovský v dubnu 2011. Nejvyšší hodnota koncentrace DOC 30,2 mg l⁻¹ byla zaznamenána v rybníce Vizír v srpnu 2010. Oba tyto rybníky jsou součástí soustavy Chlum-Lutová.

Relativní četnosti koncentrací DOC jsou znázorněny v histogramu (Obr. 8), který ukazuje jako nejčastější koncentrace DOC 12–18 mg l⁻¹. Průměrné hodnoty DOC naměřené v jednotlivých letech nebyly signifikantně rozdílné (K-W test, $p > 0,05$, Tab. 10).



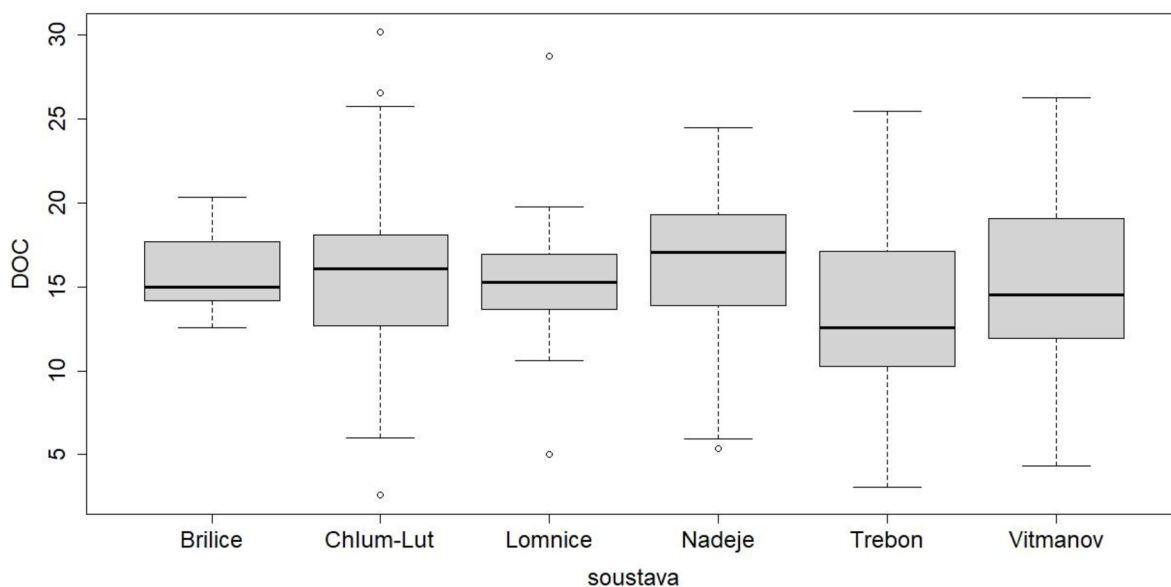
Obr. 8. Relativní četnosti koncentrací DOC v letech 2010 a 2011

V průběhu sezóny byl zaznamenán zřetelný trend zvyšování koncentrací DOC, který kondicionuje s nárůstem teploty, vyšší koncentrací Chl-*a* a se zvýšenou primární produkcí v létě. Koncentrace DOC však s koncentrací Chl-*a* významně nekorelovala ($r < 0,5$) (Tab. 8). Koncentrace DOC měla na jaře průměrnou hodnotu 12,2 mg l⁻¹, na začátku léta 16,3 mg l⁻¹ a na konci léta 17,3 mg l⁻¹. Oba roky měly stejný sezónní průběh (Tab. 11).

Tab. 11. Průměrné koncentrace DOC (mg l⁻¹) (průměr ± směrodatná odchylka) v jednotlivých letech a v průběhu sezóny

	roční průměr	jaro	léto	pozdní léto
2010	16,1±3,8	14,6±3,2	16,3±3,4	17,3±4,3
2011	14,5±5,4	9,5±4,7	16,4±3,3	17,3±4,1
průměr	15,3±4,7	12,2±4,7	16,3±3,5	17,3±4,2

Porovnáním koncentrací DOC v jednotlivých rybníčních soustavách bylo zjištěno, že soustava Třeboň ($13,6 \text{ mg l}^{-1}$) měla významně nižší koncentraci DOC (K-W test, $p < 0,05$) než soustavy Naděje ($16,1 \text{ mg l}^{-1}$), Chlum-Lutová ($16,1 \text{ mg l}^{-1}$) a Břilice ($15,8 \text{ mg l}^{-1}$) (Dunnův post hoc test, $p < 0,05$) (Obr. 9, Tab. 16).



Obr. 9. Boxplot znázorňující koncentrace DOC (mg l^{-1}) v jednotlivých soustavách (medián s kvartily a rozsahem minimálních a maximálních hodnot)

Koncentrace DOC se zvyšovala v průběhu sezóny nejvíce mezi jarem a létem a poté následoval jen mírný nárůst v pozdním létě. Takto vypadal sezónní průběh všech soustav kromě soustavy Lomnice, kde sice došlo k nárůstu mezi jarním a letním obdobím, ale v pozdním létě došlo k mírnému poklesu koncentrace DOC (Tab. 12).

Tab. 12. Průměrné hodnoty koncentrace DOC (mg l^{-1}) (průměr \pm směrodatná odchylka) v jednotlivých rybníčních soustavách a během sezóny.

	Průměr	Třeboň	Chlum-Lutová	Vitmanov	Lomnice	Naděje	Břilice
průměr	$15,3 \pm 4,7$	$13,6 \pm 5,5$	$16,1 \pm 5,7$	$14,4 \pm 5,1$	$15,4 \pm 3,5$	$16,1 \pm 4,6$	$15,8 \pm 2,1$
jaro	$12,2 \pm 4,7$	$9,8 \pm 5,4$	$12,9 \pm 6,1$	$10,2 \pm 4,7$	$13,8 \pm 2,9$	$11,0 \pm 4,4$	$14,7 \pm 1,4$
léto	$16,3 \pm 3,5$	$15,0 \pm 4,8$	$16,0 \pm 4,6$	$15,8 \pm 3,4$	$16,4 \pm 2,0$	$18,1 \pm 2,1$	$16,1 \pm 2,4$
pozdní léto	$17,3 \pm 4,2$	$15,9 \pm 4,6$	$18,9 \pm 5,1$	$17,3 \pm 4,3$	$15,8 \pm 4,6$	$18,5 \pm 2,6$	$16,7 \pm 2,1$

Poměrně velká variabilita byla zjištěna nejen mezi soustavami, ale i mezi určitými rybníky v některých soustavách (K-W test, $p < 0,05$). Průměrné hodnoty všech parametrů ze 41 rybníků byly zaznamenány do tabulky v příloze (Tab. P1) včetně rozlišení, do které soustavy rybníky patří.

V rybníční soustavě Třeboň měl nejvyšší koncentraci DOC 20,3 mg l⁻¹ rybník Stavidlo Ovčín, a druhou nejvyšší koncentraci DOC 16,9 mg l⁻¹ měl rybník Cirkvičný. Oba tyto rybníky se významně lišily od rybníků Opatovický (9,9 mg l⁻¹), Spolský (9,9 mg l⁻¹) a Svět (10,2 mg l⁻¹) (Dunnův post hoc test, $p < 0,05$).

V rybníční soustavě Chlum-Lutová byla nejvyšší koncentrace DOC 24,0 mg l⁻¹ v rybníce Velká Černá, který se významně lišil od rybníků Purkrabský (15,0 mg l⁻¹), Staňkovský (8,2 mg l⁻¹), Staré Jezero (14,8 mg l⁻¹), Starý Hospodář (15,2 mg l⁻¹), Točník (15,2 mg l⁻¹) a Zájezek (13,6 mg l⁻¹). Rybník Staňkovský s koncentrací DOC 8,2 mg l⁻¹ měl významně nižší koncentraci než rybníky Podsedek (17,8 mg l⁻¹), Staré Jezero, Starý Hospodář a Vizír (20,4 mg l⁻¹). Rybník Vizír s druhou nejvyšší koncentrací DOC 20,4 mg l⁻¹ se lišil od rybníku Zájezek (Dunnův post hoc test, $p < 0,05$).

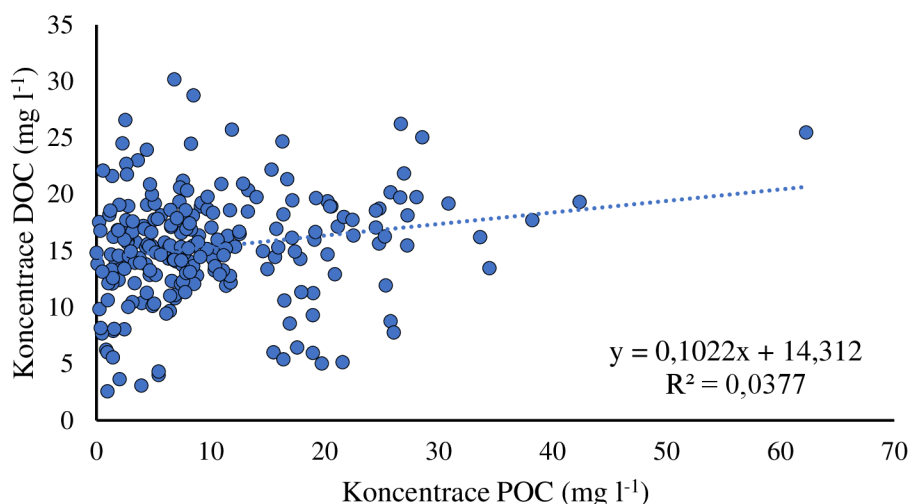
Rybníky soustavy Lomnice se významně lišily v koncentraci DOC (K-W test, $p < 0,05$). Rybníky Koclířov I a II se shodnou koncentrací DOC 13,2 mg l⁻¹ měly významně nižší koncentraci DOC než rybníky Malý (17,0 mg l⁻¹) a Velký Dubovec (16,2 mg l⁻¹), Služebný (16,4 mg l⁻¹) a Velký Tisý - zátoka (21,0 mg l⁻¹). Rybník Velký Tisý (14,0 mg l⁻¹) měl významně nižší koncentraci DOC než rybníky Velký Tisý - zátoka a Malý Dubovec (Dunnův post hoc test, $p < 0,05$).

Rybníční soustava Břilice měla významně rozdílné koncentrace DOC (K-W test, $p < 0,05$). Rybník Verfle (18,1 mg l⁻¹) měly významně vyšší koncentraci DOC než rybníky Stružky (14,7 mg l⁻¹), Břilický (15,1 mg l⁻¹), Káňov (14,9 mg l⁻¹) a Nový u Dunajovic (14,0 mg l⁻¹) (Dunnův post hoc test, $p < 0,05$).

Rybníky v soustavě Vitmanov a Naděje nebyly signifikantně rozdílné v koncentraci DOC (K-W test, $p > 0,05$).

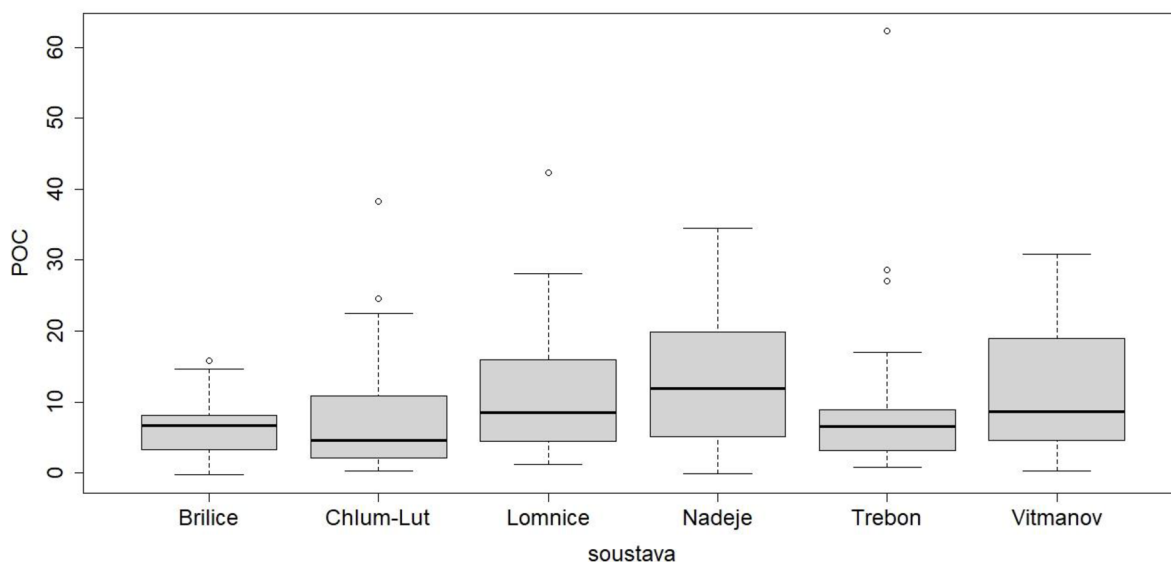
5.1.3. Rozpuštěný organický uhlík a jeho vztah k ostatním chemickým parametrům

DOC a POC představují dvě složky celkového organického uhlíku (TOC), ale nebyla mezi nimi prokázána významná korelace ($r = 0,194$, $p < 0,005$) (Obr. 10, Tab. 8).



Obr. 10. Korelace koncentrací POC a DOC v rybníčních soustavách

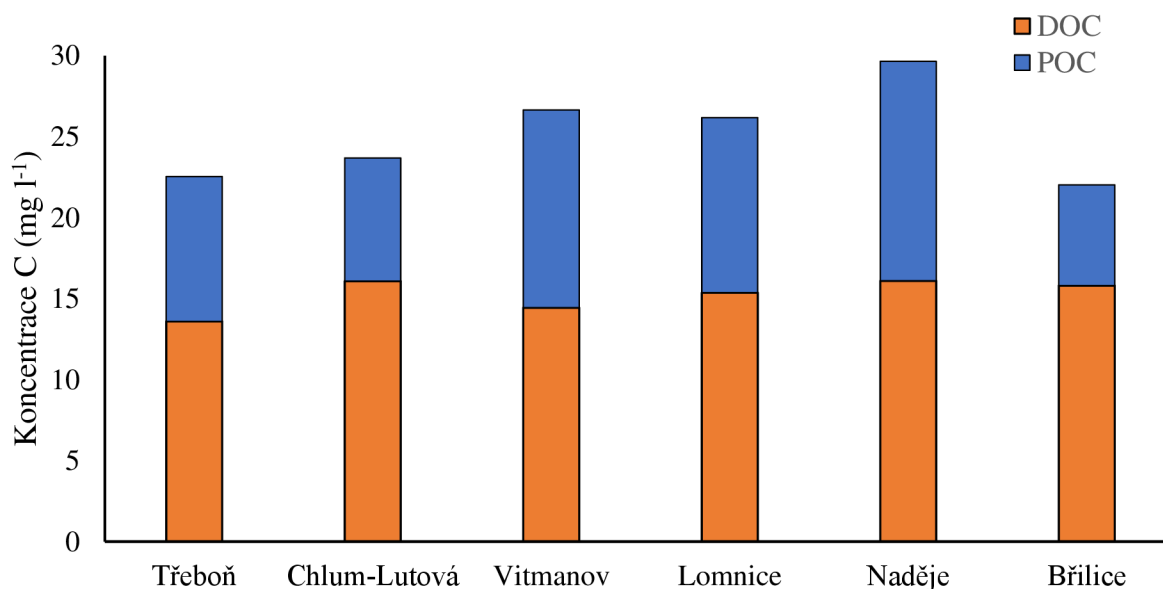
Koncentrace POC měla průměrnou hodnotu $9,8 \text{ mg l}^{-1}$ a významně se lišila mezi soustavami (K-W test, $p < 0,05$) (Obr. 11, Tab. 16). Nejvyšší koncentrace POC byla v soustavě Naděje $13,6 \text{ mg l}^{-1}$, která se lišila od soustav Chlum-Lutová ($7,6 \text{ mg l}^{-1}$), Třeboň ($9,0 \text{ mg l}^{-1}$) a Břilice ($6,2 \text{ mg l}^{-1}$). Soustava Chlum-Lutová se významně lišila od soustav Lomnice ($10,8 \text{ mg l}^{-1}$) a Vitmanov ($12,2 \text{ mg l}^{-1}$). A soustava Břilice se lišila od soustavy Vitmanov (Dunnův post hoc test, $p < 0,05$) (Tab 16).



Obr. 11. Boxplot znázorňující koncentrace POC (mg l^{-1}) v jednotlivých soustavách (medián s kvartily a rozsahem minimálních a maximálních hodnot)

Průměrné koncentrace DOC a POC (Tab. 15) a jejich zastoupení v jednotlivých soustavách je znázorněno v grafu (Obr. 12), kde sloupce znázorňují celkovou koncentraci TOC. Větší část TOC byla ve všech soustavách tvořena DOC a nejvyšší průměrná koncentrace DOC byla $16,1$

mg l⁻¹ v soustavách Chlum-Lutová a Naděje. Nejvyšší koncentrace POC byla v soustavách Naděje (13,6 mg l⁻¹) a Vitmanov (12,2 mg l⁻¹), kde poměr DOC : POC vycházel 1,2 : 1 (Obr. 12, Tab. 13). Naopak v soustavě Břilice byl poměr DOC : POC 2,5 : 1 (Tab. 13).



Obr. 12. Formy organického uhlíku DOC a POC v jednotlivých soustavách v letech 2010 – 2011. Sloupce zobrazují celkovou koncentraci TOC

Tab. 13. Koncentrace DOC a POC a poměr DOC : POC v jednotlivých soustavách

	Průměr	Třeboň	Chlum-Lutová	Vitmanov	Lomnice	Naděje	Břilice
DOC (mg l ⁻¹)	15,3±4,7	13,6±5,5	16,1±5,7	14,4±5,1	15,4±3,5	16,1±4,6	15,8±2,1
POC (mg l ⁻¹)	9,8±8,9	9,0±11,0	7,6±7,9	12,2±9,3	10,8±8,5	13,6±9,5	6,2±4,1
DOC : POC	1,6 : 1	1,5 : 1	2,1 : 1	1,2 : 1	1,4 : 1	1,2 : 1	2,5 : 1

V průběhu sezóny dochází také ke změnám v koncentraci POC. Koncentrace POC se zvyšuje z jarní průměrné hodnoty 7,0 mg l⁻¹, přes letní 7,3 mg l⁻¹ až na 15,0 mg l⁻¹ v pozdním létě. Při porovnání sezónních průběhů koncentrací POC bylo zjištěno, že v soustavách Chlum-Lutová a Naděje dochází v létě k poklesu koncentrace POC, ale na konci léta se koncentrace opět zvyšuje (Tab. 14).

Tab. 14. Koncentrace POC (mg l⁻¹) během sezóny v jednotlivých soustavách

POC	Průměr	Třeboň	Chlum-Lutová	Vitmanov	Lomnice	Naděje	Břilice
jaro	7,0±6,7	5,3±4,3	5,0±5,3	8,8±9,6	8,4±5,4	11,3±9,1	3,7±3,9
léto	7,3±6,3	7,3±7,3	3,8±3,0	9,0±5,5	10,6±9,3	7,3±4,6	7,4±3,9
pozdní léto	15,0±10,7	14,2±16,3	13,7±9,7	18,8±9,1	13,5±9,9	21,7±7,9	7,6±3,4

Tab. 15. Průměrné hodnoty chemických parametrů a vodivosti v jednotlivých soustavách v letech 2010 – 2011.

	DOC mg l ⁻¹	POC mg l ⁻¹	Chl- <i>a</i> mg l ⁻¹	TN mg l ⁻¹	DON mg l ⁻¹	TP mg l ⁻¹	DOP mg l ⁻¹	Vodivost μS cm ⁻¹
Třeboň	13,6±5,5	9,0±11,0	121±119	2,50±1,24	1,16±0,31	0,23±0,13	0,09±0,02	186±42
Chlum-Lutová	16,1±5,7	7,6±7,9	104±1114	2,29±1,18	1,17±0,38	0,24±0,16	0,10±0,04	146±32
Vitmanov	14,4±5,1	12,2±9,3	162±155	2,66±1,20	1,11±0,37	0,26±0,13	0,10±0,03	159±17
Lomnice	15,4±3,5	10,8±8,5	139±101	2,94±1,14	1,36±0,28	0,32±0,13	0,09±0,02	235±35
Naděje	16,1±4,6	13,6±9,5	183±150	3,30±1,22	1,41±0,49	0,32±0,14	0,11±0,06	178±22
Břilice	15,8±2,1	6,2±4,1	84±61	2,50±0,74	1,29±0,20	0,22±0,11	0,09±0,04	293±47

Tab. 16. Rozdíly mezi rybníky v jednotlivých parametrech. Tučně jsou zvýrazněny statisticky významné rozdíly na hladině významnosti <0,05. N – počet měření, H – hodnota K-W testu, Df – stupně volnosti, p – hladina významnosti. Následný Dunnův post hoc test a hladiny významnosti p

	DOC	POC	Chl- <i>a</i>	TN	TP	Vodivost
N	237	237	237	237	237	237
H	11,3	21,5	14,1	24,3	27,1	148,2
Df	5	5	5	5	5	5
p	0,046	0,001	0,015	0,000	0,000	0,000
Dunnův post hoc test	p	p	p	p	p	p
Břilice – Chlum-Lutová	0,82	0,95	0,97	0,07	0,74	0,00
Břilice – Lomnice	0,55	0,03	0,04	0,21	0,00	0,02
Chlum-Lutová – Lomnice	0,36	0,01	0,02	0,00	0,00	0,00
Břilice – Naděje	0,39	0,00	0,01	0,02	0,00	0,00
Chlum-Lutová – Naděje	0,46	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Lomnice – Naděje	0,12	0,26	0,45	0,24	0,92	0,00
Břilice – Třeboň	0,05	0,48	0,22	0,54	0,94	0,00
Chlum-Lutová – Třeboň	0,01	0,39	0,18	0,24	0,79	0,00
Lomnice – Třeboň	0,12	0,13	0,41	0,05	0,00	0,00
Naděje – Třeboň	0,00	0,01	0,13	0,00	0,00	0,69
Břilice – Vitmanov	0,31	0,02	0,09	0,87	0,32	0,00
Chlum-Lutová – Vitmanov	0,18	0,01	0,06	0,12	0,15	0,53
Lomnice – Vitmanov	0,61	0,74	0,83	0,16	0,05	0,00
Naděje – Vitmanov	0,06	0,49	0,37	0,02	0,07	0,03
Třeboň – Vitmanov	0,36	0,09	0,59	0,66	0,27	0,01

Hodnocením všech chemických parametrů a vodivosti byly nalezeny rozdíly mezi soustavami (K-W test, $p < 0,05$) (Tab. 15 a 16). Rybníční soustava Chlum-Lutová se lišila od soustav Lomnice a Naděje v koncentracích POC, Chl-*a*, TN, TP a vodivosti. Rybníční soustava Naděje se významně lišila od soustav Břilice a Třeboň (Tab. 16).

5.2. Změny rybnických soustav po 10 letech (2020)

Pro porovnání dlouhodobějších změn v rybnických soustavách byly použity průměrné hodnoty koncentrací DOC, POC, Chl-*a*, TN, TP a vodivosti z let 2010 – 2011 a 2020 (Tab. 17).

Tab. 17. Průměrné hodnoty vodivosti a koncentrací (průměr ± směrodatná odchylka) v letech 2010 – 2011 a 2020

Soustava	Rok	DOC mg l ⁻¹	POC mg l ⁻¹	Chl- <i>a</i> μg l ⁻¹	TN mg l ⁻¹	DON mg l ⁻¹	TP mg l ⁻¹	DOP mg l ⁻¹	Vodivost μS cm ⁻¹
soustavy	2010–11	15,3±4,7	9,8±8,9	131±123	2,70±1,18	1,25±0,36	0,27±0,14	0,10±0,04	196±59
	2020	19,6±4,3	9,2±7,4	105±110	2,49±1,08	1,25±0,35	0,17±0,08	0,04±0,02	235±70
Třeboň	2010–11	13,6±5,5	9,0±11,0	121±119	2,50±1,24	1,16±0,31	0,23±0,13	0,09±0,02	186±42
	2020	19,9±5,2	6,7±4,6	103±141	2,08±0,53	1,17±0,25	0,14±0,05	0,04±0,02	235±33
Chlum- Lutová	2010–11	16,1±5,7	7,6±7,9	104±1114	2,29±1,18	1,17±0,38	0,24±0,16	0,10±0,04	146±32
	2020	18,6±3,4	9,5±8,5	84±83	2,22±0,91	1,15±0,27	0,15±0,08	0,03±0,02	150±31
Vitmanov	2010–11	14,4±5,1	12,2±9,3	162±155	2,66±1,20	1,11±0,37	0,26±0,13	0,10±0,03	159±17
	2020	16,9±2,7	8,7±8,1	100±112	2,08±1,16	0,97±0,13	0,14±0,07	0,04±0,01	207±30
Lomnice	2010–11	15,4±3,5	10,8±8,5	139±101	2,94±1,14	1,36±0,28	0,32±0,13	0,09±0,02	235±35
	2020	20,3±4,1	8,8±5,4	104±82	2,70±0,77	1,51±0,33	0,19±0,06	0,03±0,01	299±36
Naděje	2010–11	16,1±4,6	13,6±9,5	183±150	3,30±1,22	1,41±0,49	0,32±0,14	0,11±0,06	178±22
	2020	19,4±2,8	13,0±9,4	142±131	2,88±1,41	1,13±0,24	0,19±0,09	0,04±0,02	229±19
Břilice	2010–11	15,8±2,1	6,2±4,1	84±61	2,50±0,74	1,29±0,20	0,22±0,11	0,09±0,04	293±47
	2020	23,4±5,6	7,7±5,8	96±116	2,98±1,30	1,57±0,45	0,20±0,12	0,05±0,03	333±53

Koncentrace DOC v roce 2020 s průměrnou hodnotou 19,6 mg l⁻¹ byla vyšší ve srovnání s roky 2010 – 2011 (15,3 mg l⁻¹) (K-W test, $p < 0,05$) (Tab. 19). Při porovnání koncentrací DOC v jednotlivých soustavách bylo zjištěno, že kromě soustavy Vitmanov došlo v roce k významnému zvýšení koncentrace DOC ve všech soustavách (K-W test, $p < 0,05$) (Tab. 18)

Tab. 18. Výsledky Kruskal-Wallisova testu pro hodnocení rozdílů mezi soustavami v koncentraci DOC mezi roky 2010 – 2011 a 2020. Tučně je zvýrazněn statisticky významný rozdíl na hladině významnosti $< 0,05$. N – počet měření, H – hodnota K-W testu, Df – stupně volnosti, p – hladina významnosti

	Průměr	Třeboň	Chlum- Lutová	Vitmanov	Lomnice	Naděje	Břilice
N	351	54	78	45	66	61	47
H	59,74	13,33	4,24	2,68	18,69	8,80	23,19
Df	1	1	1	1	1	1	1
p	0,000	0,000	0,040	0,102	0,000	0,003	0,000

Koncentrace POC v roce 2020 s průměrnou hodnotou 9,2 mg l⁻¹ byla nižší než v letech 2010 – 2011 (9,8 mg l⁻¹), ale rozdíl nebyl signifikantní (K-W test, p > 0,05) (Tab. 19). Při porovnání koncentrací POC v jednotlivých soustavách také nebyl zjištěn signifikantní rozdíl mezi roky 2010 – 2011 a 2020.

V roce 2020 byly vyšší průměrné koncentrace DOC, zatímco průměrné koncentrace Chl-*a* a TP se významně snížily (Tab. 17 a Tab. 19).

Tab. 19. Výsledky Kruskal-Wallisova testu pro hodnocení rozdílů dat mezi roky 2010 – 2011 a 2020. Tučně je zvýrazněn statisticky významný rozdíl na hladině významnosti < 0,05. N – počet měření, H – hodnota K-W testu, Df – stupně volnosti, p – hladina významnosti

	DOC	POC	Chl- <i>a</i>	TN	DON	TP	DOP
N	351	351	351	351	351	351	351
H	59,74	0,01	5,33	2,67	0,69	49,38	200,32
Df	1	1	1	1	1	1	1
p	0,000	0,909	0,021	0,103	0,407	0,000	0,000

5.3. Nadějské rybníky a rybník Služebný v letech 2008-2011

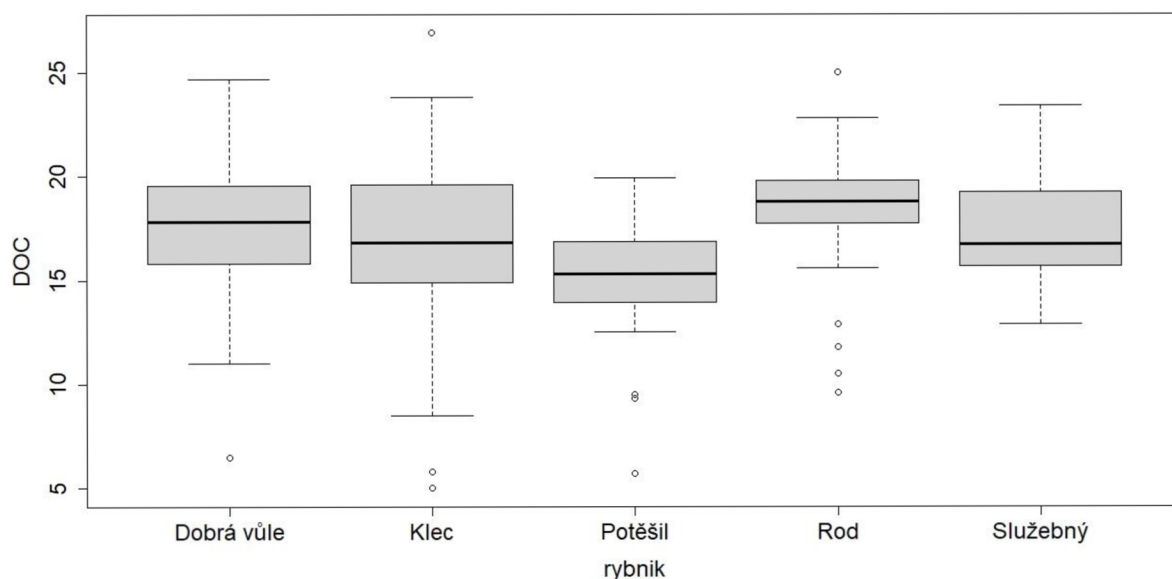
5.3.1. Koncentrace DOC a rozdíly mezi rybníky

Průměrná koncentrace DOC byla 17,3 mg l⁻¹. Nejnižší koncentrace DOC 5,0 mg l⁻¹ byla naměřena v rybníce Klec v květnu 2011. Nejvyšší koncentrace DOC 26,9 mg l⁻¹ byla také naměřena v rybníce Klec, ale v červnu 2009.

Při porovnání průměrných koncentrací DOC mezi rybníky bylo zjištěno, že podobné koncentrace byly v rybnících Dobrá Vůle, Klec a Služebný (Tab. 20). Rybník Rod měl významně vyšší koncentraci DOC a naopak rybník Potěšil měl významně nižší koncentraci DOC než ostatní (Dunnův post hoc, p < 0,05) (Tab. 20, Obr. 13).

Tab. 20. Koncentrace POC, DOC, Chl-*a*, TN a TP (průměr ± směrodatná odchylka) v jednotlivých rybnících a letech

		POC mg l ⁻¹	DOC mg l ⁻¹	Chl- <i>a</i> mg l ⁻¹	TN mg l ⁻¹	TP mg l ⁻¹
Rod	Průměr	11,8±9,0	18,7±2,5	188±171	3,30±1,86	0,29±0,16
	2008	13,9±8,2	19,9±2,1	225±158	3,43±1,43	0,36±0,17
	2009	9,6±8,8	18,6±2,0	108±104	2,47±1,15	0,24±0,16
	2010	15,7±10,4	19,2±1,5	269±244	4,55±2,54	0,35±0,18
	2011	8,1±6,5	17,3±3,5	158±124	2,66±1,20	0,23±0,12
Dobrá Vůle	Průměr	11,2±7,6	17,6±2,7	157±116	3,05±1,12	0,30±0,15
	2008	8,8±6,1	19,0±2,7	151±107	3,13±1,27	0,29±0,13
	2009	6,9±4,9	18,1±3,1	99±64	2,34±0,58	0,23±0,12
	2010	17,4±6,4	16,7±1,6	203±124	3,45±1,12	0,33±0,11
	2011	11,1±8,6	17,0±3,1	169±138	3,25±1,19	0,32±0,21
Klec	Průměr	14,9±6,8	17,2±3,6	224±125	3,47±1,40	0,38±0,18
	2008	19,8±7,6	18,0±1,6	339±171	4,56±2,11	0,47±0,19
	2009	13,7±5,1	18,9±3,8	188±47	3,00±0,74	0,36±0,24
	2010	15,1±7,6	16,2±2,6	200±102	3,68±0,99	0,39±0,12
	2011	12,0±5,3	15,4±4,5	170±73	2,90±1,06	0,31±0,09
Potěšil	Průměr	18,3±7,8	15,5±2,2	271±159	3,99±1,49	0,38±0,15
	2008	25,9±5,9	16,3±1,7	421±153	5,37±1,20	0,51±0,13
	2009	14,4±6,4	16,6±2,4	183±126	3,42±1,27	0,32±0,15
	2010	13,9±4,5	15,1±1,5	178±66	3,44±1,06	0,30±0,08
	2011	19,4±8,1	14,1±2,4	304±151	3,81±1,59	0,41±0,15
Služebný	Průměr	11,2±6,9	17,5±2,6	162±104	3,55±1,31	0,37±0,18
	2008	7,3±5,8	19,3±3,0	145±125	4,61±2,01	0,45±0,23
	2009	12,8±7,0	18,9±1,9	186±125	3,21±1,09	0,33±0,21
	2010	16,2±5,7	15,4±0,9	180±54	3,44±0,54	0,39±0,12
	2011	8,0±5,1	16,3±2,0	137±102	3,12±0,86	0,33±0,12



Obr. 13. Boxplot zobrazující koncentrace DOC (mg l⁻¹) v jednotlivých rybnících (medián s kvartily a rozsahem minimálních a maximálních hodnot)

Koncentrace POC měla průměrnou hodnotu 13,2 mg l⁻¹. Nejnižší koncentrace POC byla naměřena 0,1 mg l⁻¹ v rybníce Služebný v květnu 2008. Nejvyšší koncentrace POC 39,1 mg l⁻¹ byla naměřena v rybníce Rod v červenci 2007.

Při porovnání průměrných koncentrací POC (Tab. 20) bylo zjištěno, že rybníky Potěšil a Klec měly významně vyšší koncentraci POC než ostatní rybníky a zároveň rybník Potěšil měl vyšší koncentraci POC i než rybník Klec (Dunnův post hoc, $p < 0,05$) (Tab. 21).

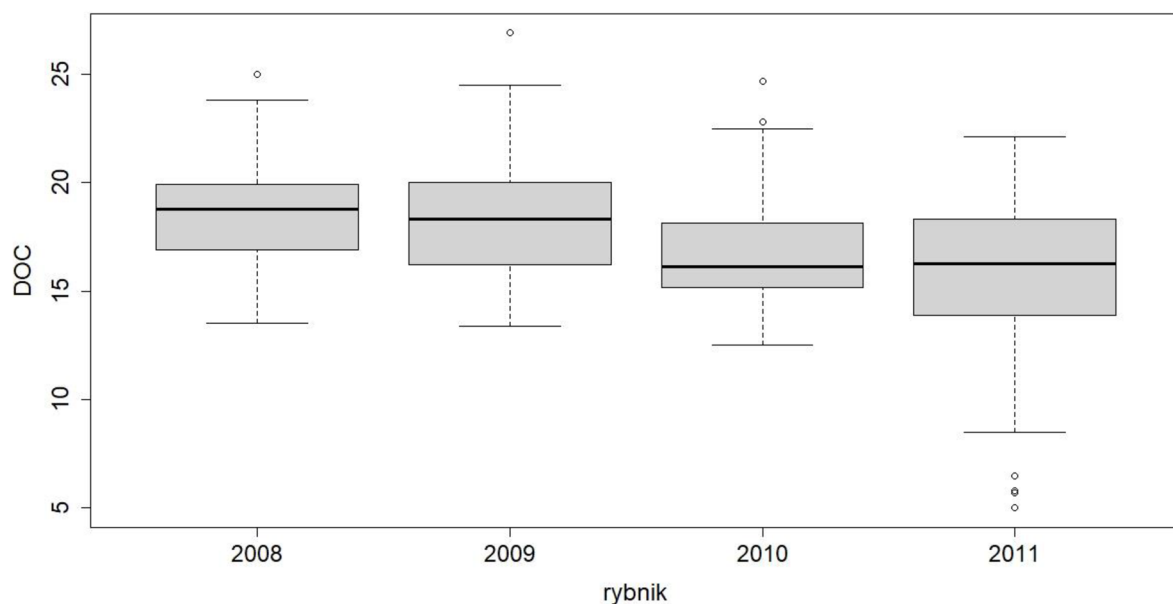
Tab. 21. Rozdíly mezi rybníky v jednotlivých parametrech. Tučně jsou zvýrazněny statisticky významné rozdíly na hladině významnosti $< 0,05$. N – počet měření, H – hodnota K-W testu, Df – stupně volnosti, p – hladina významnosti. Následný Dunnův post hoc test a hladiny významnosti p

	POC	DOC	Chl- <i>a</i>	TN	TP
N	237	237	237	237	237
H	32,0	38,4	20,9	12,1	17,0
Df	4	4	4	4	4
p	0,000	0,000	0,000	0,017	0,002
Dunnův post hoc test	p	p	p	p	p
Dobrá Vůle – Klec	0,00	0,40	0,01	0,20	0,01
Dobrá Vůle – Potěšil	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Klec – Potěšil	0,08	0,00	0,34	0,05	0,63
Dobrá Vůle – Rod	0,77	0,03	0,61	0,74	0,97
Klec – Rod	0,01	0,00	0,03	0,34	0,01
Potěšil – Rod	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Dobrá Vůle – Služebný	0,86	0,64	0,82	0,09	0,03
Klec – Služebný	0,01	0,73	0,02	0,66	0,67
Potěšil – Služebný	0,00	0,00	0,00	0,14	0,38
Rod – Služebný	0,91	0,01	0,79	0,18	0,03

5.3.2. Rozdíly mezi jednotlivými roky 2008 – 2011

Při porovnání 4 let byla nejvyšší koncentrace DOC 18,6 mg l⁻¹ v roce 2009 a nejnižší koncentrace 15,7 mg l⁻¹ v roce 2011. Koncentrace DOC v letech 2008 a 2009 byla významně vyšší než v letech 2010 a 2011 (Dunnův post hoc, $p < 0,05$) (Tab. 22, Obr. 14).

Rybník Klec měl významně nižší koncentraci DOC v roce 2011 ve srovnání s roky 2009 a 2010 a koncentrace DOC v roce 2010 byla nižší než v roce 2009 (Dunnův post hoc, $p < 0,05$). Rybník Služebný měl významně nižší průměrné koncentrace DOC v letech 2010 a 2011 ve srovnání s roky 2008 a 2009 (Dunnův post hoc, $p < 0,05$).



Obr. 14. Boxplot zobrazující koncentrace DOC (mg l^{-1}) v jednotlivých letech (medián s kvartily a rozsahem minimálních a maximálních hodnot)

Tab. 22. Rozdíly mezi sezónami v jednotlivých parametrech. Tučně jsou zvýrazněny statisticky významné rozdíly na hladině významnosti $< 0,05$. N – počet měření, H – hodnota K-W testu, Df – stupně volnosti, p – hladina významnosti. Následný Dunnův post hoc test a hladiny významnosti p

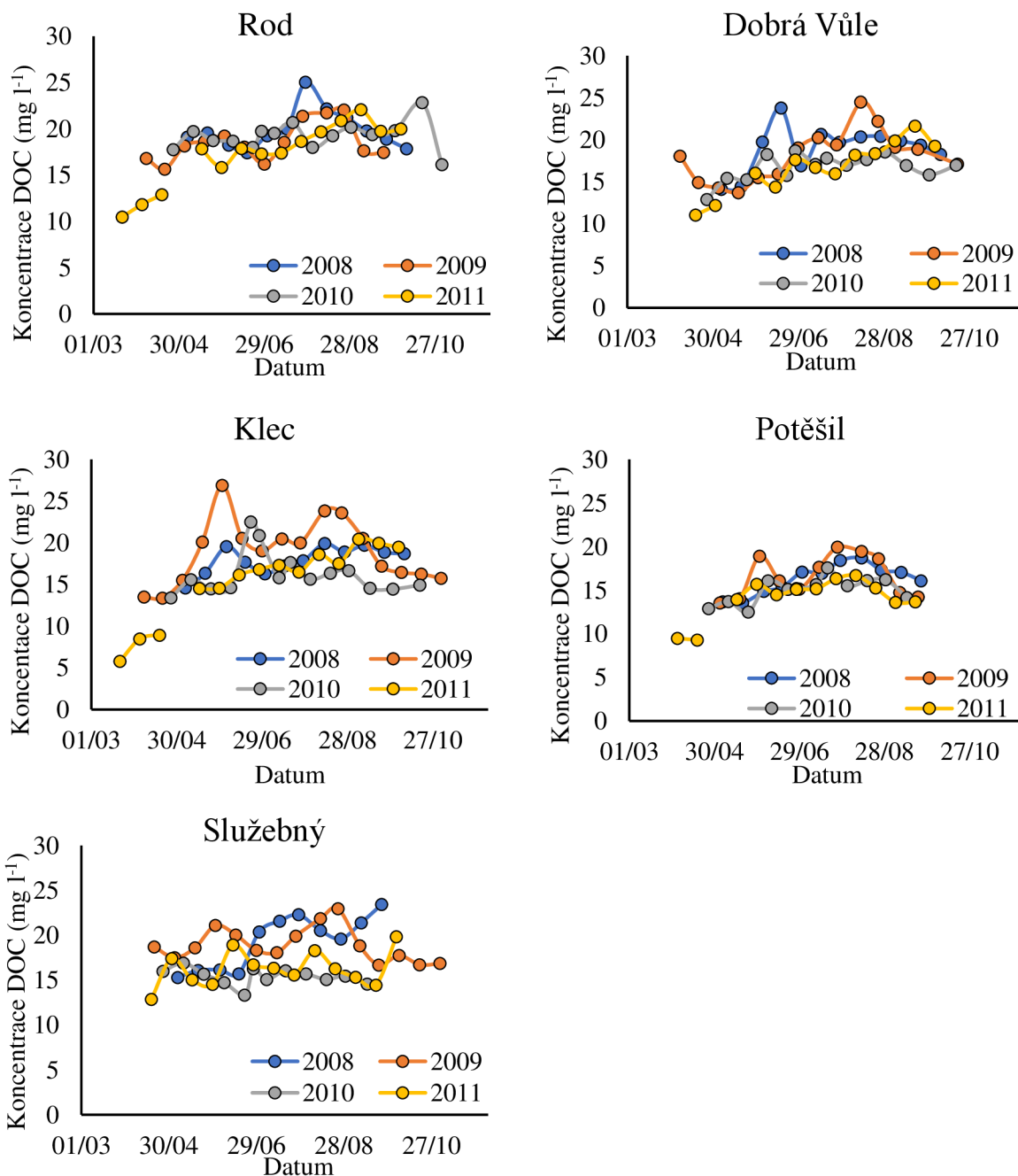
	POC	DOC	Chl- <i>a</i>	TN	TP
N	237	237	237	237	237
H	15,0	31,8	12,7	27,4	18,5
Df	3	3	3	3	3
p	0,002	0,000	0,005	0,000	0,000
Dunnův post hoc test	p	p	p	p	p
2008 – 2009	0,03	0,54	0,00	0,00	0,00
2008 – 2010	0,62	0,00	0,18	0,24	0,13
2009 – 2010	0,01	0,00	0,03	0,00	0,01
2008 – 2011	0,01	0,00	0,04	0,00	0,00
2009 – 2011	0,71	0,00	0,13	0,25	0,24
2010 – 2011	0,00	0,40	0,46	0,01	0,15

5.3.3. Sezónní trendy v koncentracích DOC v rybnících

V průběhu sezóny dochází také ke změnám v koncentraci DOC. Koncentrace DOC se zvýšila z jarní průměrné hodnoty $15,2 \text{ mg l}^{-1}$ na letní průměr $18,3 \text{ mg l}^{-1}$, poté se koncentrace snížila na $17,8 \text{ mg l}^{-1}$ v pozdním létě (Tab. 23). Při porovnání sezónních průběhů koncentrací DOC v rybnících bylo zjištěno, že stejný průběh je ve všech rybnících. Nejvyšší koncentrace DOC se vyskytuje v létě (Obr. 15).

Tab. 23. Koncentrace DOC (mg l^{-1}) v rybnících a v průběhu sezóny

DOC	průměr	Rod	Dobrá Vůle	Klec	Potěšil	Služebný
průměr	17,2±3,3	18,6±2,8	17,6±3,2	16,9±3,9	15,2±2,6	17,5±2,6
jaro	15,2±3,8	16,6±3,2	15,0±3,7	14,2±5,3	13,4±3,2	16,4±2,0
léto	18,3±2,4	19,6±2,0	18,9±2,3	18,5±2,4	16,5±1,7	18,0±2,7
pozdní léto	17,8±2,5	19,3±1,9	18,7±1,6	17,4±2,4	14,8±1,3	17,8±2,9



Obr. 15. Sezónní průběhy koncentrací DOC v jednotlivých rybnících v letech 2008 – 2011.

5.3.4. Korelace měřených parametrů v rybnících 2008 – 2011

Koncentrace Chl-*a* korelovala s koncentracemi celkových živin TN ($r = 0,78$, $p < 0,001$) a TP ($r = 0,70$, $p < 0,001$). Koncentrace živin významně korelovaly i společně ($r = 0,75$, $p < 0,001$). Koncentrace Chl-*a*, která je indikátorem fytoplanktonu, korelovala s POC ($r = 0,88$, $p < 0,001$) (Tab. 24).

Koncentrace POC korelovala s koncentracemi TN ($r = 0,70$, $p < 0,001$) a TP ($r = 0,69$, $p < 0,001$). Koncentrace DOC opět významně nekorelovala ($r < 0,5$) s žádným z měřených parametrů, stejně jako DON a DOP (Tab. 24).

Tab. 24. Pearsonův korelační koeficient (r) pro vyhodnocení vzájemných vztahů mezi koncentrací Chl-*a*, DOC, POC, TN, DON, TP a DOP. Tučně jsou korelace, kde $p < 0,001$ ukazuje na významné vztahy.

		Chl- <i>a</i>	POC	DOC	TN	DON	TP	DOP
Chl- <i>a</i>	r	1	0,878	0,189	0,783	0,001	0,692	- 0,004
	p	1	0,000	0,004	0,000	0,989	0,000	0,954
POC	r		1	0,061	0,697	- 0,120	0,690	0,007
	p		1	0,350	0,000	0,065	0,000	0,914
DOC	r			1	0,236	0,440	0,242	0,158
	p			1	0,000	0,000	0,000	0,015
TN	r				1	0,456	0,753	0,171
	p				1	0,000	0,000	0,008
DON	r					1	0,277	0,346
	p					1	0,000	0,000
TP	r						1	0,572
	p						1	0,000
DOP	r							1
	p							1

5.4. Budějovické a Třeboňské rybníky v letech 2017 – 2018

V letech 2017 – 2018 bylo sledováno celkem 10 rybníků. Sedm rybníků se nacházelo nedaleko Českých Budějovic a tři rybníky byly vybrány z Třeboňské rybníční soustavy Naděje. Z předchozích výsledků vyplývá, že DOC významně nekoreluje ($r < 0,5$) s žádným z chemických parametrů ani vodivostí. Z tohoto důvodu se tato část výsledků zabývá především popisem DOC a následně sezónní dynamikou DOC.

5.4.1. Fyzikálně-chemické parametry

Všech 10 sledovaných rybníků bylo hypertrofiních podle průměrných hodnot průhlednosti, koncentrací celkového fosforu (TP), dusíku (TN), organického uhlíku (TOC) a chlorofylu (Chl-*a*) uvedených v tabulce v příloze (Tab. P2). Data ze 4 rybníků (Rod, Klec, Kvítkovický

a Dehtář), kde byly vzorky odebírány oba roky jsou uvedeny odděleně. Signifikantní rozdíly mezi rokem 2017 a 2018 nebyly nalezeny v žádném z měřených parametrů (K-W test, $p > 0,05$) a byly hodnoceny jako jeden soubor dat.

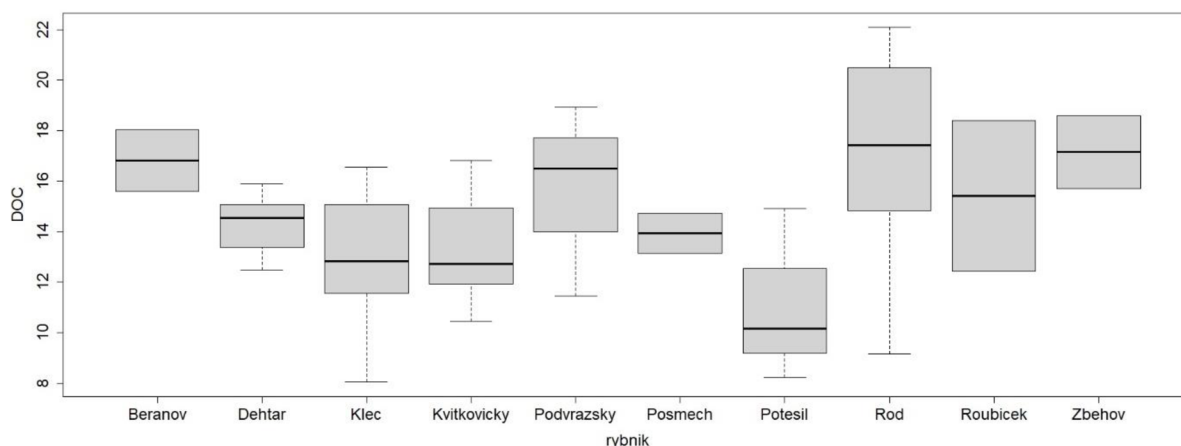
Vodivost vodních vzorků z Třeboňské oblasti s průměrnou hodnotou $182 \mu\text{S cm}^{-1}$ byla významně nižší než průměrná vodivost v rybnících z Budějovické oblasti ($298 \mu\text{S cm}^{-1}$). Vodivost vzorků významně korelovala s koncentracemi Mg^{2+} ($r = 0,64$, $p < 0,05$) a Ca^{2+} ($r = 0,60$, $p < 0,05$). Klec, Potěšil a Rod (Třeboňské rybníky) měly nižší koncentraci Mg^{2+} a Ca^{2+} než rybníky z Budějovické oblasti (K-W test, $p < 0,05$). Tyto rozdíly byly díky rozdílnému povodí. Další chemické parametry a optické charakteristiky byly porovnány také podle oblastí (Tab. 25).

Tab. 25. Rozdíly mezi Třeboňskou a Budějovickou rybniční oblastí v jednotlivých parametrech. Tučně jsou zvýrazněny statisticky významné rozdíly na hladině významnosti $< 0,05$. N – počet měření, H – hodnota K-W testu, Df – stupně volnosti, p – hladina významnosti.

	Vodivost	Chl- <i>a</i>	POC	DOC	TN	TP
N	52	52	52	52	52	52
H	33,76	0,02	3,78	0,00	0,00	0,75
Df	1	1	1	1	1	1
p	0,000	0,876	0,052	0,949	0,985	0,386

Průměrná koncentrace DOC ze všech deseti sledovaných rybníků byla $14,5 \text{ mg l}^{-1}$. Nejnižší koncentrace DOC $8,0 \text{ mg l}^{-1}$ byla naměřena v rybníce Klec v dubnu 2017. Nejvyšší koncentrace DOC $22,1 \text{ mg l}^{-1}$ byla naměřena v rybníce Rod v srpnu 2017. Průměrné koncentrace DOC se lišily mezi rybníky (K-W test, $p < 0,05$). Rybník Potěšil s nejnižší průměrnou koncentrací DOC se lišil od rybníků Beranov, Zběhov a Rod. Rybník Rod měl významně vyšší koncentraci DOC než rybníky Klec a Kvítkovický. Rybník Zběhov měl významně vyšší koncentraci DOC než Klec (Dunnův post hoc test, $p < 0,05$) (Obr. 16). Při porovnání Třeboňské a Budějovické oblasti nebyly nalezeny významné rozdíly (K-W test, $p > 0,05$) (Tab. 25).

Koncentrace DOC se zvyšovala od dubna do září. Významné rozdíly byly zaznamenány mezi jarní (duben – červen) průměrnou koncentrací $12,9 \text{ mg l}^{-1}$ a letní (červenec – září) průměrnou hodnotou koncentrace $16,8 \text{ mg l}^{-1}$ (K-W test, $p < 0,05$) (Tab. 26).



Obr. 16. Boxplot zobrazující koncentrace DOC (mg l^{-1}) v jednotlivých rybnících (medián s kvartily a rozsahem minimálních a maximálních hodnot)

Tab. 26. Rozdíly mezi jarním a letním obdobím v jednotlivých parametrech (K-W test). Tučně jsou zvýrazněny statisticky významné rozdíly na hladině významnosti $< 0,05$. N – počet měření, H – hodnota K-W testu, Df – stupně volnosti, p – hladina významnosti.

	Vodivost	Chl- <i>a</i>	POC	DOC	TN	TP
N	52	52	52	52	52	52
H	0,16	30,96	11,68	17,26	16,22	5,57
Df	1	1	1	1	1	1
p	0,692	0,000	0,000	0,000	0,000	0,018

Koncentrace POC měla průměrnou hodnotu $13,6 \text{ mg l}^{-1}$. Nejnižší koncentrace POC $2,6 \text{ mg l}^{-1}$ byla naměřena v rybníce Rod v květnu 2017. Nejvyšší koncentrace POC $51,6 \text{ mg l}^{-1}$ byla naměřena v rybníce Rod v srpnu 2018. Průměrné koncentrace POC nebyly signifikantně rozdílné mezi rybníky a ani mezi Třeboňskou a Budějovickou oblastí (K-W test, $p > 0,05$) (Tab. 25), ale byly rozdílné mezi jarním a letním obdobím ($p < 0,05$) (Tab. 26).

Koncentrace Chl-*a* se pohybovaly v rozmezí od $0,4$ do $696 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$ s průměrnou koncentrací $144 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$. Minimální a maximální hodnoty koncentrace Chl-*a* byly naměřeny v rybníce Rod při stejném odběru jako koncentrace POC. Koncentrace Chl-*a* nebyly rozdílné mezi vzorkovanými rybníky (K-W test $p > 0,05$) a ani mezi oblastmi (Tab. 25). Koncentrace Chl-*a* byly rozdílné v sezóně (Tab. 26). Jarní průměrné koncentrace Chl-*a* $62 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$ byly významně nižší než letní průměrné koncentrace $248 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$ (K-W test, $p < 0,05$). Koncentrace Chl-*a* významně korelovala s koncentrací POC ($r = 0,77$, $p < 0,05$) (Tab. 27).

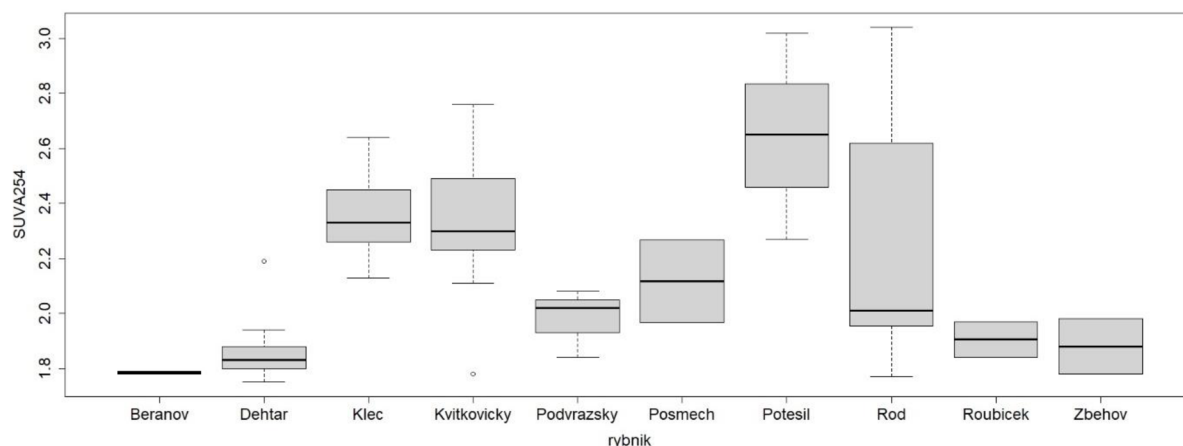
Tab. 27. Pearsonův korelační koeficient (r) pro vyhodnocení vzájemných vztahů mezi koncentrací Chl-*a*, POC, DOC, TN, TP a vodivostí. Tučně jsou korelace, kde $r > 0,5$ a $p < 0,001$ ukazuje na významné vztahy mezi parametry

		Chl- <i>a</i>	POC	DOC	TN	TP	Vodivost
Chl- <i>a</i>	r	1	0,771	0,434	0,897	0,467	- 0,320
	p	1	0,000	0,001	0,000	0,000	0,028
POC	r		1,0	0,313	0,778	0,395	- 0,355
	p		1,0	0,024	0,000	0,004	0,014
DOC	r			1	0,495	0,242	- 0,193
	p			1	0,000	0,084	0,193
TN	r				1	0,369	- 0,318
	p				1	0,007	0,029
TP	r					1	0,050
	p					1	0,739
Vodivost	r						1
	p						1

5.4.2. Absorpční charakteristika DOM

Absorpční koeficienty při vlnové délce 254 a 350 nm, vypočítané hodnoty SUVA₂₅₄, SUVA₃₅₀, sklony spektrálních křivek (S₂₇₅₋₂₉₅, S₃₅₀₋₄₀₀) a poměr sklonů spektrálních křivek jsou prezentovány v tabulce v příloze (Tab. P3).

Specifická absorbance SUVA₂₅₄, která slouží jako indikátor aromatických struktur v DOM, měla průměrnou hodnotu 2,2 l mgC⁻¹ m⁻¹. Nejnižší SUVA₂₅₄ 1,7 l mgC⁻¹ m⁻¹ byla v rybníce Dehtář v srpnu 2017. Nejvyšší SUVA₂₅₄ 3,0 l mgC⁻¹ m⁻¹ byla v rybníce Rod v dubnu 2017. Porovnáním hodnot SUVA₂₅₄ byl zjištěn významný rozdíl mezi Třeboňskou a Budějovickou oblastí (K-W test, $p < 0,05$) (Tab. 28) a také mezi rybníky (K-W, $p < 0,05$) (Obr. 17). Třeboňské rybníky a rybník Kvítkovický měly vyšší hodnoty SUVA₂₅₄ než rybníky Beranov, Dehtář a Posměch. Zároveň měl rybník Potěšil vyšší hodnoty než Roubíček a Zběhov (Dunnův post hoc test, $p < 0,05$). SUVA₂₅₄ se snižovala během sezóny, kdy jarní průměrná hodnota 2,3 l mgC⁻¹ m⁻¹ byla vyšší než letní průměrná hodnota 2,0 l mgC⁻¹ m⁻¹ (K-W test, $p < 0,05$) (Tab. 29). Největší změny během sezóny byly zaznamenány v rybníce Rod, kde jarní průměrná hodnota 2,6 l mgC⁻¹ m⁻¹ byla vyšší než letní 1,9 l mgC⁻¹ m⁻¹ (Dunnův post hoc test, $p < 0,05$).



Obr. 17. Boxplot zobrazující hodnoty $SUVA_{254}$ ($l\ mgC^{-1}\ m^{-1}$) v jednotlivých rybnících (medián s kvartily a rozsahem minimálních a maximálních hodnot)

Obsah aromatických struktur byl v průměru 18 %. V jarním období byl průměrný obsah 19 % a během sezóny se snižoval na letní průměrný obsah 17 % aromatických struktur v DOM. Největší obsah aromatických struktur v DOM 23 % měl Rod v dubnu 2017 a nejnižší 15 % měl Dehtář v srpnu 2017.

Tab. 28. Rozdíly mezi Třeboňskou a Budějovickou rybníční oblastí v absorpčních charakteristikách DOM (K-W test). Tučně jsou zvýrazněny statisticky významné rozdíly na hladině významnosti $< 0,05$. N – počet měření, H – hodnota K-W testu, Df – stupně volnosti, p – hladina významnosti.

	$SUVA_{254}$	$SUVA_{350}$	$S_{275-295}$	S_R	CFOI
N	52	52	52	52	52
H	12,91	8,28	0,67	0,26	2,42
Df	1	1	1	1	1
p	0,000	0,004	0,414	0,612	0,120

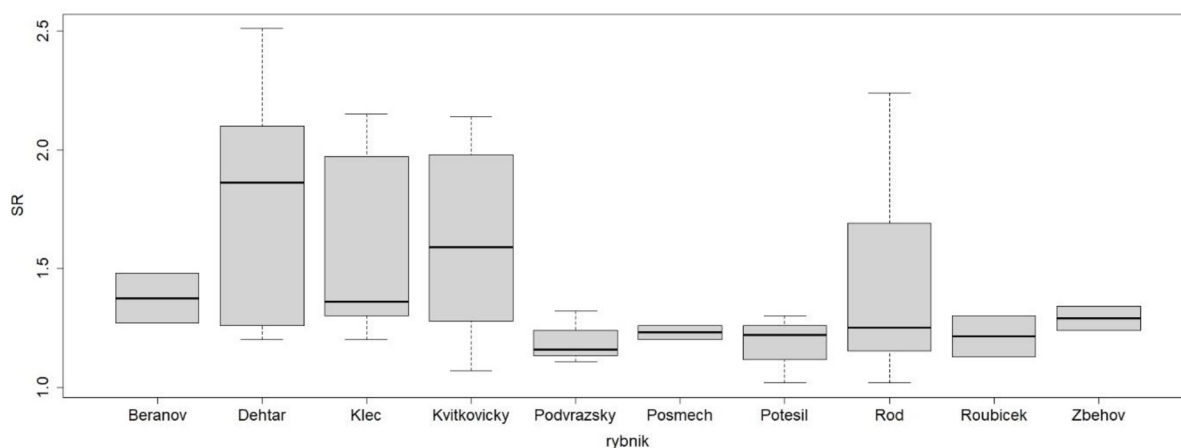
Specifická absorbance $SUVA_{350}$ se používá jako indikátor ligninu a terestrického zdroje DOM. Průměrná hodnota $SUVA_{350}$ byla $0,46\ l\ mgC^{-1}\ m^{-1}$. Nejnižší $SUVA_{350}$ $0,30\ l\ mgC^{-1}\ m^{-1}$ byla v rybníce Beranov v červnu 2017. Nejvyšší $SUVA_{350}$ $0,71\ l\ mgC^{-1}\ m^{-1}$ byla v rybníce Potěšil v dubnu 2017. Porovnáním hodnot $SUVA_{350}$ mezi Třeboňskou a Budějovickou oblastí a mezi rybníky byly zjištěny významné rozdíly (K-W test, $p < 0,05$) (Tab. 28). Rybníky Klec, Kvítkovický a Potěšil měly významně vyšší $SUVA_{350}$ než Branov, Dehtář, Posmých a Zběhov (Dunnův post hoc test, $p < 0,05$). Hodnoty $SUVA_{350}$ se snižovaly během sezóny, ale nebyly statisticky významné ($p > 0,05$) (Tab. 29). Největší změny v $SUVA_{350}$ během sezóny byly v rybníce Rod, kde jarní průměrné hodnoty $0,53\ l\ mgC^{-1}\ m^{-1}$ byly významně vyšší než letní $0,38\ l\ mgC^{-1}\ m^{-1}$ (Dunnův post hoc test, $p < 0,05$).

Poměr sklonů spektrálních křivek S_R udávající zdroj DOM měl průměrnou hodnotu 1,50. Nejnížší průměrná hodnota byla 1,02 v rybníce Rod v květnu 2017. Nejvyšší průměrná hodnota S_R byla 2,51 v rybníce Dehtář v srpnu 2018. Porovnáním hodnot S_R mezi Třeboňskou a Budějovickou oblastí (Tab. 28) a mezi rybníky nebyly zjištěny statisticky významné rozdíly (K-W test, $p > 0,05$) (Obr. 18). Hodnoty S_R se zvyšovaly během sezóny, kdy jarní průměrné hodnoty 1,30 byly významně nižší než letní 1,75 (K-W test, $p < 0,01$) (Tab. 29). Rod měl významně rostoucí S_R z 1,18 na jaře na 1,82 v létě (Dunnův post hoc test, $p < 0,05$).

Tab. 29. Rozdíly mezi jarním a letním obdobím v absorpčních charakteristikách DOM (K-W test). Tučně jsou zvýrazněny statisticky významné rozdíly na hladině významnosti $< 0,05$. N – počet měření, H – hodnota K-W testu, Df – stupně volnosti, p – hladina významnosti.

	SUVA ₂₅₄	SUVA ₃₅₀	S ₂₇₅₋₂₉₅	S _R	CFOI
N	52	52	52	52	52
H	7,59	0,96	5,81	18,37	8,21
Df	1	1	1	1	1
p	0,006	0,328	0,016	0,000	0,004

Sklon spektrální křivky $S_{275-295}$ související s molekulovou hmotností DOM negativně koreloval s $SUVA_{254}$ ($r = -0,66$, $p < 0,05$) and $SUVA_{350}$ ($r = -0,73$, $p < 0,05$). Vyšší hodnoty SUVA a nižší hodnoty $S_{275-295}$ naznačují vyšší molekulovou hmotnost DOM. Všechny korelace jsou zaznamenány v tabulce v příloze (Tab. P5). Pozitivní korelace mezi DOC a $S_{275-295}$ ($r = 0,52$, $p < 0,05$) a negativní korelace mezi DOC a $SUVA_{254}$ ($r = -0,61$, $p < 0,05$), $SUVA_{350}$ ($r = -0,56$, $p < 0,05$) a CFOI ($r = -0,59$, $p < 0,05$) ukazuje, že při vyšší koncentraci DOC se snižuje molekulová hmotnost DOM a snižuje se obsah aromatických struktur a ligninu.



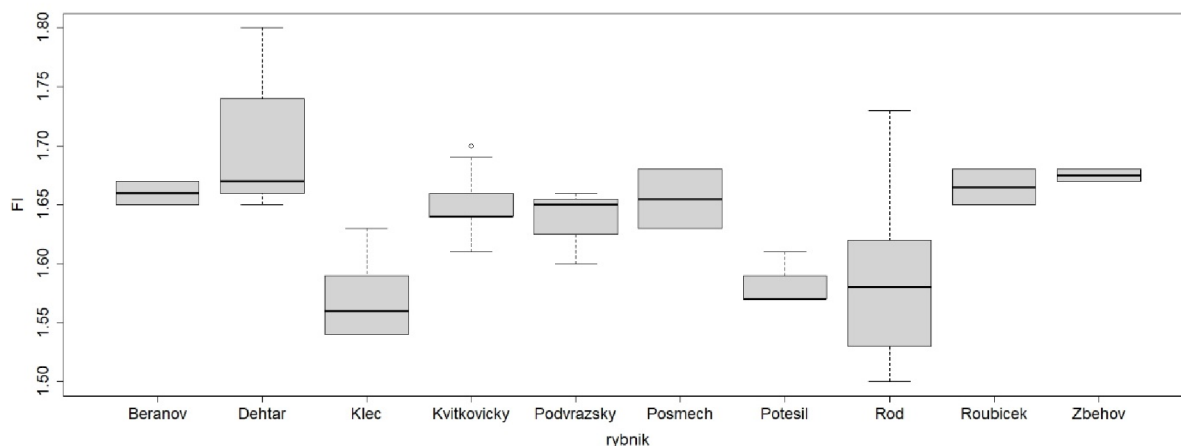
Obr. 18. Boxplot zobrazující hodnoty S_R v jednotlivých rybnících (medián s kvartily a rozsahem minimálních a maximálních hodnot)

Optický indikátor potenciálních klimatických změn (CFOI) měl průměrnou hodnotu $89 \text{ nm m}^2 (\text{gC})^{-1}$. Nejnižší hodnota CFOI $44 \text{ nm m}^2 (\text{gC})^{-1}$ byla v rybníce Rod v srpnu 2018. Nejvyšší hodnota CFOI $163 \text{ nm m}^2 (\text{gC})^{-1}$ byla v rybníce Potěšil v dubnu 2017. Porovnáním hodnot CFOI mezi Třeboňskou a Budějovickou oblastí nebyly nalezeny významné rozdíly (K-W test, $p > 0,05$) (Tab. 28), ale byly nalezeny významné rozdíly mezi jednotlivými rybníky (K-W test, $p < 0,05$). Rybníky Klec a Kvítkovický měly vyšší hodnoty než rybníky Beranov a Zběhov. Rybník Potěšil byl vyšší než rybníky Beranov, Dehtář a Zběhov (Dunnův post hoc test, $p < 0,05$). Významné rozdíly mezi jarními a letními hodnotami CFOI byly pozorovány (Tab. 29) v rybnících Klec a Rod (Dunnův post hoc test, $p < 0,05$). CFOI koreluje pozitivně s SUVA_{254} ($r = 0,81$, $p < 0,05$) a SUVA_{350} ($r = 0,84$, $p < 0,05$) (Tab. P5). Vyšší hodnoty CFOI naznačují alochtonní původ DOM s větší molekulovou hmotností a malý vliv slunečního záření.

5.4.3. Fluorescenční charakteristika DOM

Všechny indexy vypočítané z naměřené fluorescence jako fluorescenční index (FI), huminový index (HIX) a biologický index (BIX), poměry píků C : T, A : T a C : A a zastoupení 4 komponentů PARAFACu jsou prezentovány v tabulce v příloze (Tab. P4).

Fluorescenční index (FI) ukazující zdroj DOM měl průměrnou hodnotu 1,63. Nejnižší hodnota 1,50 byla v rybníce Rod v květnu 2017. Nejvyšší hodnota FI 1,80 byla v rybníce Dehtář v září 2018. Porovnáním hodnot FI mezi Třeboňskou a Budějovickou oblastí (Tab. 30) a mezi rybníky byly zjištěny významné rozdíly (K-W test, $p < 0,05$) (Obr. 19). Všechny tři Třeboňské rybníky měly nižší FI než Dehtář a Zběhov. Rybník Rod měl nižší FI než rybník Kvítkovický. Rybník Klec měl nižší FI než další rybníky Beranov, Kvítkovický a Roubíček (Dunnův post hoc test, $p < 0,05$) (Obr. 19). Jarní průměrná hodnota FI 1,62 a letní průměrná hodnota 1,64 nebyly statisticky významně rozdílné (K-W test, $p > 0,05$) (Tab. 31). FI negativně koreloval s SUVA_{254} ($r = -0,50$, $p < 0,05$) (Tab. P5), což ukazuje, že vyšší FI mají látky s nižším obsahem aromatických struktur a látky mikrobiálního původu.

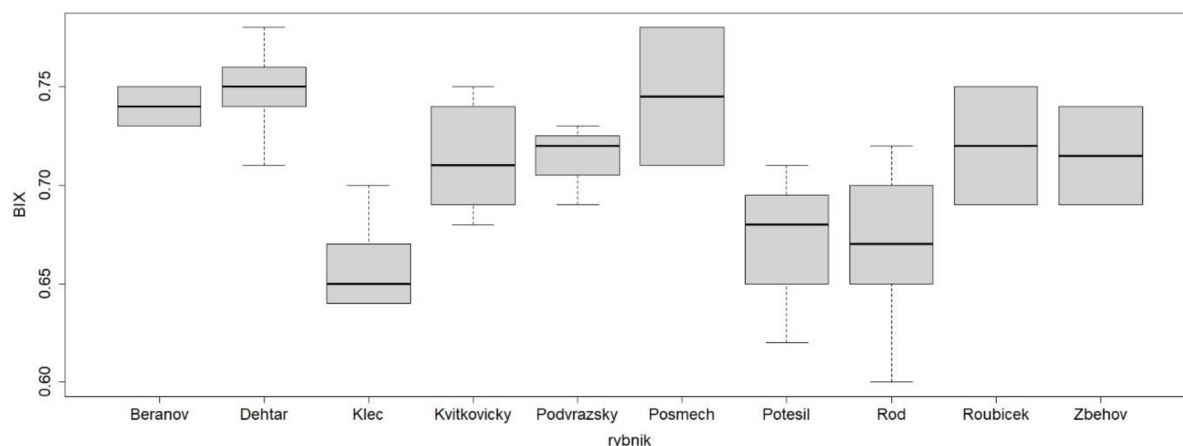


Obr. 19. Boxplot zobrazující hodnoty FI v jednotlivých rybnících (medián s kvartily a rozsahem minimálních a maximálních hodnot)

Tab. 30. Rozdíly mezi Třeboňskou a Budějovickou oblastí ve fluorescenčních charakteristikách DOM (K-W test). Tučně jsou zvýrazněny statisticky významné rozdíly na hladině významnosti < 0,05. N – počet měření, H – hodnota K-W testu, Df – stupně volnosti, p – hladina významnosti.

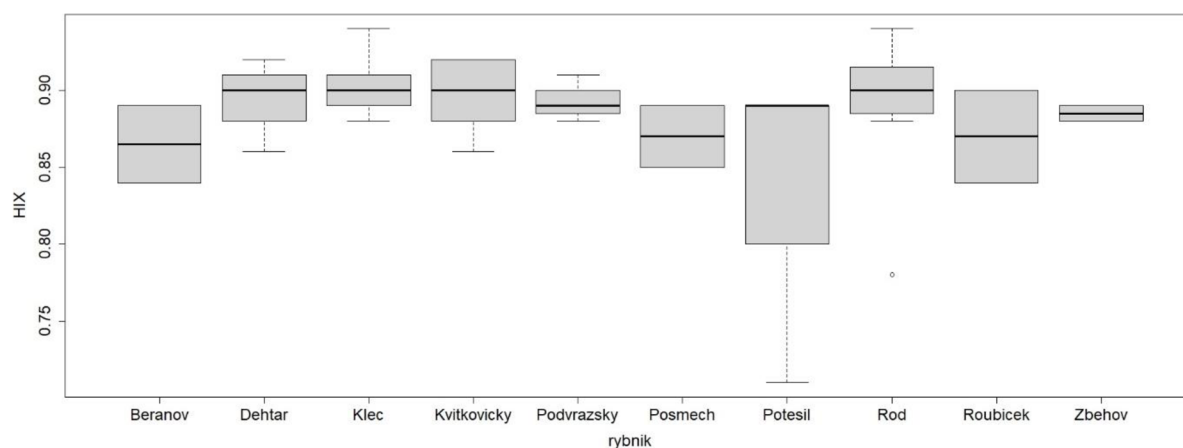
	FI	BIX	HIX	C : T	A : T	C : A	C : M
N	52	52	52	52	52	52	52
H	27,78	26,68	0,58	0,12	0,27	10,963	1,42
Df	1	1	1	1	1	1	1
p	0,000	0,000	0,445	0,726	0,606	0,001	0,233

Biologický index (BIX), který se používá jako indikátor mikrobiálního původu DOM, měl průměrnou hodnotu 0,70. Nejnižší BIX 0,60 byl v rybníce Rod v dubnu 2017 a nejvyšší BIX 0,78 byl v rybníce Dehtář v září 2018. Porovnáním hodnot BIX mezi Třeboňskou a Budějovickou oblastí (Tab. 30) a mezi rybníky byly zjištěny významné rozdíly (K-W test, $p < 0,05$). Rybník Klec měl nižší BIX než rybníky Beranov, Dehtář, Kvítkovický, Podvražský a Posměch. Rybník Potesil měl BIX nižší než Dehtář. Rybník Rod měl BIX nižší než Beranov, Dehtář, Kvítkovický a Posměch (Dunnův post hoc test, $p < 0,05$) (Obr. 20). BIX se významně zvýšil během sezóny mezi jarní průměrnou hodnotou 0,69 a letní průměrnou hodnotou 0,72 (K-W test, $p < 0,05$) (Tab. 31). BIX negativně koreloval s CFOI ($r = -0,53$, $p < 0,05$) a SUVA₃₅₀ ($r = -0,62$, $p < 0,05$) a pozitivně koreloval s FI ($r = 0,68$, $p < 0,05$) (Tab. P5). Vyšší hodnoty BIX naznačují méně alochtonního a více autochtonního původu DOM.



Obr. 20. Boxplot zobrazující hodnoty BIX v jednotlivých rybnících (medián s kvartily a rozsahem minimálních a maximálních hodnot)

Huminový index (HIX), který se používá jako indikátor huminových látek a humifikace, měl průměrnou hodnotu 0,89. Nejnížší hodnotu HIX 0,71 měl rybník Potěšil v srpnu 2017 a nejvyšší hodnotu HIX 0,94 měl rybník Rod v červnu 2018. Porovnáním hodnot HIX mezi Třeboňskou a Budějovickou oblastí (Tab. 30) a mezi rybníky nebyly nalezeny významné rozdíly (K-W test, $p > 0,05$) (Obr. 21). Hodnota HIX se významně měnila během sezóny (K-W test, $p < 0,05$) (Tab. 31).



Obr. 21. Boxplot zobrazující hodnoty HIX v jednotlivých rybnících (medián s kvartily a rozsahem minimálních a maximálních hodnot).

Tab. 31. Rozdíly mezi jarním a letním obdobím ve fluorescenčních charakteristikách DOM (K-W test). Tučně jsou zvýrazněny statisticky významné rozdíly na hladině významnosti $< 0,05$. N – počet měření, H – hodnota K-W testu, Df – stupně volnosti, p – hladina významnosti.

	FI	BIX	HIX	C : T	A : T	C : A	C : M
N	52	52	52	52	52	52	52
H	2,49	6,79	7,09	12,78	14,69	0,54	0,02
Df	1	1	1	1	1	1	1
p	0,115	0,009	0,008	0,000	0,000	0,461	0,897

Poměr píků C : T, který udává poměr mezi huminovými látkami a látkami podobnými tryptofanu, měl průměrnou hodnotu 8,4. Poměr C : T se pohyboval od 3,5 do 11,9. Byly nalezeny statisticky významné rozdíly mezi jarními a letními poměry C:T (K-W test, $p < 0,05$) (Tab. 31).

Poměr píků A : T, který udává poměr mezi látkami podobnými fulvokyselinám a látkami podobnými tryptofanu, měl průměrnou hodnotu 2,6. Poměr A : T byl v rozmezí od 1,2 do 4,1. Byly nalezeny statisticky významné rozdíly mezi jarními a letními poměry C : T (K-W test, $p < 0,05$) (Tab. 31), nejvíce rozdílné byly jarní a letní hodnoty v rybníce Rod (Dunnův post hoc, $p < 0,05$).

Poměr píků C : A, který udává poměr mezi huminovými látkami a látkami podobnými fulvokyselinám, měl průměrnou hodnotu 3,2. Poměr C : A se pohyboval od 2,7 do 3,6. Porovnáním poměru píků C : A mezi Třeboňskou a Budějovickou oblastí byl zjištěn významný rozdíl mezi oblastmi (K-W test, $p < 0,05$) (Tab. 30).

Poměr píků C : M, který udává poměr mezi huminovými látkami a látkami mikrobiálního původu, měl průměrnou hodnotu 1,22. Poměr C : M se pohyboval v rozmezí od 1,14 do 1,33.

Při porovnání poměrů píků C : T a A : T mezi rybníky nebyly zjištěny signifikantní rozdíly (K-W test, $p > 0,05$). Při porovnání píků C : A mezi rybníky byly nalezeny významné rozdíly (K-W test, $p < 0,05$). Rybník Kvítkovický měl vyšší poměr C : A než rybníky Beranov, Klec, Posměch, Potěšil a Rod. Rybník Rod měl nižší poměr C : A než rybníky Dehtář a Roubíček (Dunnův post hoc test, $p < 0,05$), což naznačuje vyšší podíl látek podobných fulvokyselinám v rybníce Rod než v rybnících Dehtář a Kvítkovický.

Poměr píků C : T negativně koreloval s koncentrací Chl-*a* ($r = -0,51$, $p < 0,05$). Při vyšší koncentraci Chl-*a* se zvyšuje obsah látek podobných tryptofanu (pík T) a proto se poměr C : T snižuje. HIX pozitivně koreloval s poměrem píků C : T ($r = 0,78$, $p < 0,05$) a A : T ($r = 0,76$, $p < 0,05$) (Tab. P5). HIX je indikátorem huminových látek a tudíž koreluje s poměry, které souvisejí s obsahem huminových látek nebo látek podobných fulvokyselinám. Poměr píků C : T negativně koreloval s koncentrací DOC ($r = -0,48$, $p < 0,05$), což ukazuje, že vyšší koncentrace DOC souvisí s jednoduchými látkami odpovídajícími tryptofanu.

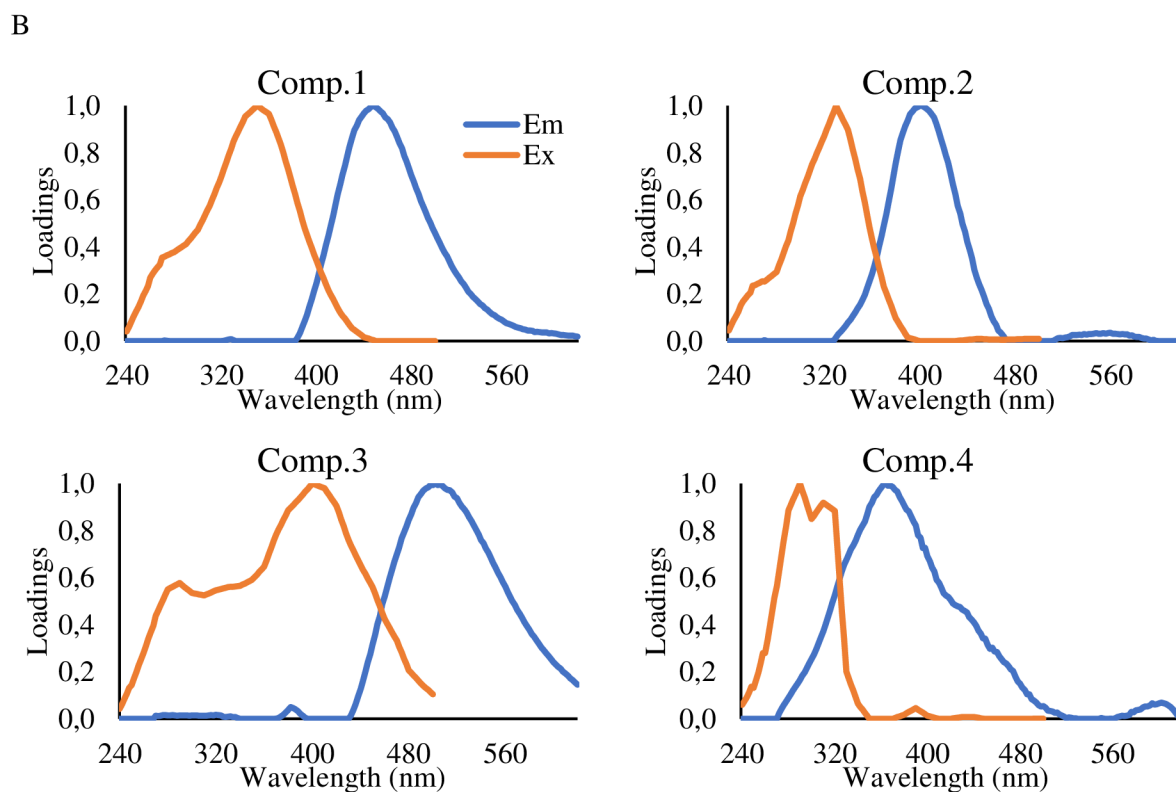
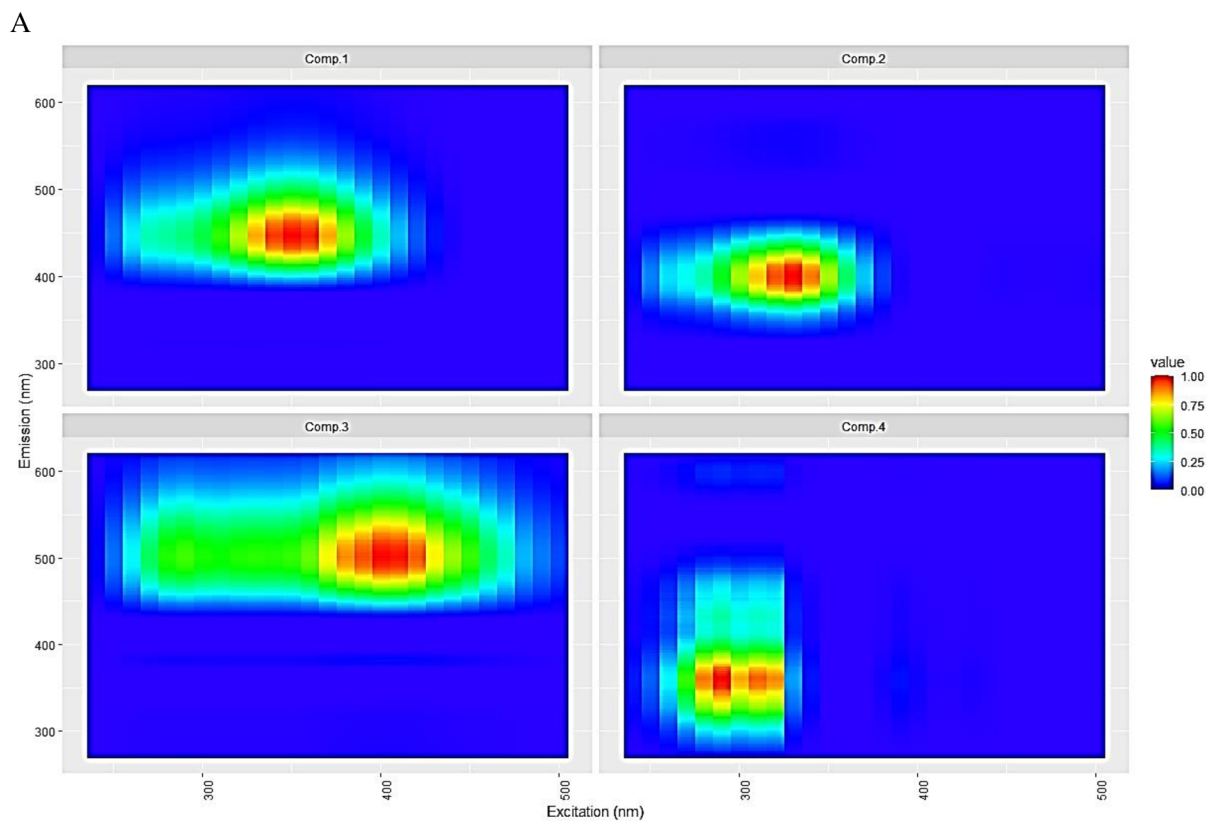
5.4.4. PARAFAC a PCA v hodnocení optických charakteristik DOM

Všech 52 excitačně-emisních matic (EEM) bylo použito pro model PARAFAC. Tento model našel společnou variabilitu a stanovil 4 komponenty, které adekvátně modelují tento soubor

dat. Excitačně-emisní charakteristiky komponentu 1 (Comp. 1) byly charakterizovány jako pík při excitaci 350 nm a emisi 448 nm. Komponent 1 se podobal píku C, který popsal Coble (Coble, 1996). Komponent C2 měl excitační maximum při 330 nm a emisní maximum při 402 nm. Tento komponent byl podobný fluorescenčnímu píku M, který je odvozen od huminových látek mikrobiálního původu. Komponent C3 byl charakterizován jako pík při excitaci 400 nm a emisi 502 nm, který se podobal píku A. Tento pík indikuje látky podobné fulvokyselinám. Komponent C4 měl dvě excitační maxima při 290 a 310 nm a emisní maximum při 364 nm. Tento komponent byl podobný proteinový pík T, který má mikrobiální nebo autochtonní původ.

Komponent C1 koreloval negativně s komponentem C2 ($r = -0,78$, $p < 0,05$) a pozitivně s komponentem C3 ($r = 0,49$, $p < 0,05$) (Tab. P5). Komponent C2 koreloval negativně s komponentem C3 ($r = -0,82$, $p < 0,05$) a naznačuje, že komponenty huminových kyselin a fulvokyselin se vyskytují podobně, zatímco látky mikrobiálního původu snižují vliv huminových látek. Komponent C4 koreloval s koncentrací DOC ($r = 0,52$, $p < 0,05$), což naznačuje, že při vyšších koncentracích DOC je více DOM odpovídajících tryptofanu. Excitačně-emisní spektra jednotlivých komponent PARAFACu jsou na obrázku Obr. 22 A a B.

Průměrné procentické zastoupení jednotlivých komponent modelu PARAFAC je uvedeno v tabulce v příloze (Tab. P4). Rybníky z Třeboňské oblasti (Rod, Klec a Potěšil) měly vyšší zastoupení komponentů C1 a C3 a nižší C2, což ukazuje na vyšší obsah huminových látek v těch rybních.



Obr. 22. Čtyři fluorescenční komponenty vypočítané modelem PARAFAC. A) Obrysové grafy popisují intenzitu jako funkci excitačních vlnových délek pro každý komponent. B) Individuální excitačně emisní načítání. Čáry ukazují intenzitu excitace (oranžová) a emise (modrá).

Spektrální charakteristiky komponent modelu PARAFAC byly porovnány s dříve publikovanými fluorescenčními spektry v online spektrální knihovně OpenFluor (Murphy et al., 2014) se score excitační a emisní podobnosti přesahující 0,95. Výsledné podobné komponenty jsou uvedeny v tabulce (Tab.32).

Tab. 32. Výsledky modelu PARAFAC a podobnost s komponenty z OpenFluor (Murphy et al., 2014).

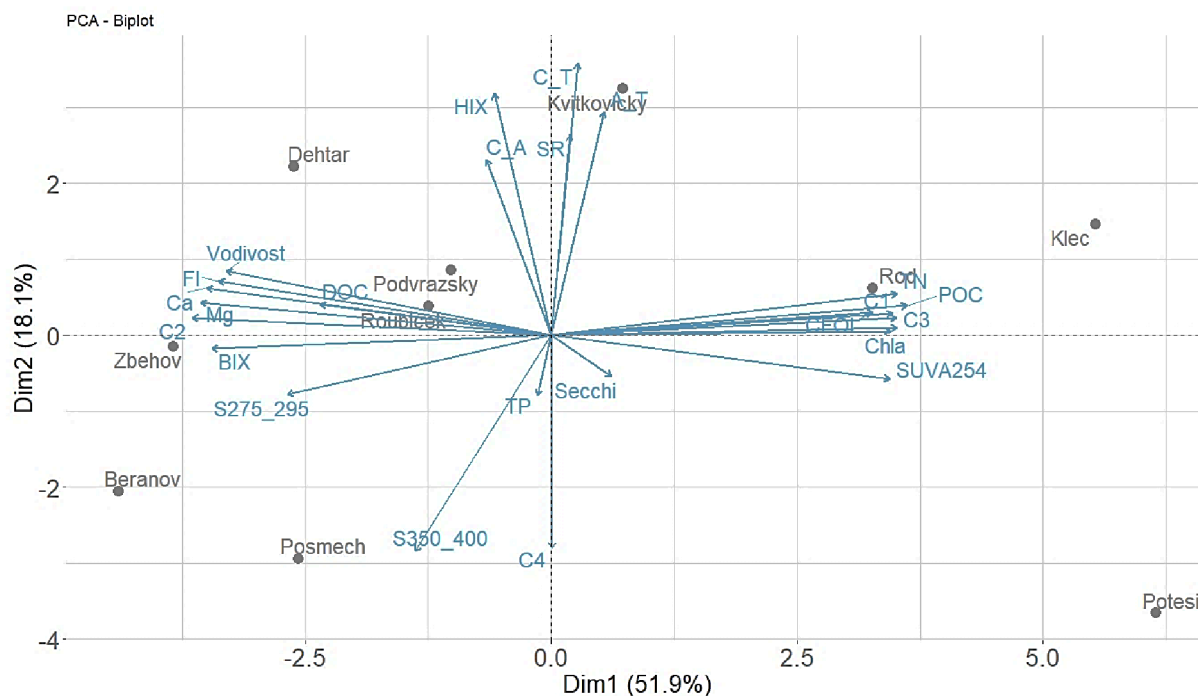
Komponent	Excitace (nm)	Emise (nm)	Coble pik	Komponent	OpenFluor Literatura
C1	350	448	C	C3	(Søndergaard et al., 2003)
				C1	(Chen et al., 2018)
				C2	(Lambert et al., 2017)
				C3	(Lambert et al., 2016)
				C3	(Shutova et al., 2014)
				C5	(Wünsch et al., 2017)
C2	330	402	M	C6	(Osburn et al., 2012)
				C2	(Catalá et al., 2015)
C3	400	502	A	C4	(Stedmon et al., 2003)
				C4	(Chen et al., 2018)
C4	290 a 310	364	T	C4	(Søndergaard et al., 2003)
				C6	(Murphy et al., 2011)
				C3	(Bittar et al., 2016)

Analýza hlavních komponent (PCA) byla použita pro popis zdrojů a složení DOM. První model PCA (Obr. 23), kombinující rybníky s chemickými, absorpčními a fluorescenčními charakteristikami DOM, vysvětluje 70 % rozptylu. Tento model byl užitečný pro ilustraci prostorové variability v datech. Graf PCA ukazuje vertikální a horizontální rozdělení na základě umístění vzorků (Obr. 23), které popisuje rozdíly ve složení a původu DOM.

Horizontální rozdělení (Dim. 1, Obr. 23) vysvětluje 51,9 % variability a je spojeno s obsahem huminových látek a autochtonního nebo mikrobiálního DOM. Třeboňské rybníky (Klec, Potěšil, Rod) jsou na pravé straně a jsou reprezentovány DOM s více huminovými látkami (C1) a látkami podobnými fulvokyselinám (C3), vyšším obsahem alochtonního DOM (SUVA₃₅₀ a CFOI) a s vyšším obsahem aromatických struktur (SUVA₂₅₄) v DOM. Budějovické rybníky jsou v levé části a reprezentují rozdílné chemické složení s vyšší vodivostí, vyšším obsahem Mg²⁺ a Ca²⁺. Tyto rybníky měly více DOM mikrobiálního a autochtonního původu (C2, BIX, FI). Rybník Kvítkovický se podobal Třeboňským rybníkům s vyšším obsahem huminových látek v DOM (poměry C : T a C : M).

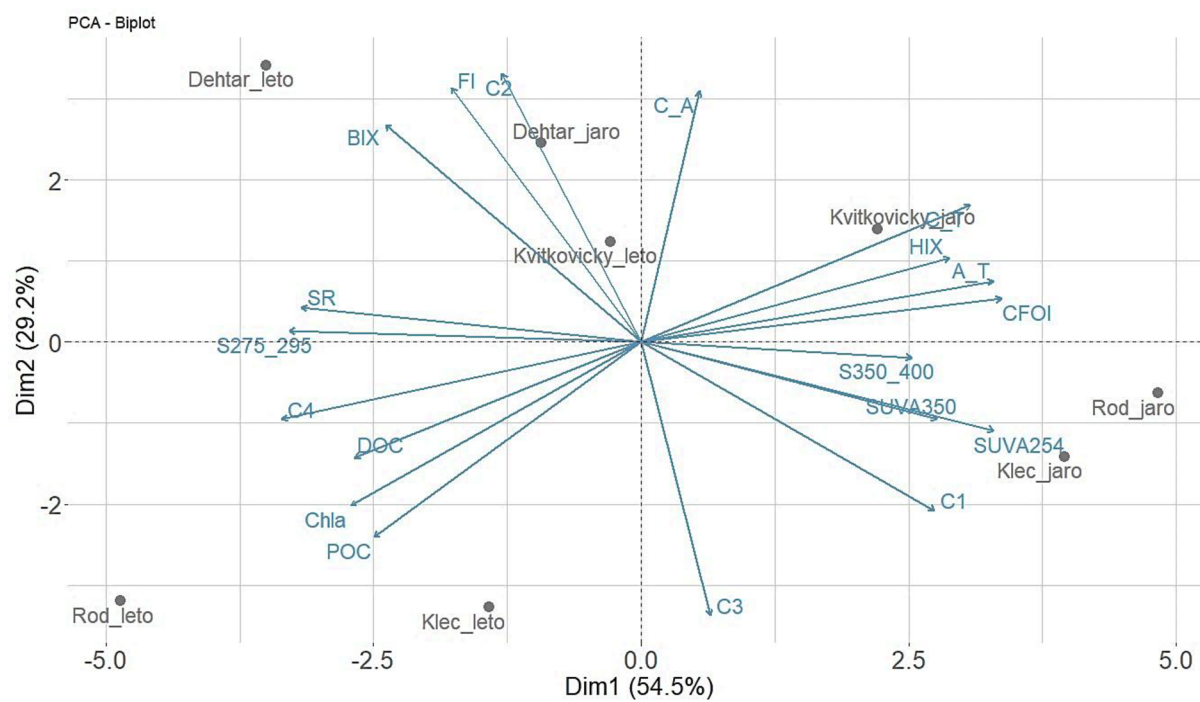
Vertikální rozdělení (Dim. 2, Obr. 23) vysvětluje 18,1 % variability a je spojen s biologickými procesy. Ve spodní části se nacházejí rybníky Beranov a Posměch, které jsou více ovlivněné

biologickými procesy. Tyto rybníky měly DOM odpovídající tryptofanu (C4). Naopak v horní části jsou rybníky Kvítkovický, Rod a Klec, které měly více huminových látek (HIX, C : T, A : T) a byly méně ovlivněny biologickými procesy.



Obr. 23. Analýza hlavních komponent (PCA) chemických, absorpčních a fluorescenčních charakteristik v rozdílných rybnících.

Některé chemické, absorpční a fluorescenční charakteristiky se měnily během sezóny. PCA byla použita i k vysvětlení rozdílů mezi jarním a letním obdobím ve čtyřech rybnících, které byly vzorkovány v obou letech 2017 – 2018. Tento model vysvětluje 83,7 % rozptylu v sezóně (Obr. 24). Horizontální rozdělení (Dim. 1, Obr. 24) vysvětluje 54,5 % variability a je spojeno s původem DOM. Rybníky Rod, Klec a Kvítkovický v jarním období jsou na pravé straně a reprezentují alochtonní zdroj DOM (CFOI, SUVA₃₅₀), s vyšším obsahem aromatických struktur (SUVA₂₅₄) a DOM odpovídající huminovým kyselinám (C1). Na levé straně se nachází rybníky Rod a Klec v letním období a reprezentují vysokou primární produkci (Chl-*a*) a DOM odpovídající tryptofanu (C4). Vertikální rozdělení (Dim. 2, Obr. 24) vysvětluje 29,2 % variability a je spojen s biologickými procesy. V horní části se nacházejí rybníky Dehtář a Kvítkovický, které jsou více ovlivněné biologickými procesy, při kterých vzniká autochtonní DOM (FI, BIX), popř. DOM mikrobiálního původu (C2) a ve spodní části se nacházejí rybníky, které mají DOM odpovídající fulvokyselinám (C3).



Obr. 24. PCA chemických, absorpčních a fluorescenčních charakteristik ve čtyřech rybnících ve dvou rozdílných obdobích (jaro a léto).

6. Diskuse

6.1. Rybníční soustavy na Třeboňsku a DOC

Eutrofizace je spojena s rostoucím množstvím živin a rostoucí produktivitou ekosystému a také s rostoucím množstvím autochtonních organických látek (Rabalais, 2002). Míra trofie je hodnocena podle koncentrace celkového fosforu (TP), chlorofylu *a* (Chl-*a*) a průhlednosti (OECD, 1982). Srovnáním těchto parametrů s parametry všech sledovaných rybníků v letech 2010 – 2011 bylo zjištěno, že téměř všechny rybníky jsou hypertrofni kromě tří rybníků z rybníční soustavy Chlum-Lutová. Tyto tři rybníky, Staňkovský, Zájezek a Vizír, měly hodnoty určující míru trofie na pomezí eutrofniho a hypertrofniho ekosystému. Povodí rybníční soustavy Chlum-Lutová je tvořeno z 51 % zalesněnou půdou a jen 23 % zemědělskou půdou (Pechar et al., 2003). Na koncentraci živin v rybnících nemusí mít bezprostřední vliv splach živin z povodí. Rybník Vizír je chráněn jako národní přírodní památka a má méně intenzivní hospodaření (IUCN, 1996). Rybník Staňkovský patří mezi 10 největších rybníků v ČR a s hloubkou až 10 m je nejhlubším rybníkem v ČR (Pechar et al., 2017). Tento rybník je určen ke sportovnímu rybolovu (Potužák et al., 2016). Důvodem nižší trofie rybníka Staňkovský může být retence P v sedimentu, nízká rybí obsádka a absence krmení a hnojení (Potužák et al., 2016). Rybník Staňkovský se ještě v letech 1990 – 1991 dal zařadit mezi mezotrofni rybníky, jeho trofie se tedy neustále zvyšuje a jako hlavní zdroj fosforu byl označen přítok Koštěnický potok (Pechar et al., 2017).

Eutrofizace ekosystému má za následek zvýšenou primární produkci fytoplanktonu, který tvoří partikulovaný organický materiál (POM) a uvolňuje rozpuštěný organický materiál (DOM) (Riemann and Søndergaard, 1986). Organický materiál vytvořený uvnitř ekosystému se nazývá autochtonní a jeho hlavním zdrojem je primární produkce. Do vodního ekosystému se dostává organický materiál také z povodí a je označován jako alochtonní (Aitkenhead-Peterson et al., 2003; Brezonik et Arnold, 2011; Brönmark et Hansson, 2005; Lampert et Sommer, 2007; Osburn et Morris, 2003; Steinberg, 2003; Thurman, 1985; Wetzel, 2001).

Zdrojem partikulovaného organického uhlíku (POC) je v eutrofniích a hypertrofniích ekosystémech díky zvýšené koncentraci živin především vysoká produkce fytoplanktonu (Riemann and Søndergaard, 1986). Korelace mezi koncentrací POC a Chl-*a* nalezená u sledovaných rybníků na Třeboňsku naznačuje, že většina POC v rybnících je autochtonního původu. Vysoká produkce fytoplanktonu je částečně požírána zooplanktonem nebo se mění na

detritus. Ten je buď rozkládán na DOM a anorganické látky nebo sedimentuje (Brönmark et Hansson, 2005).

Koncentrace DOC se v jezerech pohybují mezi 1 až 10 mg l⁻¹. Podobné koncentrace byly nalezeny v přirozených Šumavských jezerech, kde nejnižší koncentraci DOC 2,2 mg l⁻¹ má Černé jezero a nejvyšší Plešné jezero s 6,7 mg l⁻¹ (Hruška et al., 2013). Koncentrace DOC se zvyšuje s trofickým stavem a eutrofní jezera mají koncentrace vyšší než 5 mg l⁻¹ (Thurman, 1985) a hypertrofní mohou mít koncentrace až 25 mg l⁻¹ (Riemann and Søndergaard, 1986). Průměrná koncentrace DOC ve sledovaných rybníčních soustavách byla 15,3 mg l⁻¹ a odpovídá hypertrofním jezerům. Koncentrace DOC neměla významnou korelaci s žádným z měřených parametrů, dokonce ani s POC.

Nejvyšší průměrná koncentrace DOC byla 16,1 mg l⁻¹ v rybníční soustavě Naděje, kde byla zároveň i nejvyšší průměrná koncentrace POC 13,6 mg l⁻¹. V oligotrofních jezerech je poměr DOC : POC 10 : 1 (Thurman, 1985; Wetzel, 2001), zatímco v eutrofních jezerech se zvyšuje POC a poměr se snižuje na 6:1 (Wetzel, 2001). V hypertrofních jezerech může být poměr DOC : POC dokonce obrácený 1 : 10 (Riemann and Søndergaard, 1986). V rybníční soustavě Naděje byl poměr DOC : POC 1,2 : 1 a stejný byl i v soustavě Vitmanov. Rybníční soustava Vitmanov má v povodí 61 % zalesněné půdy a rybníční soustava Naděje 41% zalesněné půdy (Pechar et al., 2003). Z lesního povodí se do rybníčního ekosystému může dostávat více alochtonního POC a hůře rozložitelného alochtonního DOC (Hongve, 1999). Naopak soustava Břilice měla poměr DOC : POC nejvyšší 2,5 : 1. Povodí rybníční soustavy Břilice tvoří z 57 % zemědělská půda (Pechar et al., 2003), kde by se dal předpokládat vysoký přísun živin a vysoká primární produkce, ale při srovnání s dalšími soustavami měla naopak rybníční soustava Břilice nejnižší průměrné koncentrace Chl-*a* a POC.

Průměrné hodnoty koncentrace DOC byly rozdílné mezi rybníčními soustavami. Soustava Naděje s nejvyšší průměrnou koncentrací 16,1 mg l⁻¹ a soustava Břilice s druhou nejvyšší koncentrací DOC 15,8 mg l⁻¹ se lišily od soustav Třeboň a Vitmanov. DOC sice neměl významnou korelaci, koreluje s TN a TP, ale rybníky, které se lišily v DOC se lišily i v koncentracích těchto živin.

Koncentrace DOC se zvyšovaly během sezóny, kdy na jaře byla průměrná koncentrace 12,2 mg l⁻¹ a v pozdním létě 17,3 mg l⁻¹ DOC. Zvyšování DOC během sezóny je běžné díky zvýšené primární produkci fytoplanktonu, který produkuje exudáty a sám odumírá a podléhá mikrobiálnímu rozkladu (Bertilsson et Jones, 2003).

6.2. Dlouhodobé změny DOC v rybníčních soustavách

Při porovnání dat z rybníčních soustav z let 2010 – 2011 a 2020 bylo zjištěno, že se koncentrace DOC významně zvýšily ve všech soustavách, kromě soustavy Vitmanov. Tato soustava má v povodí 61% zalesněné půdy (Pechar et al., 2003), která si drží stabilnější koncentrace živin než obhospodařovaná zemědělská půda. Rybníční soustava Vitmanov je napájena Novou řekou, která může mít také vliv na přínos živin z povodí a jejich následné využití.

Zatímco průměrné koncentrace DOC se v porovnání po 10 letech zvýšily, koncentrace živin, TN a TP a koncentrace chlorofylu (Chl-*a*) se naopak snížily kromě soustavy Břilice, kde došlo k nárůstu koncentrace TN a Chl-*a*. Soustava Břilice má v povodí 57 % zemědělské půdy a dusík může být splachován z povodí a má za následek zvýšení primární produkce. Rybníční soustava Břilice měla v letech 2010 – 2011 nejnižší koncentraci Chl-*a* ze všech soustav. Pokles koncentrací živin a Chl-*a* v ostatních soustavách byl dán nejspíše šetrnějším používáním hnojiv v zemědělství (Pechar, 2015; Withers et al., 2014) a menší mírou hnojení rybníků v posledních letech (Pechar, 2015, 2000).

Zvýšení koncentrace DOC bylo zaznamenáno od 90. let 20. století v mnoha evropských a severoamerických vodách (Evans et al., 2005; Monteith et al., 2007). Jednalo se zejména o oblasti, které se zároveň zotavovaly z acidifikace (Monteith et al., 2007). Na našem území to byly horské potoky (Hruška et al., 2009) a šumavská jezera (Kopáček et al., 2003). Nárůst koncentrace DOC byl zaznamenán i v dalších oblastech jako např. rašelinných půdách (Freeman et al., 2001) nebo v řece Malši (Hejzlar et al., 2003), ale dosud není zcela vyjasněn. Vliv na zvýšení koncentrace DOC mohou mít změny v povodí, např. odlesnění (Kopáček et al., 2017), ale také se změny klimatu. Změny klimatu jsou spojené se zvýšenou teplotou, která může zvýšit rychlost mikrobiálního rozkladu (Freeman et al., 2001). Zároveň je v atmosféře více CO₂, který podporuje primární produkci (Hutchins et al., 2007; Sardans et al., 2012) a mění se na organický C (Freeman et al., 2004; Hejzlar et al., 2003). Klimatické změny jsou spojené i s intenzivními srážkami, které mohou vyplavovat DOC z povodí (Porcal et al., 2009b).

Porovnáním koncentrací živin TN, TP a koncentrací Chl-*a* s dlouhodobými daty z roku 1990 – 1991 (IUCN, 1996) a 2000 – 2001 (Pechar et al., 2003) bylo zjištěno, že se koncentrace TP snižuje od 1990 – 1991 a koncentrace Chl-*a* se snižuje od 2000 – 2001 do roku 2020. Naopak koncentrace DOC za posledních 10 let vzrostla (Tab. 33 a 34).

Tab. 33. Porovnání koncentrací a vodivosti z let 1990 – 1991 (IUCN, 1996), 2000 – 2001 (Pechar et al., 2003), 2010 – 2011 a 2020

	Vodivost $\mu\text{S cm}^{-1}$	TN mg l^{-1}	TP mg l^{-1}	Chl- <i>a</i> $\mu\text{g l}^{-1}$	DOC mg l^{-1}
1990 – 91	367	2,60	0,29	121	
2000 – 01	246	2,27	0,29	140	
2010 – 11	196	2,70	0,27	131	15,3
2020	235	2,49	0,17	105	19,6

Tab. 34. Porovnání koncentrací z let 1990 – 1991 (IUCN, 1996), 2000 – 2001 (Pechar et al., 2003), 2010 – 2011 a 2020 v jednotlivých soustavách

Soustava	Rok	TN mg l^{-1}	TP mg l^{-1}	Chl- <i>a</i> $\mu\text{g l}^{-1}$	DOC mg l^{-1}
Třeboň	1990 – 91	2,06	0,29	100	
	2000 – 01	2,04	0,23	118	
	2010 – 11	2,50	0,23	121	13,6
	2020	2,08	0,14	103	19,9
Chlum- Lutová	1990 – 91	2,25	0,21	92	
	2000 – 01	2,00	0,28	146	
	2010 – 11	2,29	0,24	104	16,1
	2020	2,22	0,15	84	18,6
Vitmanov	1990 – 91	2,79	0,31	135	
	2000 – 01	2,03	0,29	161	
	2010 – 11	2,66	0,26	162	14,4
	2020	2,08	0,14	100	16,9
Lomnice	1990 – 91	2,41	0,28	120	
	2000 – 01	2,10	0,22	81	
	2010 – 11	2,94	0,32	139	15,4
	2020	2,70	0,19	104	20,3
Naděje	1990 – 91	2,94	0,36	206	
	2000 – 01	3,03	0,43	210	
	2010 – 11	3,30	0,32	183	16,1
	2020	2,88	0,19	142	19,4
Břilice	1990 – 91	2,65	0,27	87	
	2000 – 01	2,44	0,28	125	
	2010 – 11	2,50	0,22	84	15,8
	2020	2,98	0,20	96	23,4

6.3. Nadějské rybníky a rybník Služebný

Koncentrace DOC a dalších parametrů mohou v rybnících významně kolísat jak během sezóny, tak se hodnoty mohou lišit v rámci jednotlivých lokalit. Lze to dobře dokumentovat podrobným sledováním vybraných lokalit na Nadějské rybniční soustavě (Rod, Dobrá Vůle, Klec, Potěšil) a rybníku Služebný.

Porovnáním pěti rybníků bylo zjištěno, že jsou mezi nimi rozdíly. Rybník Potěšil měl nejnižší koncentrace DOC, POC, Chl-*a*, TN i TP a významně se lišil od rybníků Dobrá Vůle a Rod. Naopak rybník Rod měl nejvyšší koncentrace DOC, POC, Chl-*a*, TN a TP a lišil se ještě od rybníku Klec. Rybníky Klec a Potěšil mají intenzivní hospodaření na rozdíl od rybníků Rod a Dobrá Vůle, kde je extenzivní hospodaření (Baxa et al., 2013).

Porovnáním koncentrací DOC, POC, Chl-*a*, TN a TP bylo zjištěno, že se tyto koncentrace lišily i v jednotlivých letech. V letech 2008 – 2009 byly koncentrace vyšší, zatímco v letech 2010 – 2011 nižší, ale statisticky významné byly rozdíly pouze v letech 2009 a 2010 a v letech 2008 a 2011 (K-W test, $p < 0,05$).

Podobně jako v případě hodnocení výsledků rybničních soustav, v podrobně sledovaných rybnících spolu vzájemně korelují koncentrace Chl-*a*, POC, TN a TP. Rozpuštěná forma DOC neměla významnou korelaci ($r > 0,5$, $p < 0,05$) s žádným z měřených parametrů.

Také sezónní nárůst koncentrací vykazuje podobný trend, který je patrný ze srovnání jarních, letních a pozdně letních hodnot na rybničních soustavách. Koncentrace Chl-*a* a POC se zvyšují v průběhu sezóny, kdy dochází k nárůstu POC a Chl-*a* v důsledku nárůstu primární produkce a biomasy fytoplanktonu (Holland et al., 2018; Rutegwa et al., 2019; Wetzel, 2001). Koncentrace DOC se zvyšuje v průběhu sezóny také. Důvodem může být zvýšená exkrece fytoplanktonu (Jäger et al., 2014; Wetzel, 2001) nebo fotochemický a mikrobiální rozklad POC a vznik DOC (Wetzel, 2001).

V rybnících byl pozorován nárůst koncentrace DOC v letním období a následný mírný pokles v pozdním létě. V případě soustav byl zaznamenán pouze nárůst koncentrace DOC během sezóny, protože v soustavách byly pouze 3 odběry za sezónu a třetí byl na přelomu srpna a září. Zatímco v případě sledování rybníků bylo odebráno více vzorků během sezóny a jako letní odběry jsou označeny vzorky z července až srpna a jako pozdně letní odběry jsou označeny vzorky ze září až října. V tomto období už nebývá tak vysoká primární produkce, velké množství fytoplanktonu odumírá a stává se z něho sedimentující detrit (Brönmark et Hansson, 2005) a zároveň dochází ke snížení teploty a tím i ke zpomalení mikrobiálních procesů (Kořínek et al., 1987).

6.4. Třeboňské a Budějovické rybníky a charakteristika DOM

V letech 2017 a 2018 bylo sledováno celkem 10 rybníků. Sedm rybníků se nacházelo nedaleko Českých Budějovic a 3 rybníky byly z oblasti Třeboňska. Sledované rybníky z Třeboňské a Českobudějovické oblasti se lišily ve vodivosti. Rozdílné hodnoty vodivosti byly dány rozdílným povodím, protože v povodí Třeboňských rybníků jsou vlhké louky a organogenní půdy nebo lehké půdy na písčném podloží s nedostatkem dvoumocných kationtů (Ca^{2+} , Mg^{2+}) (Květ et al., 2002), což potvrzují i naměřené koncentrace Ca^{2+} a Mg^{2+} , které byly nižší v rybnících z Třeboňské oblasti.

Porovnáním naměřených hodnot koncentrací Chl-*a*, TN a TP (Tab. P2) s mezními hodnotami trofických stavů (Tab. 6) bylo zjištěno, že všech 10 rybníků bylo hypertrofních.

Průměrná koncentrace Chl-*a* byla $144 \mu\text{g l}^{-1}$ a průměrná koncentrace POC byla $13,6 \text{ mg l}^{-1}$. Porovnáním koncentrací Chl-*a* a POC mezi rybníky nebyly nalezeny žádné významné rozdíly. Koncentrace Chl-*a* významně korelovala s koncentrací TN a POC ($r > 0,5$, $p < 0,001$) a méně významně s koncentrací TP ($r < 0,5$, $p < 0,001$). Koncentrace Chl-*a* se používá jako indikátor biomasy primárních producentů (Pechar, 1987) a jejich primární produkce společně s dalšími fyzikálními, chemickými a biologickými procesy ve vodním ekosystému ovlivňuje množství a kvalitu DOM (Steinberg et al., 2006).

Průměrná koncentrace DOC byla $14,5 \text{ mg l}^{-1}$. Rybník Rod měl významně vyšší průměrnou koncentrací DOC než rybníky Potěšil, Klec a Kvítkovický. Rybník Potěšil s nejnižší koncentrací DOC se lišil od rybníků Beranov a Zběhov.

6.4.1 Původ DOM

Koncentrace DOC podobně jako v případě soustav a dalších rybníků z Nadějské rybníční soustavy neměla žádnou významnou korelaci s žádným z měřených parametrů. Optické metody byly použity, aby lépe charakterizovaly DOM a popsaly variabilitu a sezonalitu DOM. Tyto metody podávají více informací o složení DOM (Fellman et al., 2010; Hansen et al., 2016).

DOM může pocházet z alochtonních nebo autochtonních zdrojů. Alochtonní DOM obsahuje více aromatických sloučenin (Schwede-Thomas et al., 2005), má vyšší molekulovou hmotnost a vyšší poměr C : N (50 : 1) (Wetzel, 2001), je více rezistentní biologickému rozkladu (Riemann et Søndergaard, 1986; Steinberg, 2003) a absorbuje více světla a je více fluorescentní (Gondar et al., 2008) než autochtonní DOM, který je tvořen látkami s menší molekulovou hmotností, nižším poměrem C : N (12 : 1) (Wetzel, 2001) a je relativně snadno rozložitelný

neboli labilní (Riemann et Søndergaard, 1986; Wetzel, 2001). Alochtonní DOM má nižší hodnoty $S_{275-295}$, S_R a FI a vyšší hodnoty $SUVA_{254}$, $SUVA_{350}$, CFOI a HIX než autochtonní DOM.

Sklon spektrální křivky $S_{275-295}$ negativně koreluje s průměrnou molekulovou hmotností DOM (Helms et al., 2008) a používá se jako indikátor terestrického neboli alochtonního DOC (Fichot et Benner, 2012). Dřívější studie uvádějí hodnoty $S_{275-295}$ v rozmezí 0,014 – 0,018 nm^{-1} pro mokřady (Helms et al., 2008) a 0,012 – 0,023 nm^{-1} pro terestrické ekosystémy (Spencer et al., 2012). Sledované rybníky měly hodnoty $S_{275-295}$ v rozsahu 0,015 – 0,022 nm^{-1} a $S_{350-400}$ se pohyboval od 0,009 do 0,019 nm^{-1} . Hodnoty $S_{275-295}$ byly vždy vyšší než $S_{350-400}$, což ukazuje na převažující autochtonní zdroj DOM, jak uvádí (Helms et al., 2008).

Poměr spektrálních sklonů S_R se snižuje při fotochemickém rozkladu a negativně koreluje s DOM molekulovou hmotností (Helms et al., 2008). S_R se ve sledovaných rybnících pohyboval od 1,02 do 2,51 a podle Hansena et al. (2016) hodnoty vyšší než 1 v přírodních vodách naznačují primárně produkovaný, tedy autochtonní DOM. Zhang et al. (2009) udávají hodnoty S_R 0,76 – 1,79 pro mokřady a 0,70 – 2,40 pro jezerní vody. Všechny 10 sledovaných rybníků mělo autochtonní zdroj DOM s nízkou molekulovou hmotností.

Specifická absorbance při 254 nm $SUVA_{254}$ se používá jako indikátor obsahu aromatických struktur v DOM (Weishaar et al., 2003). Hodnoty $SUVA_{254}$ ze sledovaných rybníků se pohybovaly v rozmezí 1,7 – 3,0 $\text{l mgC}^{-1} \text{m}^{-1}$. Hodnoty $SUVA_{254}$ nižší než 3 $\text{l mgC}^{-1} \text{m}^{-1}$ mají hydrofilní sloučeniny (Edzwald et Tobiasson, 1999) s vysokým podílem alifatických sloučenin a fulvokyselin (Matilainen et al., 2011; Thurman, 1985).

Specifická absorbance při 350 nm $SUVA_{350}$ se používá jako indikátor ligninu, tedy terestrického alochtonního zdroje DOM (Hernes et Benner, 2003; Mann et al., 2016). Hodnoty $SUVA_{350}$ ze sledovaných rybníků se pohybovaly v rozmezí 0,30 – 0,71 $\text{l mgC}^{-1} \text{m}^{-1}$, což ukazuje na nízký obsah alochtonních DOM. Massicotte et al. (2017) uvádí, že pro alochtonní DOM se $SUVA_{350}$ pohybuje kolem 1.

Optický indikátor potenciálních klimatických změn (CFOI) se používá jako indikátor fotochemického rozkladu a alochtonního DOM (Williamson et al., 2014). Hodnoty CFOI ve sledovaných rybnících se pohybovaly od 44 do 163 $\text{nm m}^2 (\text{gC})^{-1}$, kdy nejvyšší hodnoty byly na jaře a naznačují vyšší obsah alochtonních látek a menší vliv slunečního záření na fotochemický rozklad, zatímco v letním období nižší hodnoty naznačují menší přísun alochtonního DOM a větší vliv slunečního záření na fotochemický rozklad.

Také fluorescenční index FI lze použít k identifikaci původu DOM, kdy hodnoty 1,2 v přírodních vodách naznačují terestrický původ DOM a hodnoty kolem 1,8 mikrobiální původ DOM (Wilson et Xenopoulos, 2009). Ve sledovaných rybnících se FI pohyboval v rozmezí 1,50 - 1,80, což více odpovídá přítomnosti organických látek autochtonního původu.

Biologický index BIX se používá jako indikátor mikrobiálního autochtonního původu DOM (Wilson et Xenopoulos, 2009). Ve sledovaných rybnících se BIX pohyboval v rozsahu 0,60 – 0,78. Vysoké hodnoty (> 1) odpovídají nedávno vytvořenému DOM autochtonního původu (Huguet et al., 2009).

Humínový index HIX se používá jako indikátor huminových látek a humifikace (Ohno, 2002). Ve sledovaných rybnících se HIX pohyboval od 0,71 do 0,94. Ohno (2002) udává, že hodnoty HIX se pohybují v rozmezí mezi 0,6 až 0,9. Podle Hugueta et al. (2009) hodnoty HIX nižší než 4 označují autochtonní DOM.

Fluorescenční excitačně-emisní matice a následný model PARAFAC určily 4 komponenty, které se ve vzorcích vyskytují. Dva komponenty (C1 a C3) odpovídají huminovým látkám, jeden komponent (C2) odpovídá huminovým látkám mikrobiálního původu a jeden komponent (C4) odpovídá tryptofanu. Komponent C1 je podobný Cobleho píku C a je spojený s vysokou molekulovou hmotností DOM a aromatickými molekulami z alochtonního zdroje DOM. Tento komponent měl největší shodu s dalšími již publikovanými PARAFAC modely v databázi OpenFlour (Murphy et al., 2014). Komponent C1 se nachází napříč různými vodními ekosystémy a byl zaznamenán i v dalších vodních ekosystémech jako např. v řece Kongo (Lambert et al., 2016), v řece Meuse v Belgii (Lambert et al., 2017), v jezeře Taihu a Hongze v Číně (Chen et al., 2018), v úpravkách vody v Austrálii (Shutova et al., 2014), v ústí řeky Neuse v Severní Karolíně (Osburn et al., 2012) a dokonce v antarktickém jezeře Pony Lake a Tichém oceánu (Wünsch et al., 2017). Komponent C2 je podobný píku M, který byl prvně objevený v mořském prostředí (Coble et al., 1998) a poté byl nalezen i v terestrickém a sladkovodním prostředí a odpovídá huminovým látkám mikrobiálního původu (Coble, 1996; Murphy et al., 2008; Osburn et al., 2011). Komponent C2 byl pozorován ve světovém oceánu (Catalá et al., 2015) a v povodí a ústí fjordu Horsens v Dánsku (Stedmon et al., 2003). Komponent C3 je podobný píku A, který odpovídá huminovým látkám (Chen et al., 2018; Coble et al., 1998; Kothawala et al., 2012; Søndergaard et al., 2003; Stedmon et al., 2003) a je spojen s vysokou molekulovou hmotností, aromatickými sloučeninami a odpovídá přesněji fulvokyselinám (Cory et McKnight, 2005; Fellman et al., 2010). Komponent C3 byl pozorován

v jezerech Taihu a Hongze v Číně (Chen et al., 2018) a Dánských sladkovodních ekosystémech (Søndergaard et al., 2003). Komponent C4 je podobný proteinovému píku T (Fellman et al., 2010), který má mikrobiální a autochtonní původ (Stedmon et al., 2003). Komponent C4 byl již objeven v slanských v ústí řek Skidaway River a Savannah River (Bittar et al., 2016) a v recyklované vodě úpraven vod v Austrálii (Murphy et al., 2011). Komponent C1 koreloval pozitivně s komponentem C3 a negativně s komponentem C2, což naznačuje, že komponenty odpovídající huminovým kyselinám a fulvokyselinám se vyskytují podobně a komponent C2 souvisí s jejich mikrobiálním rozkladem. Ve sledovaných rybnících byl přítomný i komponent C4, který odpovídá jednoduchým organickým látkám typu tryptofanu. Podle modelu PARAFAC je zřejmé, že se v rybnících nacházejí nejen jednoduché autochtonní látky, ale i huminové látky a fulvokyseliny.

Ve všech sledovaných rybnících z Třeboňské i Budějovické oblasti byl zjištěn z optických charakteristik DOM významný podíl autochtonního DOM. To odpovídá eutrofním a hypertrofním jezerům, kde byl původ naznačen poměrem DOC : POC, který v těchto jezerech klesá. Koncentrace DOC korelovala pozitivně s $S_{275-295}$ a C4 a negativně s $SUVA_{254}$, $SUVA_{350}$, CFOI a poměrem C : T, což naznačuje, že při vyšších koncentracích DOC je více jednodušších látek s nižší molekulovou hmotností a nižším obsahem ligninu a vyšším podílem látek odpovídajících tryptofanu.

6.4.2. Variabilita mezi rybníky

Třeboňská a Budějovická oblast rybníků se lišila ve vodivosti, ale ostatní chemické parametry jako koncentrace DOC, TN, TP a Chl-*a* nebyly významně rozdílné mezi oblastmi. Při bližším průzkumu DOM, ale byly zjištěny významné rozdíly ve složení DOM. Rybníky z Třeboňské oblasti měly vyšší hodnoty $SUVA_{254}$ a $SUVA_{350}$ a naopak nižší hodnoty S_R , FI, BIX a poměr C : A. $SUVA_{350}$ se používá jako indikátor ligninu, tedy terestrického DOM (Mann et al., 2016), který byl v Třeboňské oblasti vyšší a nejspíš souvisí s mokřady a organogenními půdami v povodí (Květ et al., 2002) a s tím, že v povodí Nadějské rybníční soustavy je 41 % zalesněné půdy (Pechar et al., 2003). $SUVA_{254}$ měla průměrnou hodnotu $2,4 \text{ l mgC}^{-1} \text{ m}^{-1}$ v Třeboňské oblasti a byla významně vyšší než průměrná hodnota $2,0 \text{ l mgC}^{-1} \text{ m}^{-1}$ v Budějovické oblasti. $SUVA_{254}$ slouží jako indikátor aromatických struktur v DOM (Weishaar et al., 2003) a vyšší hodnota v Třeboňské oblasti naznačuje DOM s více aromatickými strukturami v molekulách. Nižší hodnoty sklonu spektrální křivky naznačují vyšší molekulovou hmotnost DOM (Helms et al., 2008) a ve sledovaných rybnících byla nižší hodnota nalezena v Třeboňské oblasti.

Fluorescenční index FI se v přírodních vodách pohybuje v rozsahu mezi 1,2 pro DOM terestrického původu až 1,8 pro DOM mikrobiálního původu (Helms et al., 2013; McKnight et al., 2001; Wilson et Xenopoulos, 2009). Ve sledovaných rybnících byla průměrná hodnota FI 1,67 v Budějovické oblasti a 1,58 v Třeboňské oblasti, kde byl tedy větší vliv autochtonního DOM, zatímco v Budějovické oblasti je významnější mikrobiální původ DOM.

Biologický index BIX se používá jako indikátor autochtonního a mikrobiálního původu DOM, kde vyšší hodnoty souvisí s vyšším obsahem těchto látek (Hansen et al., 2016). Průměrná hodnota BIX v Třeboňské oblasti 0,66 byla nižší než v Budějovické oblasti (0,73) a to naznačuje menší obsah autochtonního DOM. Fluorescenční pík C je spojen s huminovými kyselinami a pík A s fulvokyselinami (Hansen et al., 2016). Poměr píků C : A se používá jako indikátor množství fluorescence huminových kyselin nebo fulvokyselin ve vzorku (Baker et al., 2008; Cory et al., 2010). V Třeboňské oblasti byl poměr C : A nižší, proto lze předpokládat vyšší obsah DOM odpovídajícího fulvokyselinám. Což naznačovaly i hodnoty SUVA₂₅₄.

Obecně lze říct, že v Třeboňské oblasti je DOM nejen autochtonního původu, ale i významný podíl DOM alochtonního původu s vyšším obsahem aromatických struktur v molekulách DOM a DOM odpovídající huminovým látkám a fulvokyselinám a vyšší koncentrace POC (Obr. 23). Toto složení může být způsobeno organogenními půdami v povodí a množstvím mokřadů v oblasti (Květ et al., 2002).

6.4.3. Sezónní změny DOM

Sezónní změny byly nalezeny v koncentraci DOC, TN, TP a Chl-*a*, kdy průměrné jarní (duben – červen) hodnoty byly významně nižší než letní (červenec – září) průměrné hodnoty. Korelace mezi Chl-*a* a DOC nebyla těsná ($r = 0,42$), ale byla signifikantní ($p < 0,05$). Vyšší koncentrace Chl-*a* a DOC v letním období naznačují, že primární produkce ovlivňuje DOM. Významné změny mezi jarním a letním obdobím byly nalezeny také v optických charakteristikách DOM.

Vyšší hodnoty SUVA₂₅₄ v rybnících v jarním období mohou být vysvětleny vyšším alochtonním vstupem DOM z povodí (Zhang et al., 2011a). S₂₇₅₋₂₉₅ a S_R byly nižší v jarním období a zvyšovaly se v letním období, což naznačuje DOM s vyšší molekulovou hmotností a terestrickým alochtonním původem na jaře. Naopak v létě měl DOM nižší molekulovou hmotnost a byl autochtonního nebo mikrobiálního původu a produkován fytoplanktonem a vodním květem (Zhang et al., 2011a). S_R negativně koreluje s molekulovou hmotností

a zvyšuje se fotochemickým rozkladem (Helms et al., 2008), kdy vyšší hodnoty v létě naznačují větší vliv slunečního záření na fotochemický rozklad DOM.

CFOI se během sezóny snižoval. V jarním období byly v rybnících větší molekuly DOM alochtonního původu a slunečního záření mělo malý vliv, zatímco v létě byl v rybnících DOM s menší molekulovou hmotností DOM. S_R a CFOI naznačují vliv fotochemického rozkladu a tzv. photobleachingu, tedy ztrátě barvy DOM vyvolané slunečním zářením (Helms et al., 2008; Williamson et al., 2014). Sluneční záření hraje v letním období v této oblasti důležitou roli.

Humifikační index HIX byl významně vyšší na jaře díky zvýšenému alochtonnímu vstupu DOM a nižší hodnoty v létě byly způsobeny fotochemickým rozkladem DOM (Bertilsson et Tranvik, 2000; Moran et al., 2000; Moran et Zepp, 1997). HIX negativně koreloval s poměrem píků C : T a A : T, které naznačují, že nižší hodnoty HIX jsou díky vyššímu množství DOM odpovídajícího proteinům a tryptofanu, který souvisí s mikrobiální produkcí.

Biologický index (BIX) používaný jako indikátor přítomnosti autochtonního a nedávno produkovaného mikrobiálního DOM (Hansen et al., 2016) se mění během sezóny. Vyšší hodnoty BIX byly pozorovány v létě. BIX negativně koreloval se $SUVA_{350}$, což naznačuje, že DOM má labilní a těžce rozložitelnou frakci. Těžko rozložitelná frakce je ve většině případů alochtonní DOM (Moran et al., 2000) rezistentní nebo pomalu se rozkládající v mikrobiálních procesech (Moran et al., 2000). Labilní autochtonní frakce je snadno konzumována a rozkládána bakteriemi (Bertilsson et Tranvik, 2000; McKnight et al., 2001; Osburn et Morris, 2003). Podobné výsledky byly pozorovány v dalších výzkumech (Zhang et al., 2011a, 2009). Vyšší hodnoty BIX v létě jsou díky zvýšené primární produkci fytoplanktonu a vodnímu květu a díky mikrobiálním procesům, které jsou také ovlivněny i vyšší teplotou (Chen et Wangersky, 1996).

Koncentrace DOC má významný vliv na fyzikální, chemické a biologické procesy v jezerech a zvláště v eutrofních a hypertrofních rybnících, kde jsou vysoké koncentrace DOC. Z trofického stavu ekosystému lze odhadnout, že v případě eutrofního rybníka bude většina DOC autotrofního původu. Koncentrace DOC pozitivně korelovala s $S_{275-295}$ a s komponentem C4 a negativně korelovala s $SUVA_{254}$, $SUVA_{350}$, CFOI a poměrem C:T, což naznačuje, že za letní vyšší koncentrace DOC je zodpovědný nárůst jednodušších látek odpovídajících tryptofanu a látek s nižší molekulovou hmotností, s nižším obsahem aromatických struktur

a ligninu. V létě má větší vliv sluneční záření na rozklad alochtonních látek a tím je podpořen i mikrobiální rozklad.

V případě sledovaných rybníků byly naměřeny podobné koncentrace DOC, ale s využitím optických metod měření absorbance, popř. fluorescence bylo zjištěno, že se DOM v rybnících liší ve složení a původu DOM. Asi nejjednodušším způsobem stanovení původu DOC je měření absorbance při 254 a 350 nm a vypočtení hodnot $SUVA_{254}$ a $SUVA_{350}$, jejichž nižší hodnoty ukazují na autochtonní původ DOC. Určení původu DOC je velmi důležité, protože souvisí s dostupností DOM pro mikrobiální organismy a jeho dalším osudem v ekosystému. V průběhu sezóny se měnilo složení DOM, kdy v letním období bylo v rybnících více autochtonního DOM s nižší molekulovou hmotností. Tento DOM podporoval mikrobiální rozklad, při kterém vzniká CO_2 , a tím mohl ovlivňovat kyslíkový režim v rybnících. Měření fluorescence a EEM je možné získat více informací o tom, jaké látky tvoří DOM a popř. modelem PARAFAC odhadnout jejich procentuální zastoupení.

7. Závěr

Rozpuštěný organický uhlík (DOC) hraje klíčovou roli ve fyzikálních, chemických a biologických procesech v ekosystému. Zvláště významný může být pro eutrofní a hypertrofní rybníční ekosystémy, kde se vyskytují poměrně vysoké koncentrace DOC. Ve sledovaných rybnících se koncentrace DOC nejčastěji pohybovaly mezi 12–18 mg l⁻¹ a v letním období se koncentrace DOC zvyšovaly díky vyšší primární produkci a mikrobiálnímu rozkladu POC.

Koncentrace DOC se v rybnících zvýšila za posledních 10 let, přestože koncentrace živin, TN a TP a koncentrace chlorofylu-*a* se snížila. Nárůst koncentrace DOC byl zaznamenán i v jiných oblastech a ekosystémech, ale důvod nárůstu zatím není zcela znám. Jedním z důvodů však mohou být klimatické změny, kdy vyšší teplota podporuje mikrobiální rozklad DOM, víc slunečního záření ovlivňuje fotochemický rozklad DOM a vyšší obsah CO₂ v atmosféře podporuje rozvoj fytoplanktonu ve vodním prostředí.

Mezi koncentrací DOC a vodivostí a dalšími chemickými parametry nebyla nalezena významná korelace. Významná korelace byla nalezena pouze u partikulované formy organického uhlíku (POC), který významně koreloval s koncentrací Chl-*a*, a koncentracemi živin TN a TP.

Charakteristika DOM pomocí optických metod přináší více informací nejen o původu, ale i o složení DOM. Rybníky z Třeboňské a Českobudějovické oblasti se v koncentraci DOC nelišily, ale při porovnání optických parametrů bylo zjištěno, že třeboňské rybníky mají vyšší obsah alochtonního DOM odpovídajícího huminovým kyselinám, tedy s vyšší molekulovou hmotností a vyšším množstvím aromatických struktur v molekulách DOM než českobudějovické rybníky, které měly více autochtonního DOM s nižšími molekulovými hmotnostmi a více dostupné pro mikrobiální rozklad a tedy více DOM mikrobiálního původu.

Hodnocením charakteristik DOM bylo zjištěno, že na jaře obsahují všechny rybníky více alochtonního DOM s vyšší molekulovou hmotností a obsahem aromatických struktur, zatímco v letním období mohou tyto látky podléhat fotochemickému rozkladu. Navíc v letním období je vysoká primární produkce, která tvoří velké množství autochtonního DOM, který má nižší molekulovou hmotnost a méně aromatických struktur a tudíž je lépe dostupný pro mikrobiální rozklad.

8. Použitá literatura

- Aiken, G.R., Mcknight, D.M., Wershaw, R.L., Maccarthy, P., 1985. Humic substances in soil, sediment, and water. *Soil Sci.* 142, 323.
- Aitkenhead-Peterson, J.A., McDowell, W.H., Neff, J.C., 2003. Sources, Production, and Regulation of Allochthonous Dissolved Organic Matter Inputs to Surface Waters, in: Findley, S.E.G., Sinsabaugh, R.L. (Eds.), *Aquatic Ecosystems: Interactivity of Dissolved Organic Matter*. Academic Press, San Diego, pp. 25–70. <https://doi.org/10.1016/b978-012256371-3/50003-2>
- Baker, A., 2001. Fluorescence excitation - Emission matrix characterization of some sewage-impacted rivers. *Environ. Sci. Technol.* 35, 948–953. <https://doi.org/10.1021/es000177t>
- Baker, A., Tipping, E., Thacker, S.A., Gondar, D., 2008. Relating dissolved organic matter fluorescence and functional properties. *Chemosphere* 73, 1765–1772. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.09.018>
- Baxa, M., Benedová, Z., Chmelová, I., Musil, M., Pechar, L., Pokorný, J., 2013. *Technická zpráva pilotního projektu: Komplexní systém kontroly kvality rybníčních nádrží – klíčový nástroj pro efektivní produkci ryb*. Praha.
- Baxa, M., Musil, M., Kummel, M., Hanzlík, P., Tesařová, B., Pechar, L., 2021. Dissolved oxygen deficits in a shallow eutrophic aquatic ecosystem (fishpond) – Sediment oxygen demand and water column respiration alternately drive the oxygen regime. *Sci. Total Environ.* 766. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142647>
- Bertilsson, S., Jones, J.B., 2003. Supply of Dissolved Organic Matter to Aquatic Ecosystems : Autochthonous Sources, in: Findley, S.E.G., Sinsabaugh, R.L. (Eds.), *Aquatic Ecosystems: Interactivity of Dissolved Organic Matter*. Academic Press, San Diego, pp. 3–19.
- Bertilsson, S., Tranvik, L.J., 2000. Photochemical transformation of dissolved organic matter in lakes. *Limnol. Oceanogr.* 45, 753–762. <https://doi.org/10.4319/lo.2000.45.4.0753>
- Birdwell, J.E., Engel, A.S., 2010. Characterization of dissolved organic matter in cave and spring waters using UV–Vis absorbance and fluorescence spectroscopy. *Org. Geochem.* 41, 270–280.
- Bittar, T.B., Berger, S.A., Birsa, L.M., Walters, T.L., Thompson, M.E., Spencer, R.G.M., Mann, E.L., Stubbins, A., Frischer, M.E., Brandes, J.A., 2016. Seasonal dynamics of dissolved, particulate and microbial components of a tidal saltmarsh-dominated estuary under contrasting levels of freshwater discharge. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 182, 72–85. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.08.046>
- Brezonik, P.L., Arnold, W.A., 2011. *Water Chemistry: An introduction to the chemistry of natural and engineered aquatic systems*. Oxford University Press.
- Brinkmann, T., Hörsch, P., Sartorius, D., Frimmel, F.H., 2003a. Photoformation of low-molecular-weight organic acids from brown water dissolved organic matter. *Environ. Sci. Technol.* 37, 4190–4198. <https://doi.org/10.1021/es0263339>
- Brinkmann, T., Sartorius, D., Frimmel, F.H., 2003b. Photobleaching of humic rich dissolved organic matter. *Aquat. Sci.* 65, 415–424. <https://doi.org/10.1007/s00027-003-0670-9>
- Brönmark, C., Hansson, L.-A., 2005. *The Biology of Lakes and Ponds*, 2nd ed. Oxford University Press.

- Catalá, T.S., Reche, I., Fuentes-Lema, A., Romera-Castillo, C., Nieto-Cid, M., Ortega-Retuerta, E., Calvo, E., Álvarez, M., Marrasé, C., Stedmon, C.A., Álvarez-Salgado, X.A., 2015. Turnover time of fluorescent dissolved organic matter in the dark global ocean. *Nat. Commun.* 6. <https://doi.org/10.1038/ncomms6986>
- Chen, B., Huang, W., Ma, S., Feng, M., Liu, C., Gu, X., Chen, K., 2018. Characterization of chromophoric dissolved organic matter in the littoral zones of eutrophic lakes Taihu and Hongze during the algal bloom season. *Water (Switzerland)* 10. <https://doi.org/10.3390/w10070861>
- Chen, J., Gu, B., Royer, R.A., Burgos, W.D., 2003. The roles of natural organic matter in chemical and microbial reduction of ferric iron. *Sci. Total Environ.* [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(02\)00538-7](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00538-7)
- Chen, W., Wangersky, P.J., 1996. Rates of microbial degradation of dissolved organic carbon from phytoplankton cultures. *J. Plankton Res.* 18, 1521–1533. <https://doi.org/10.1093/plankt/18.9.1521>
- Chin, Y.P., Alken, G., O'Loughlin, E., 1994. Molecular Weight, Polydispersity, and Spectroscopic Properties of Aquatic Humic Substances. *Environ. Sci. Technol.* 28, 1853–1858. <https://doi.org/10.1021/es00060a015>
- Chowdhury, S., 2013. Trihalomethanes in drinking water: Effect of natural organic matter distribution. *Water SA* 39, 1–8. <https://doi.org/10.4314/wsa.v39i1.1>
- Coble, P.G., 1996. Characterization of marine and terrestrial DOM in seawater using excitation-emission matrix spectroscopy. *Mar. Chem.* 51, 325–346. [https://doi.org/10.1016/0304-4203\(95\)00062-3](https://doi.org/10.1016/0304-4203(95)00062-3)
- Coble, P.G., Del Castillo, C.E., Avril, B., 1998. Distribution and optical properties of CDOM in the Arabian Sea during the 1995 Southwest Monsoon. *Deep. Res. Part II Top. Stud. Oceanogr.* 45, 2195–2223. [https://doi.org/10.1016/S0967-0645\(98\)00068-X](https://doi.org/10.1016/S0967-0645(98)00068-X)
- Coble, P.G., Spencer, R.G.M., Baker, A., Reanolds, D.M., 2014. Aquatic Organic Matter Fluorescence, in: Coble, P.G., Lead, J., Baker, A., Reynolds, D.M., Spencer, R.G.M. (Eds.), *Aquatic Organic Matter Fluorescence*. Cambridge university press, New York, pp. 75–124.
- Cory, R.M., McKnight, D.M., 2005. Fluorescence spectroscopy reveals ubiquitous presence of oxidized and reduced quinones in dissolved organic matter. *Environ. Sci. Technol.* 39, 8142–8149. <https://doi.org/10.1021/es0506962>
- Cory, R.M., Miller, M.P., Mcknight, D.M., Guerard, J.J., Miller, P.L., 2010. Effect of instrument-specific response on the analysis of fulvic acid fluorescence spectra. *Limnol. Oceanogr. Methods* 8, 67–78. <https://doi.org/10.4319/lom.2010.8.67>
- De Meester, L., Declerck, S., Stoks, R., Louette, G., Van De Meutter, F., De Bie, T., Michels, E., Brendonck, L., 2005. Ponds and pools as model systems in conservation biology, ecology and evolutionary biology. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 15, 715–725. <https://doi.org/10.1002/aqc.748>
- Del Vecchio, R., Blough, N. V., 2004. On the origin of the optical properties of humic substances. *Environ. Sci. Technol.* 38, 3885–3891. <https://doi.org/10.1021/es049912h>
- Edzwald, J.K., Tobiasson, J.E., 1999. Enhanced coagulation: US requirements and a broader view. *Water Sci. Technol.* 40, 63–70. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00641-1](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00641-1)
- Enev, V., 2015. *Spectrometrické metody pro výzkum huminových látek*. Vysoké učení technické v Brně.

- Evans, C.D., Monteith, D.T., Cooper, D.M., 2005. Long-term increases in surface water dissolved organic carbon: Observations, possible causes and environmental impacts. *Environ. Pollut.* <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.12.031>
- Fellman, J.B., Hood, E., Spencer, R.G.M., 2010. Fluorescence spectroscopy opens new windows into dissolved organic matter dynamics in freshwater ecosystems: A review. *Limnol. Oceanogr.* 55, 2452–2462. <https://doi.org/10.4319/lo.2010.55.6.2452>
- Fichot, C.G., Benner, R., 2012. The spectral slope coefficient of chromophoric dissolved organic matter (S 275-295) as a tracer of terrigenous dissolved organic carbon in river-influenced ocean margins . *Limnol. Oceanogr.* 57, 1453–1466. <https://doi.org/10.4319/lo.2012.57.5.1453>
- Findlay, S.E.G., Sinsabaugh, R.L., 2003. *Aquatic Ecosystems*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-256371-3.X5000-8>
- Fott, J., Pechar, L., Pražáková, M., 1980. Fish as a Factor Controlling Water Quality in Ponds, in: Barica, J., Mur, L.R. (Eds.), *Hypertrophic Ecosystems Developments in Hydrobiology*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 255–261. https://doi.org/10.1007/978-94-009-9203-0_28
- Freeman, C., Evans, C.D., Monteith, D.T., Reynolds, B., Fenner, N., 2001. Export of organic carbon from peat soils. *Nature* 412, 785–785. <https://doi.org/10.1038/35090628>
- Freeman, C., Fenner, N., Ostle, N.J., Kang, H., Dowrick, D.J., Reynolds, B., Lock, M.A., Sleep, D., Hughes, S., Hudson, J., 2004. Export of dissolved organic carbon from peatlands under elevated carbon dioxide levels. *Nature* 430, 195–198. <https://doi.org/10.1038/nature02707>
- Gao, H., Zepp, R.G., 1998. Factors Influencing Photoreactions of Dissolved organic Matter in a Coastal River of the South eastern United States 32, 2940–2946.
- Gondar, D., Thacker, S.A., Tipping, E., Baker, A., 2008. Functional variability of dissolved organic matter from the surface water of a productive lake. *Water Res.* 42, 81–90. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.07.006>
- Granéli, E., Carlsson, P., Legrand, C., 1999. The role of C, N and P in dissolved and particulate organic matter as a nutrient source for phytoplankton growth, including toxic species. *Aquat. Ecol.* 33, 17–27. <https://doi.org/10.1023/A:1009925515059>
- Hansen, A.M., Kraus, T.E.C., Pellerin, B.A., Fleck, J.A., Downing, B.D., Bergamaschi, B.A., 2016. Optical properties of dissolved organic matter (DOM): Effects of biological and photolytic degradation. *Limnol. Oceanogr.* 61, 1015–1032. <https://doi.org/10.1002/lno.10270>
- Hargreaves, B.R., 2003. Water column optics and penetration of UVR, in: Helbling, E.W., Zagarese, H. (Eds.), *UV Effects in Aquatic Organisms and Ecosystems*. The Royal Society of Chemistry, pp. 59–106. <https://doi.org/10.1039/9781847552266-00059>
- Harper, D., 1992. *Eutrophication of Freshwaters*. Springer Science and Business Media Dordrecht, Dordrecht. <https://doi.org/10.1007/978-94-011-3082-0>
- Hejzlar, J., Dubrovský, M., Buchtele, J., Růžička, M., 2003. The apparent and potential effects of climate change on the inferred concentration of dissolved organic matter in a temperate stream (the Malše River, South Bohemia). *Sci. Total Environ.* 310, 143–152. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(02\)00634-4](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00634-4)
- Helms, J.R., Mao, J., Schmidt-Rohr, K., Abdulla, H., Mopper, K., 2013. Photochemical flocculation of terrestrial dissolved organic matter and iron. *Geochim. Cosmochim. Acta* 121, 398–413. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2013.07.025>

- Helms, J.R., Stubbins, A., Ritchie, J.D., Minor, E.C., Kieber, D.J., Mopper, K., 2008. Absorption spectral slopes and slope ratios as indicators of molecular weight, source, and photobleaching of chromophoric dissolved organic matter. *Limnol. Oceanogr.* 53, 955–969.
- Hernes, P.J., Benner, R., 2003. Photochemical and microbial degradation of dissolved lignin phenols: Implications for the fate of terrigenous dissolved organic matter in marine environments. *J. Geophys. Res. Ocean.* 108. <https://doi.org/10.1029/2002jc001421>
- Hertkorn, N., Frommberger, M., Witt, M., Koch, B.P., Schmitt-Kopplin, P., Perdue, E.M., 2008. Natural organic matter and the event horizon of mass spectrometry. *Anal. Chem.* 80, 8908–8919. <https://doi.org/10.1021/ac800464g>
- Hesslerová, P., Chmelová, I., Pokorný, J., Šulcová, J., Kröpfelová, L., Pechar, L., 2012. Surface temperature and hydrochemistry as indicators of land cover functions. *Ecol. Eng.* 49, 146–152.
- Holland, A., Stauber, J., Wood, C.M., Trenfield, M., Jolley, D.F., 2018. Dissolved organic matter signatures vary between naturally acidic, circumneutral and groundwater-fed freshwaters in Australia. *Water Res.* 137, 184–192. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.02.043>
- Hongve, D., 1999. Production of dissolved organic carbon in forested catchments. *J. Hydrol.* 224, 91–99. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(99\)00132-8](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(99)00132-8)
- Hrbáček, J., 1981. Produkční vztahy, výchozí struktura pro posuzování faktorů eutrofizace údolních nádrží. Academia, Praha.
- Hruška, J., Krám, P., Mcdowell, W.H., Oulehle, F., 2009. Increased Dissolved Organic Carbon (DOC) in central European streams is driven by reductions in ionic strength rather than climate change or decreasing acidity. *Environ. Sci. Technol.* 43, 4320–4326. <https://doi.org/10.1021/es803645w>
- Hruška, J., Oulehle, F., Chuman, T., Kopáček, J., Vrba, J., Čtvrtlíková, M., Majer, V., 2013. 30 let výzkumu šumavských jezer. Regenerace z okyselení a vliv gradace lýkožrouta. *Živa* 5, 224–229.
- Hudson, N., Baker, A., Reynolds, D., 2007. Fluorescence analysis of dissolved organic matter in natural, waste and polluted waters -a review. *River Res. Appl.* 23, 631–649. <https://doi.org/10.1002/rra>
- Huguet, A., Vacher, L., Relexans, S., Saubusse, S., Froidefond, J.M., Parlanti, E., 2009. Properties of fluorescent dissolved organic matter in the Gironde Estuary. *Org. Geochem.* <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2009.03.002>
- Hule, M., 2003. Rybníkářství na Třeboňsku : historický průvodce : povodeň r. 2002, 2nd ed. Carpio.
- Hummel, W., 1997. Binding Models for Humic Substances, in: Grenthe, I., Puigdomènech, I. (Eds.), *Modelling in Aquatic Chemistry*. OECD Nuclear Energy Agency, Paris, pp. 153–206.
- Hutchins, D.A., Fu, F.X., Zhang, Y., Warner, M.E., Feng, Y., Portune, K., Bernhardt, P.W., Mulholland, M.R., 2007. CO₂ control of *Trichodesmium* N₂ fixation, photosynthesis, growth rates, and elemental ratios: Implications for past, present, and future ocean biogeochemistry. *Limnol. Oceanogr.* 52, 1293–1304. <https://doi.org/10.4319/lo.2007.52.4.1293>

- IUCN, 1996. Význam rybníků pro krajinu střední Evropy. Trvale udržitelné využívání rybníků v Chráněné krajinné oblasti a biosférické rezervaci Třeboňsko. âeské koordinační striedisko IUCN – Svûtového svazu ochrany pfiírody Praha a IUCN Gland, Švýcarsko a Cambridge, Velká Británie.
- Jackson, G.A., Williams, P.M., 1985. Importance of dissolved organic nitrogen and phosphorus to biological nutrient cycling. *Deep Sea Res. Part A, Oceanogr. Res. Pap.* 32, 223–235. [https://doi.org/10.1016/0198-0149\(85\)90030-5](https://doi.org/10.1016/0198-0149(85)90030-5)
- Jäger, C.G., Vrede, T., Persson, L., Jansson, M., 2014. Interactions between metazoans, autotrophs, mixotrophs and bacterioplankton in nutrient-depleted high DOC environments: A long-term experiment. *Freshw. Biol.* 59, 1596–1607. <https://doi.org/10.1111/fwb.12366>
- Jeffrey, W.H., Pledger, R.J., Aas, P., Hager, S., Coffin, R.B., Von Haven, R., Mitchell, D.L., 1996. Diel and depth profiles of DNA photodamage in bacterioplankton exposed to ambient solar ultraviolet radiation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 137, 283–291. <https://doi.org/10.3354/meps137283>
- Kalff, J., 2002. *Limnology - Inland water ecosystems*. Prentice Hall, New Jersey.
- Karlberg, B., Twengstrom, S., 1983. Applications based on gas diffusion and flow injection analysis, In: *Focus. Tecator J. Technol. Chem. Anal.* 6, 14–15.
- Kirk, J.T.O., 1994. *Light and photosynthesis in aquatic ecosystems*, 2nd ed. Cambridge university press.
- Kopáček, J., Fluksová, H., Hejzlar, J., Kaňa, J., Porcal, P., Turek, J., 2017. Changes in surface water chemistry caused by natural forest dieback in an unmanaged mountain catchment. *Sci. Total Environ.* 584–585, 971–981. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.148>
- Kopáček, J., Hejzlar, J., Kaňa, J., Porcal, P., Klementová, S., 2003. Photochemical, chemical, and biological transformations of dissolved organic carbon and its effect on alkalinity production in acidified lakes. *Limnol. Oceanogr.* 48, 106–117. <https://doi.org/10.4319/lo.2003.48.1.0106>
- Kořínek, V., Fott, J., Fuksa, J., Lellák, J., Pražáková, M., 1987. Carp ponds of central Europe, in: Michael, R.G. (Ed.), *Managed Aquatic Ecosystems.- Ecosystems of the World*. Elsevier, Amsterdam, pp. 29–63.
- Kothawala, D.N., von Wachenfeldt, E., Koehler, B., Tranvik, L.J., 2012. Selective loss and preservation of lake water dissolved organic matter fluorescence during long-term dark incubations. *Sci. Total Environ.* 433, 238–246. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.06.029>
- Kowalczyk, P., Cooper, W.J., Whitehead, R.F., Durako, M.J., Sheldon, W., 2003. Characterization of CDOM in an organic-rich river and surrounding coastal ocean in the South Atlantic Bight. *Aquat. Sci.* 65, 384–401. <https://doi.org/10.1007/s00027-003-0678-1>
- Květ, J., Jeník, J., Soukupová, L., 2002. *Freshwater wetlands and their sustainable future : a case study of the Trebon Basin Biosphere Reserve, Czech Republic*, 28th, Man an ed. Boca Raton [Fla.] : Parthenon Pub. Group, Paris:UNESCO.
- Lambert, T., Bouillon, S., Darchambeau, F., Massicotte, P., Borges, A. V., 2016. Shift in the chemical composition of dissolved organic matter in the Congo River network. *Biogeosciences* 13, 5405–5420. <https://doi.org/10.5194/bg-13-5405-2016>

- Lambert, T., Bouillon, S., Darchambeau, F., Morana, C., Roland, F.A.E., Descy, J.P., Borges, A. V., 2017. Effects of human land use on the terrestrial and aquatic sources of fluvial organic matter in a temperate river basin (The Meuse River, Belgium). *Biogeochemistry* 136, 191–211. <https://doi.org/10.1007/s10533-017-0387-9>
- Lampert, W., Sommer, U., 2007. *Limnology: The Ecology of lakes and streams*, 2nd ed. Oxford University Press, New York.
- Mann, P.J., Spencer, R.G.M., Hernes, P.J., Six, J., Aiken, G.R., Tank, S.E., McClelland, J.W., Butler, K.D., Dyda, R.Y., Holmes, R.M., 2016. Pan-arctic trends in terrestrial dissolved organic matter from optical measurements. *Front. Earth Sci.* 4, 1–18. <https://doi.org/10.3389/feart.2016.00025>
- Massicotte, P., Asmala, E., Stedmon, C., Markager, S., 2017. Global distribution of dissolved organic matter along the aquatic continuum: Across rivers, lakes and oceans. *Sci. Total Environ.* 609, 180–191. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.076>
- Matilainen, A., Gjessing, E.T., Lahtinen, T., Hed, L., Bhatnagar, A., Sillanpää, M., 2011. An overview of the methods used in the characterisation of natural organic matter (NOM) in relation to drinking water treatment. *Chemosphere.* <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.01.018>
- McEnroe, N.A., Williams, C.J., Xenopoulos, M.A., Porcal, P., Frost, P.C., 2013. Distinct optical chemistry of dissolved organic matter in urban pond ecosystems. *PLoS One.* <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0080334>
- McKnight, D.M., Boyer, E.W., Westerhoff, P.K., Doran, P.T., Kulbe, T., Andersen, D.T., 2001. Spectrofluorometric characterization of dissolved organic matter for indication of precursor organic material and aromaticity. *Limnol. Oceanogr.* 46, 38–48. <https://doi.org/10.4319/lo.2001.46.1.0038>
- McKnight, D.M., Harnish, R., Wershaw, R.L., Baron, J.S., Schiff, S., 1997. Chemical characteristics of particulate, colloidal, and dissolved organic material in Loch Vale Watershed, Rocky Mountain National Park. *Biogeochemistry.* <https://doi.org/10.1023/A:1005783812730>
- Meerhoff, M., Jeppesen, E., 2009. Shallow Lakes and Ponds. *Encycl. Inl. Waters* 645–655. <https://doi.org/10.1016/B978-012370626-3.00041-7>
- Minor, E.C., Pothen, J., Dalzell, B.J., Abdulla, H., Mopper, K., 2006. Effects of salinity changes on the photodegradation and ultraviolet–visible absorbance of terrestrial dissolved organic matter. *Limnol. Oceanogr.* 51, 2181–2186. <https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.5.2181>
- Minor, E.C., Swenson, M.M., Mattson, B.M., Oyler, A.R., 2014. Structural characterization of dissolved organic matter: a review of current techniques for isolation and analysis. *Environ. Sci. Process. Impacts* 16, 2064–2079. <https://doi.org/10.1039/C4EM00062E>
- Monteith, D.T., Stoddard, J.L., Evans, C.D., De Wit, H.A., Forsius, M., Høgåsen, T., Wilander, A., Skjelkvåle, B.L., Jeffries, D.S., Vuorenmaa, J., Keller, B., Kopécek, J., Vesely, J., 2007. Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. *Nature* 450, 537–540. <https://doi.org/10.1038/nature06316>
- Moran, M.A., Sheldon, W.M., Zepp, R.G., 2000. Carbon loss and optical property changes during long-term photochemical and biological degradation of estuarine dissolved organic matter. *Limnol. Ocean.* 45, 1254–1264.

- Moran, M.A., Zepp, R.G., 1997. Role of Photoreactions in the Formation of Biologically Labile Compounds from Dissolved Organic Matter. *Limnol. Oceanogr.* 42, 1307–1316. <https://doi.org/10.4319/lo.1997.42.6.1307>
- Mostofa, K.M.G., Liu Cong-qiang, Mottaleb M. Abdul, Wan Guojiang, Ogawa Hiroshi, Vione Davide, Yoshioka Takahito, Wu Fengchang, 2013. Dissolved organic matter in natural waters, in: Mostofa Khan M.G., Yoshioka Takahito, Mottaleb Abdul, Vione Davide (Eds.), *Photobiogeochemistry of Organic Matter*. Springer Berlin Heidelberg, pp. 1–137. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-32223-5>
- Münster, U., Chróst, R.J., 1990. Origin, Composition, and Microbial Utilization of Dissolved Organic Matter, in: Overbeck, J., Chróst, R.J. (Eds.), *Journal of Bacteriology*. Springer-Verlag, New York Inc., pp. 8–46. <https://doi.org/10.1128/jb.72.4.429-432.1956>
- Murphy, K.R., Butler, K.D., Spencer, R.G.M., Stedmon, C.A., Boehme, J.R., Aiken, G.R., 2010. Measurement of dissolved organic matter fluorescence in aquatic environments: An interlaboratory comparison. *Environ. Sci. Technol.* 44, 9405–9412. <https://doi.org/10.1021/es102362t>
- Murphy, K.R., Hambly, A., Singh, S., Henderson, R.K., Baker, A., Stuetz, R., Khan, S.J., 2011. Organic matter fluorescence in municipal water recycling schemes: Toward a unified PARAFAC model. *Environ. Sci. Technol.* 45, 2909–2916. <https://doi.org/10.1021/es103015e>
- Murphy, K.R., Stedmon, C.A., Graeber, D., Bro, R., 2013. Fluorescence spectroscopy and multi-way techniques. *PARAFAC. Anal. Methods* 5, 6557–6566. <https://doi.org/10.1039/c3ay41160e>
- Murphy, K.R., Stedmon, C.A., Waite, T.D., Ruiz, G.M., 2008. Distinguishing between terrestrial and autochthonous organic matter sources in marine environments using fluorescence spectroscopy. *Mar. Chem.* 108, 40–58. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2007.10.003>
- Murphy, K.R., Stedmon, C.A., Wenig, P., Bro, R., 2014. OpenFluor- An online spectral library of auto-fluorescence by organic compounds in the environment. *Anal. Methods* 6, 658–661. <https://doi.org/10.1039/c3ay41935e>
- Nixon, S.W., 1995. Coastal marine eutrophication: A definition, social causes, and future concerns. *Ophelia* 41, 199–219. <https://doi.org/10.1080/00785236.1995.10422044>
- Odum, E.P., 1959. *Fundamentals of Ecology.*, Fundamentals of ecology. Saunders College Publishing, Philadelphia London. <https://doi.org/10.2307/2482488>
- OECD, 1982. *Eutrophication of waters: monitoring, assessment and control*. Paris: Organisation for Economic Co-operation and Development, Washington, D.C.
- Ohno, T., 2002. Fluorescence inner-filtering correction for determining the humification index of dissolved organic matter. *Environ. Sci. Technol.* 36, 742–746. <https://doi.org/10.1021/es0155276>
- Osburn, C.L., Handsel, L.T., Mikan, M.P., Paerl, H.W., Montgomery, M.T., 2012. Fluorescence tracking of dissolved and particulate organic matter quality in a river-dominated estuary. *Environ. Sci. Technol.* 46, 8628–8636. <https://doi.org/10.1021/es3007723>
- Osburn, C.L., Morris, D.P., 2003. Photochemistry of chromophoric dissolved organic matter in natural waters, in: Helblig, E.W., Zagarese, H. (Eds.), *UV Effects in Aquatic Organisms and Ecosystems*. The Royal Society of Chemistry, Cambridge, UK, pp. 185–217. <https://doi.org/10.1039/9781847552266>

- Osburn, C.L., Morris, D.P., Thorn, K.A., Moeller, R.E., 2001. Chemical and optical changes in freshwater dissolved organic matter exposed to solar radiation. *Biogeochemistry* 54, 251–278. <https://doi.org/10.1023/A:1010657428418>
- Osburn, C.L., Wigdahl, C.R., Fritz, S.C., Saros, J.E., 2011. Dissolved organic matter composition and photoreactivity in prairie lakes of the U.S. Great Plains. *Limnol. Oceanogr.* 56, 2371–2390. <https://doi.org/10.4319/lo.2011.56.6.2371>
- Oulehle, F., Hruška, J., 2009. Rising trends of dissolved organic matter in drinking-water reservoirs as a result of recovery from acidification in the Ore Mts., Czech Republic. *Environ. Pollut.* 157, 3433–3439. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.06.020>
- Parsons, T.R., Maita, Y., Lalli, C.M., 1984. A manual of chemical and biological methods for seawater analysis. Pergamon Press, Oxford, UK.
- Pechar, L., 2015. Století eutrofizace rybníků – synergický efekt zvyšování zátěže živinami (fosforem a dusíkem) a nárůstu rybích obsádek. *Vodn. hospodářství* 1–6.
- Pechar, L., 2000. Impacts of long-term changes in fishery management on the trophic level water quality in Czech fish ponds, in: *Fisheries Management and Ecology*. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2400.2000.00193.x>
- Pechar, L., 1987. Use of an acetone: methanol mixture for the extraction and spectrophotometric determination of chlorophyll- a in phytoplankton. *Algol. Stud.* 46/Archiv für Hydrobiol. Suppl. 78, 99–117.
- Pechar, L., Bastl, J., Edwards, K., Hais, M., Kučera, Z., Kröpfelová, L., Pokorný, J., Radová, J., Šulcová, J., 2003. Changes in agricultural discharge runoff during the last ten years after political and socio-economical transformation in the Czech Republic -experience from fishpond water chemistry of the Třeboň basin, in: Vymazal, J. (Ed.), *Wetlands-Nutrients Metals and Mass Cycling*. Backhuys Publishers, Leiden, pp. 307–320.
- Pechar, L., Baxa, M., Benedová, Z., Duras, J., Kröpfelová, L., Musil, M., Potužák, J., Šulcová, J., 2017. Staňkovský rybník - jak rychle dnes probíhá eutrofizace velké mezotrofní rybníční nádrže (i bez přispění produkčních rybářů), in: David, V., Davidová, T. (Eds.), *Rybníky 2017*. Praha, pp. 63–72. <https://doi.org/978-80-01-06166-4>
- Pechar, L., Přikryl, I., Faina, R., 2002. Hydrobiological evaluation of Třeboň fishponds since the end of the nineteenth century, in: Květ, J., Jeník, J., Soukupová, L. (Eds.), *Freshwater Wetlands and Their Sustainable Future. A Case Study of the Třeboň Basin Biosphere Reserve, Czech Republic*. UNESCO and The Parthenon Publishing Group, pp. 31–61.
- Pitter, P., 1999. *Hydrochemie*, 2. ed. SNTL, Praha.
- Porcal, P., Amirbahman, A., Kopáček, J., Novák, F., Norton, S.A., 2009a. Photochemical release of humic and fulvic acid-bound metals from simulated soil and streamwater. *J. Environ. Monit.* 11, 1064–1071. <https://doi.org/10.1039/b812330f>
- Porcal, P., Hejzlar, J., Kopáček, J., 2004. Seasonal and photochemical changes of DOM in an acidified forest lake and its tributaries. *Aquat. Sci.* 66, 211–222. <https://doi.org/10.1007/s00027-004-0701-1>
- Porcal, P., Koprivnjak, J.-F., Molot, L.A., Dillon, P.J., 2009b. Humic substances—part 7: the biogeochemistry of dissolved organic carbon and its interactions with climate change. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 16, 714–726. <https://doi.org/10.1007/s11356-009-0176-7>
- Potužák, J., Duras, J., Drozd, B., 2016. Mass balance of fishponds: are they sources or sinks of phosphorus? *Aquac. Int.* 24, 1725–1745. <https://doi.org/10.1007/s10499-016-0071-4>

- Potužák, J., Hůda, J., Pechar, L., 2007. Changes in fish production effectivity in eutrophic fishponds - Impact of zooplankton structure. *Aquac. Int.* 15, 201–210. <https://doi.org/10.1007/s10499-007-9085-2>
- Rabalais, N.N., 2002. Nitrogen in Aquatic Ecosystems. *Ambio* 31, 102–112. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-31.2.102>
- Reynolds, D.M., 2014. The principles of fluorescence, in: Coble, P.G., Lead, J., Baker, A., Reynolds, D.M., Spencer, R.G.M. (Eds.), *Aquatic Organic Matter Fluorescence*. Cambridge university press, New York, pp. 3–34.
- Riemann, B., Søndergaard, M., 1986. *Carbon dynamics in eutrophic, temperate lakes*. Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam, The Netherlands.
- Rutegwa, M., Potužák, J., Hejzlar, J., Drozd, B., 2019. Carbon metabolism and nutrient balance in a hypereutrophic semi-intensive fishpond. *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* 49. <https://doi.org/10.1051/kmae/2019043>
- Ruttenberg, K.C., Dyhrman, S.T., 2012. Dissolved organic phosphorus production during simulated phytoplankton blooms in a coastal upwelling system. *Front. Microbiol.* <https://doi.org/10.3389/fmicb.2012.00274>
- Sardans, J., Rivas-Ubach, A., Peñuelas, J., 2012. The C:N:P stoichiometry of organisms and ecosystems in a changing world: A review and perspectives. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* 14, 33–47. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2011.08.002>
- Schindler, D.W., 2006. Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limnol. Oceanogr.* 51, 356–363.
- Schnitzer, M., 1978. Humic Substances: Chemistry and Reactions, in: *Soil Organic Matter*. pp. 1–64. [https://doi.org/10.1016/S0166-2481\(08\)70016-3](https://doi.org/10.1016/S0166-2481(08)70016-3)
- Schwede-Thomas, S.B., Chin, Y.P., Dria, K.J., Hatcher, P., Kaiser, E., Sulzberger, B., 2005. Characterizing the properties of dissolved organic matter isolated by XAD and C-18 solid phase extraction and ultrafiltration. *Aquat. Sci.* 67, 61–71. <https://doi.org/10.1007/s00027-004-0735-4>
- Senesi, N., 1990. Molecular and quantitative aspects of the chemistry of fulvic acid and its interactions with metal ions and organic chemicals. Part II. The fluorescence spectroscopy approach. *Anal. Chim. Acta* 232, 77–106. [https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(00\)81226-X](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(00)81226-X)
- Shutova, Y., Baker, A., Bridgeman, J., Henderson, R.K., 2014. Spectroscopic characterisation of dissolved organic matter changes in drinking water treatment: From PARAFAC analysis to online monitoring wavelengths. *Water Res.* 54, 159–169. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.01.053>
- Sillanpää, M., 2015. General Introduction, in: *Natural Organic Matter in Water*. Elsevier, pp. 1–15. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-801503-2.00001-X>
- Šimek, K., Grujić, V., Nedoma, J., Jezberová, J., Šorf, M., Matoušů, A., Pechar, L., Posch, T., Bruni, E.P., Vrba, J., 2019. Microbial food webs in hypertrophic fishponds: Omnivorous ciliate taxa are major protistan bacterivores. *Limnol. Oceanogr.* 64, 2295–2309. <https://doi.org/10.1002/lno.11260>
- Snoeyink, V., Jenkins, D., 1980. *Water Chemistry*. Wiley, New York.
- Sommaruga, R., 2001. The role of solar UV radiation in the ecology of alpine lakes 62, 35–42.

- Søndergaard, M., Stedmon, C.A., Borch, N.H., 2003. Fate of terrigenous dissolved organic matter (DOM) in estuaries: Aggregation and bioavailability. *Ophelia* 57, 161–176. <https://doi.org/10.1080/00785236.2003.10409512>
- Spencer, R.G.M., Aiken, G.R., Butler, K.D., Dornblaser, M.M., Striegl, R.G., Hernes, P.J., 2009. Utilizing chromophoric dissolved organic matter measurements to derive export and reactivity of dissolved organic carbon exported to the Arctic Ocean: A case study of the Yukon River, Alaska. *Geophys. Res. Lett.* 36, 1–6. <https://doi.org/10.1029/2008GL036831>
- Spencer, R.G.M., Aiken, G.R., Wickland, K.P., Striegl, R.G., Hernes, P.J., 2008. Seasonal and spatial variability in dissolved organic matter quantity and composition from the Yukon River basin, Alaska. *Global Biogeochem. Cycles* 22, 1–13. <https://doi.org/10.1029/2008GB003231>
- Spencer, R.G.M., Butler, K.D., Aiken, G.R., 2012. Dissolved organic carbon and chromophoric dissolved organic matter properties of rivers in the USA. *J. Geophys. Res. Biogeosciences* 117. <https://doi.org/10.1029/2011JG001928>
- Stedmon, C.A., Bro, R., 2008. Characterizing dissolved organic matter fluorescence with parallel factor analysis: A tutorial. *Limnol. Oceanogr. Methods* 6, 572–579. <https://doi.org/10.4319/lom.2008.6.572>
- Stedmon, C.A., Cory, R.M., 2014. Biological origins and fate of fluorescent dissolved organic matter in aquatic environments, in: Coble, P.G., Lead, J., Baker, A., Reynolds, D.M., Spencer, R.G.M. (Eds.), *Aquatic Organic Matter Fluorescence*. Cambridge university press, New York, pp. 278–299.
- Stedmon, C.A., Markager, S., Bro, R., 2003. Tracing dissolved organic matter in aquatic environments using a new approach to fluorescence spectroscopy. *Mar. Chem.* 82, 239–254. [https://doi.org/10.1016/S0304-4203\(03\)00072-0](https://doi.org/10.1016/S0304-4203(03)00072-0)
- Steinberg, C.E.W., 2003. *Ecology of Humic Substances in Freshwaters*, Springer. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. [https://doi.org/10.1669/0883-1351\(2004\)019<0520:br>2.0.co;2](https://doi.org/10.1669/0883-1351(2004)019<0520:br>2.0.co;2)
- Steinberg, C.E.W., Kamara, S., Prokhotskaya, V.Y., Manusadžianas, L., Karasyova, T.A., Timofeyev, M.A., Jie, Z., Paul, A., Meinelt, T., Farjalla, V.F., Matsuo, A.Y.O., Burnison, B.K., Menzel, R., 2006. Dissolved humic substances - Ecological driving forces from the individual to the ecosystem level? *Freshw. Biol.* 51, 1189–1210. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01571.x>
- Sulzberger, B., Durisch-Kaiser, E., 2009. Chemical characterization of dissolved organic matter (DOM): A prerequisite for understanding UV-induced changes of DOM absorption properties and bioavailability. *Aquat. Sci.* 71, 104–126. <https://doi.org/10.1007/s00027-008-8082-5>
- Thurman, E.M., 1985. *Organic geochemistry of natural waters*, Martinus Nijhoff/Junk Publishers. Springer Netherlands, Dordrecht. [https://doi.org/10.1016/0146-6380\(87\)90051-9](https://doi.org/10.1016/0146-6380(87)90051-9)
- Twardowski, M.S., Boss, E., Sullivan, J.M., Donaghay, P.L., 2004. Modeling the spectral shape of absorption by chromophoric dissolved organic matter. *Mar. Chem.* 89, 69–88. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2004.02.008>
- Vähätalo, A. V., Järvinen, M., 2007. Photochemically produced bioavailable nitrogen from biologically recalcitrant dissolved organic matter stimulates production of a nitrogen-limited microbial food web in the Baltic Sea. *Limnol. Oceanogr.* 52, 132–143. <https://doi.org/10.4319/lo.2007.52.1.0132>

- Vähätalo, A. V., Salonen, K., Salkinoja-Salonen, M., Hatakka, A., 1999. Photochemical mineralization of synthetic lignin in lake water indicates enhanced turnover of aromatic organic matter under solar radiation. *Biodegradation* 10, 415–420. <https://doi.org/10.1023/A:1008322520299>
- Valderrama, J.C., 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Mar. Chem.* 10, 109–122. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0304-4203\(81\)90027-X](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0304-4203(81)90027-X)
- Vecchio, R. Del, Blough, N.N. V, 2002. Photobleaching of chromophoric dissolved organic matter in natural waters: kinetics and modeling. *Mar. Chem.* 78, 231–253. [https://doi.org/10.1016/S0304-4203\(02\)00036-1](https://doi.org/10.1016/S0304-4203(02)00036-1)
- Vrba, J., Benedová, Z., Jezberová, J., Matoušů, A., Musil, M., Nedoma, J., Pechar, L., Potužák, J., Řeháková, K., Šimek, K., Šorf, M., Zemanová, J., Vrba, J., Benedová, Z., Jezberová, J., Matoušů, A., Musil, M., Nedoma, J., Pechar, L., Potužák, J., Řeháková, K., Šimek, K., Šorf, M., 2018. Nevstoupíš dvakrát do téhož rybníka – předběžná zpráva o stavu dnešních hypertrofních rybníčních ekosystémů Nevstoupíš dvakrát do téhož rybníka – předběžná zpráva o stavu dnešních hypertrofních rybníčních ekosystémů. *Vodn. hospodářství* 68, 1–5.
- Weishaar, J.L., Aiken, G.R., Bergamaschi, B.A., Fram, M.S., Fujii, R., Mopper, K., 2003. Evaluation of Specific Ultraviolet Absorbance as an Indicator of the Chemical Composition and Reactivity of Dissolved Organic Carbon. *Environ. Sci. Technol.* 37, 4702–4708. <https://doi.org/10.1021/es030360x>
- Wetzel, R.G., 2003. Dissolved Organic Carbon: Detrital Energetics, Metabolic Regulators, and Drivers of Ecosystem Stability of Aquatic Ecosystems¹, in: Findlay, S.E.G., Sinsabaugh, R.L.B.T.-A.E. (Eds.), *Aquatic Ecology*. Academic Press, Burlington, pp. 455–477. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-012256371-3/50020-2>
- Wetzel, R.G., 2001. *Limnology: lake and river ecosystems*, 3rd ed. Academia Press, San Diego.
- Wetzel, R.G., 1983. *Limnology*, 2nd ed, Verh. Internat. Ver. Limnol. Saunders College Publishing, Philadelphia.
- Wetzel, R.G., Hatcher, P.G., Bianchi, T.S., 1995. Natural photolysis by ultraviolet irradiance of recalcitrant dissolved organic matter to simple substrates for rapid bacterial metabolism. *Limnol. Oceanogr.* 40, 1369–1380. <https://doi.org/10.4319/lo.1995.40.8.1369>
- Wetzel, R.G., Likens, G.E., 1991. *Limnological Analyses*, 2nd ed. Springer Science & Business Media, new. <https://doi.org/10.1046/j.1440-1770.2002.01722.x>
- Williamson, C.E., Brentrup, J.A., Zhang, J., Renwick, W.H., Hargreaves, B.R., Knoll, L.B., Overholt, E.P., Rose, K.C., 2014. Lakes as sensors in the landscape: Optical metrics as scalable sentinel responses to climate change. *Limnol. Oceanogr.* 59, 840–850. <https://doi.org/10.4319/lo.2014.59.3.0840>
- Willis, A.J., 1997. *The Ecosystem: An Evolving Concept Viewed Historically*, Source: Functional Ecology.
- Wilson, H.F., Xenopoulos, M.A., 2009. Effects of agricultural land use on the composition of fluvial dissolved organic matter. *Nat. Geosci.* <https://doi.org/10.1038/ngeo391>
- Withers, P.J.A., Neal, C., Jarvie, H.P., Doody, D.G., 2014. Agriculture and eutrophication: Where do we go from here? *Sustainability* 6, 5853–5875. <https://doi.org/10.3390/su6095853>

- Wotton, R.S., 1994. The classification of particulate and dissolved matter, in: Wotton, R.S. (Ed.), *The Biology of Particles in Aquatic Systems*. Lewis publishers, pp. 1–6. <https://doi.org/10.1201/9781003070146>
- Wünsch, U.J., Murphy, K.R., Stedmon, C.A., 2017. The One-Sample PARAFAC Approach Reveals Molecular Size Distributions of Fluorescent Components in Dissolved Organic Matter. *Environ. Sci. Technol.* 51, 11900–11908. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b03260>
- Yoshimura, C., Gessner, M.O., Tockner, K., Furumai, H., 2008. Chemical properties, microbial respiration, and decomposition of coarse and fine particulate organic matter. *J. North Am. Benthol. Soc.* 27, 664–673. <https://doi.org/10.1899/07-106.1>
- Zepp, R.G., 2003. Solar UVR and aquatic carbon, nitroge, sulfur and metal cycles, in: Helbling, E., Zagarese, H. (Eds.), *UV Effects in Aquatic Organisms and Ecosystems*. The Royal Society of Chemistry, Cambridge, UK, pp. 137–184.
- Zhang, Y., van Dijk, M.A., Liu, M., Zhu, G., Qin, B., 2009. The contribution of phytoplankton degradation to chromophoric dissolved organic matter (CDOM) in eutrophic shallow lakes: Field and experimental evidence. *Water Res.* 43, 4685–4697. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.07.024>
- Zhang, Y., Yin, Y., Liu, X., Shi, Z., Feng, L., Liu, M., Zhu, G., Gong, Z., Qin, B., 2011a. Spatial-seasonal dynamics of chromophoric dissolved organic matter in Lake Taihu, a large eutrophic, shallow lake in China. *Org. Geochem.* 42, 510–519. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2011.03.007>
- Zhang, Yunlin, Yin, Y., Feng, L., Zhu, G., Shi, Z., Liu, X., Zhang, Yuanzhi, 2011b. Characterizing chromophoric dissolved organic matter in Lake Tianmuhu and its catchment basin using excitation-emission matrix fluorescence and parallel factor analysis. *Water Res.* <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.07.014>
- Zsolnay, A., Baigar, E., Jimenez, M., Steinweg, B., Saccomandi, F., 1999. Differentiating with fluorescence spectroscopy the sources of dissolved organic matter in soils subjected to drying. *Chemosphere* 38, 45–50. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(98\)00166-0](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(98)00166-0)

9. Seznam zkratk

a_{λ}	Absorpční koeficient při dané vlnové délce
BIX	Biologický index
CDOM	Barevný rozpuštěný organický materiál
CFOI	Optický indikátor potenciálních klimatických změn
CPOM	Hrubý partikulovaný organický materiál
DIC	Rozpuštěný anorganický uhlík
DOC	Rozpuštěný organický uhlík
DOM	Rozpuštěné organické látky
DON	Rozpuštěný organický dusík
DOP	Rozpuštěný organický fosfor
EEM	Excitačně emisní matice
Em	Emise
Ex	Excitace
FDOM	Fluorescenční rozpuštěný organický materiál
FI	Fluorescenční index
FPOM	Jemný partikulovaný organický materiál
HIX	Huminový index
Chl- <i>a</i>	Chlorofyl <i>a</i>
K-W test	Kruskal-Wallisův test
PAR	Fotosynteticky aktivní záření
PARAFAC	Paralelní faktorová analýza
PCA	Analýza hlavních komponent
POC	Partikulovaný organický uhlík
POM	Partikulovaný organický materiál
$S_{275-295}$	Sklon spektrální křivky v intervalu 275-295 nm
$S_{350-400}$	Sklon spektrální křivky v intervalu 350-400 nm
Secchi	Průhlednost
S_R	Poměr sklonů spektrálních křivek
SUVA ₂₅₄	Specifická absorbance při 254 nm
SUVA ₃₅₀	Specifická absorbance při 350 nm
TOC	Celkový organický uhlík
TOM	Celkový organický materiál
UV	Ultrafialové
Vis	Viditelné

10. Přílohy

Tab. P1 Fyzikálně-chemické parametry rybníků sledovaných v letech 2010 a 2011 (č. s. = číslo soustavy, 1 – Třeboň, 2 – Chlum-Lutová, 3 – Vitmanov, 4 – Lomnice, 5 – Naděje, 6 – Břilice)

Rybník	č.s.	Vodivost $\mu\text{S cm}^{-1}$	Secchi m	Chl a $\mu\text{g l}^{-1}$	TN mg l^{-1}	PN mg l^{-1}	DON mg l^{-1}	TP mg l^{-1}	PP mg l^{-1}	DOP mg l^{-1}	TOC mg l^{-1}	DOC mg l^{-1}	POC mg l^{-1}
Stavidlo Ovčín	1	163	0,43	220	3,95	1,70	1,50	0,38	0,19	0,10	43,4	20,3	23,2
Ruda	1	131	0,58	100	2,01	1,28	1,24	0,21	0,12	0,10	19,2	14,4	4,8
Opatovický	1	188	0,72	52	1,62	1,16	0,99	0,14	0,09	0,08	13,3	9,9	3,3
Církvičný	1	263	0,20	126	2,50	1,39	1,29	0,27	0,09	0,08	26,2	16,9	9,3
Svět	1	190	0,58	100	2,35	1,26	0,98	0,18	0,10	0,09	16,0	10,2	5,8
Spolský	1	180	0,42	127	2,58	1,40	0,99	0,19	0,08	0,07	17,2	9,9	7,3
Purkrabský	2	133	0,33	111	2,20	1,10	1,06	0,22	0,09	0,09	25,8	15,0	10,9
Točník	2	159	0,38	122	2,25	1,18	1,07	0,20	0,09	0,08	24,0	15,2	8,9
Staňkovský	2	114	1,15	28	1,59	1,28	0,77	0,09	0,08	0,07	10,6	8,2	2,5
Velká Černá	2	165	0,41	118	2,75	1,74	1,42	0,25	0,12	0,11	30,7	24,0	6,7
Staré Jezero	2	159	0,45	185	3,05	1,39	1,32	0,32	0,11	0,09	27,2	14,8	12,4
Starý Hospodář	2	184	0,35	140	2,51	1,38	1,36	0,41	0,20	0,12	27,7	15,2	12,5
Podsedek	2	172	0,36	165	3,25	1,72	1,61	0,37	0,18	0,14	27,6	17,8	9,8
Zájezek	2	115	0,81	32	1,23	0,91	0,87	0,11	0,09	0,08	15,9	13,6	2,4
Vizír	2	113	0,89	26	1,48	1,00	0,94	0,12	0,08	0,08	22,3	20,4	1,9
Starý Spálený	3	159	0,79	92	1,72	1,15	1,07	0,19	0,13	0,11	19,5	15,8	3,7
Vyšehrad	3	165	0,32	162	2,61	1,20	0,98	0,29	0,09	0,09	27,1	12,1	15,0
Ženich	3	150	0,47	76	2,52	1,47	1,20	0,21	0,11	0,10	19,4	11,8	7,5
Nový Vdovec	3	153	0,20	263	3,65	1,24	1,20	0,33	0,11	0,10	31,4	13,4	18,0
Starý Vdovec	3	167	0,29	218	2,79	1,26	1,07	0,29	0,10	0,09	35,8	19,1	16,7
Koclířov I	4	250	0,29	128	2,86	1,31	1,26	0,29	0,11	0,10	20,2	13,2	7,0
Koclířov II	4	254	0,30	152	3,02	1,26	1,19	0,31	0,12	0,10	21,9	13,2	8,8
Velký Tisý	4	232	0,41	174	3,29	1,55	1,46	0,32	0,10	0,09	25,4	14,0	11,4
Velký Dubovec	4	249	0,33	87	2,27	1,32	1,25	0,27	0,11	0,10	23,5	16,2	7,3
Malý Dubovec	4	257	0,65	55	1,71	1,34	1,27	0,23	0,12	0,10	21,7	17,0	4,8
Malý Tisý	4	190	0,16	224	4,07	1,65	1,56	0,44	0,10	0,09	34,2	14,8	19,4
Velký Tisý Zátoka	4	166	0,23	137	3,55	1,63	1,55	0,29	0,10	0,08	34,2	21,0	13,2
Služebný	4	248	0,28	151	3,09	1,46	1,43	0,36	0,11	0,09	32,3	16,4	15,8
Rod	5	181	0,35	138	3,14	1,62	1,17	0,25	0,11	0,10	30,5	16,1	14,4
Naděje	5	187	0,29	184	2,99	1,43	1,37	0,28	0,09	0,09	30,3	16,9	13,4
Víra	5	183	0,36	214	4,01	1,72	1,55	0,40	0,11	0,10	32,1	17,4	14,7
Láska	5	191	0,48	185	3,35	1,54	1,45	0,33	0,10	0,09	30,0	17,3	12,8
Klec	5	168	0,29	158	2,99	1,88	1,30	0,34	0,15	0,10	28,2	15,5	12,7
Potěšil	5	153	0,26	234	3,32	1,70	1,62	0,34	0,14	0,13	29,6	13,6	16,0
Dobrá Vůle	5	184	0,31	172	3,43	1,76	1,42	0,33	0,14	0,12	27,3	16,3	11,0
Verfle	6	235	0,29	86	2,38	1,52	1,36	0,20	0,14	0,12	24,8	18,1	6,7
Starý u Břilic	6	312	0,23	100	2,44	1,45	1,31	0,23	0,10	0,09	25,7	16,8	8,8
Břilický	6	345	0,39	57	1,98	1,41	1,33	0,18	0,10	0,09	20,1	15,1	5,0
Káňov	6	302	0,38	125	3,17	1,74	1,37	0,27	0,13	0,10	23,5	14,9	8,6
Stružky	6	291	0,73	54	2,08	1,53	1,24	0,16	0,09	0,08	17,6	14,7	2,9
Nový u Dunajovic	6	229	0,68	72	3,80	2,17	0,78	0,41	0,08	0,06	17,5	14,0	3,4

Tab. P2. Fyzikálně-chemické parametry (průměr a rozsah) vzorků z 10 sledovaných rybníků (N – počet vzorků), Secchi – průhlednost

Rybník kód	Rok (N)	Secchi cm	Vodivost $\mu\text{S cm}^{-1}$	TP mg l^{-1}	TN mg l^{-1}	DOC mg l^{-1}	Chlorofyl <i>a</i> $\mu\text{g l}^{-1}$	TOC mg l^{-1}	Mg mg l^{-1}	Ca mg l^{-1}
Dehtář DH	2017	47	302	0,20	3,2	15	129	22	14	28
	(3)	(30–60)	(288–320)	(0,13–0,31)	(2,1–4,4)	(15–16)	(54–253)	(19–26)	(13–14)	(24–31)
	2018	45	333	0,23	2,7	14	97	28	15	30
	(6)	(35–65)	(323–338)	(0,15–0,30)	(1,8–4,3)	(12–16)	(65–162)	(24–32)	(14–16)	(27–34)
Klec KL	2017	47	131	0,23	3,4	12	148	29	3	17
	(3)	(20–80)	(196–199)	(0,09–0,4)	(1,7–6,8)	(8–15)	(20–387)	(14–42)	(3–4)	(15–20)
	2018	41	213	0,26	4,1	13	205	33	3	15
	(6)	(20–90)	(201–229)	(0,13–0,39)	(1,6–7,8)	(10–17)	(61–376)	(20–55)	(2–4)	(13–17)
Kvítkovický KV	2017	35	207	0,28	2,7	13	87	19	11	31
	(3)	(20–55)	(303–319)	(0,14–0,43)	(2,1–3,5)	(10–17)	(87–88)	(16–21)	(11–11)	(29–32)
	2018	26	343	0,36	3,2	13	174	29	12	29
	(6)	(15–35)	(313–372)	(0,20–0,61)	(2,0–4,9)	(11–16)	(89–328)	(24–36)	(12–13)	(27–31)
Rod RD	2017	80	155	0,22	2,8	17	111	27	4	18
	(5)	(20–130)	(158–211)	(0,09–0,34)	(1,1–5,9)	(9–22)	(0–326)	(16–36)	(4–5)	(15–22)
	2018	58	225	0,25	4,0	17	223	38	4	20
	(6)	(15–130)	(207–246)	(0,12–0,43)	(1,4–8,8)	(14–22)	(3–696)	(20–73)	(2–5)	(16–22)
Beranov BR	2017	55	345	0,16	2,0	17	44	22	15	30
	(2)	(40–70)	(329–361)	(0,14–0,19)	(1,6–2,4)	(16–18)	(18–69)	(19–24)	(14–15)	(30–30)
Podvražský PV	2017	33	203	0,29	3,0	16	134	25	12	32
	(3)	(30–40)	(300–310)	(0,13–0,44)	(2,2–4,4)	(11–19)	(51–202)	(18–31)	(11–12)	(29–34)
Posměch PM	2017	40	295	0,49	2,4	14	134	23	13	30
	(2)	(40–40)	(282–309)	(0,21–0,78)	(1,9–2,9)	(13–15)	(86–182)	(22–23)	(12–13)	(30–31)
Potěšil PT	2017	40	130	0,26	4,0	11	200	30	3	16
	(3)	(20–60)	(193–198)	(0,10–0,52)	(1,7–7,5)	(8–15)	(54–489)	(15–42)	(2–4)	(13–18)
Roubíček RK	2017	45	255	0,17	3,3	15	89	24	10	30
	(2)	(20–70)	(254–257)	(0,16–0,18)	(3,0–3,7)	(12–18)	(69–109)	(18–29)	(9–10)	(29–31)
Zběhov ZB	2017	28	330	0,27	2,4	17	55	24	13	32
	(2)	(25–30)	(307–353)	(0,24–0,31)	(2,0–2,8)	(16–19)	(33–76)	(21–27)	(11–14)	(30–35)

Tab. P3. Absorpční indikátory (průměr a rozsah) vzorků z 10 sledovaných rybníků (N – počet vzorků)

Rybník kód	Rok (N)	a ₂₅₄ m ⁻¹	a ₃₅₀ m ⁻¹	SUVA ₂₅₄ l mgC ⁻¹ m ⁻¹	% arom	SUVA ₃₅₀ l mgC ⁻¹ m ⁻¹	S ₂₇₅₋₂₉₅ nm ⁻¹	S ₃₅₀₋₄₀₀ nm ⁻¹	S _R	CFOI nm m ² (gC) ⁻¹
Dehtář DH	2017	62	12	1,8	15	0,34	0,020	0,016	1,235	70
	(3)	(59–66)	(10–13)	(1,7–1,8)	(15–15)	(0,31–0,38)	(0,018–0,021)	(0,015–0,017)	(1,20–1,26)	(65–79)
	2018	61	13	1,9	16	0,41	0,021	0,010	2,067	87
	(6)	(54–65)	(10–15)	(1,8–2,2)	(15–18)	(0,33–0,47)	(0,019–0,021)	(0,009–0,015)	(1,43–2,51)	(70–117)
Klec KL	2017	65	14	2,3	19	0,50	0,019	0,015	1,233	99
	(3)	(44–78)	(9–19)	(2,2–2,4)	(18–19)	(0,48–0,53)	(0,018–0,019)	(0,014–0,016)	(1,20–1,30)	(92–102)
	2018	70	16	2,4	19	0,54	0,019	0,011	1,738	101
	(6)	(59–81)	(13–19)	(2,1–2,6)	(18–21)	(0,50–0,58)	0,015	(0,009–0,013)	(1,32–2,15)	(66–152)
Kvítkovický KV	2017	66	14	2,1	17	0,43	0,018	0,016	1,178	92
	(3)	(43–86)	(8–20)	(1,8–2,3)	(15–18)	(0,34–0,53)	(0,017–0,019)	(0,013–0,018)	(1,07–1,34)	(69–120)
	2018	73	17	2,4	20	0,57	0,018	0,010	1,806	112
	(6)	(63–79)	(14–19)	(2,1–2,8)	(17–22)	(0,49–0,64)	(0,016–0,020)	(0,009–0,013)	(1,26–2,14)	(82–155)
Rod RD	2017	88	17	2,3	19	0,47	0,020	0,017	1,184	98
	(5)	(64–100)	(14–21)	(1,9–3,0)	(16–23)	(0,35–0,66)	(0,018–0,022)	(0,014–0,019)	(1,02–1,49)	(65–140)
	2018	86	17	2,2	18	0,45	0,020	0,012	1,711	75
	(6)	(80–92)	(16–20)	(1,8–2,6)	(15–21)	(0,35–0,56)	(0,016–0,022)	(0,010–0,016)	(1,19–2,24)	(44–116)
Beranov BR	2017	69	12	1,8	15	0,32	0,021	0,016	1,371	58
	(2)	(64–74)	(11–14)	(1,8–1,8)	(15–15)	(0,30–0,34)	(0,021–0,022)	(0,014–0,017)	(1,27–1,48)	(56–60)
Podvražský PV	2017	72	15	2,0	17	0,40	0,019	0,016	1,194	80
	(3)	(49–88)	(9–19)	(1,8–2,1)	(16–17)	(0,34–0,44)	(0,018–0,019)	(0,014–0,018)	(1,11–1,32)	(68–87)
Posměch PM	2017	68	12	2,1	17	0,39	0,020	0,017	1,227	76
	(2)	(67–69)	(12–13)	(2,0–2,3)	(16–18)	(0,36–0,43)	(0,020–0,021)	(0,017–0,017)	(1,20–1,26)	(67–84)
Potěšil PT	2017	66	15	2,6	21	0,59	0,018	0,016	1,177	121
	(3)	(57–78)	(12–19)	(2,3–3,0)	(18–23)	(0,50–0,71)	(0,016–0,020)	(0,014–0,017)	(1,02–1,30)	(95–163)
Roubíček RK	2017	67	15	1,9	16	0,42	0,018	0,015	1,211	84
	(2)	(56–78)	(11–19)	(1,8–2,0)	(16–16)	(0,40–0,44)	(0,018–0,018)	(0,014–0,016)	(1,13–1,30)	(83–85)
Zběhov ZB	2017	74	13	1,9	16	0,34	0,021	0,016	1,290	62
	(2)	(72–76)	(12–15)	(1,8–2,0)	(15–17)	(0,33–0,35)	(0,021–0,022)	(0,015–0,017)	(1,24–1,34)	(62–62)

Tab. P4. Fluorescenční indikátory (průměr a rozsah) vzorků z 10 sledovaných rybníků (N – počet vzorků)

Rybník kód	Rok (N)	C:T	A:T	C:A	C:M	FI	HIX	BIX	Comp, 1 %	Comp, 2 %	Comp, 3 %	Comp, 4 %
Dehtář DH	2017	7,5	2,4	3,2	1,22	1,66	0,87	0,74	43	35	11	11
	(3)	(7,1–8,0)	(2,3–2,6)	(3,1–3,2)	(1,20–1,27)	(1,66–1,67)	(0,86–0,88)	(0,71–0,76)	(42–44)	(34–36)	(10–12)	(10–12)
	2018	8,9	2,6	3,4	1,22	1,72	0,91	0,75	42	35	11	11
	(6)	(8,0–10,6)	(2,3–3,1)	(3,2–3,5)	(1,17–1,25)	(1,63–1,80)	(0,90–0,92)	(0,71–0,78)	(41–43)	(34–37)	(10–12)	(8–13)
Klec KL	2017	7,6	2,5	3,0	1,20	1,54	0,88	0,66	44	32	14	11
	(3)	(7,2–8,0)	(2,5–2,6)	(2,9–3,3)	(1,18–1,25)	(1,54–1,54)	(0,88–0,89)	(0,65–0,68)	(43–45)	(31–32)	(14–14)	(10–11)
	2018	8,6	2,7	3,2	1,25	1,59	0,91	0,66	44	31	14	11
	(6)	(6,5–11,9)	(2,0–3,8)	(3,0–3,6)	(1,19–1,33)	(1,56–1,63)	(0,89–0,94)	(0,64–0,70)	(42–45)	(30–33)	(12–15)	(9–12)
Kvítkovický KV	2017	9,0	2,8	3,3	1,23	1,63	0,88	0,72	43	35	12	10
	(3)	(7,5–9,9)	(2,3–3,1)	(3,2–3,3)	(1,19–1,25)	(1,61–1,64)	(0,86–0,90)	(0,69–0,75)	(42–43)	(34–36)	(11–12)	(9–11)
	2018	9,5	2,8	3,4	1,24	1,66	0,91	0,71	43	34	12	11
	(6)	(7,2–10,9)	(2,0–3,2)	(3,1–3,5)	(1,18–1,27)	(1,62–1,70)	(0,87–0,92)	(0,68–0,74)	(42–43)	(33–34)	(11–13)	(10–13)
Rod RD	2017	8,6	2,9	2,9	1,16	1,53	0,88	0,65	44	32	13	11
	(5)	(4,7–11,7)	(1,7–4,1)	(2,7–3,1)	(1,14–1,21)	(1,50–1,59)	(0,78–0,92)	(0,60–0,70)	(42–46)	(31–34)	(12–14)	(10–14)
	2018	8,8	2,8	3,1	1,22	1,62	0,91	0,68	43	33	13	11
	(6)	(5,–8–11,6)	(1,9–3,7)	(3,0–3,4)	(1,19–1,25)	(1,54–1,73)	(0,88–0,94)	(0,65–0,72)	(42–44)	(31–36)	(12–14)	(8–13)
Beranov BR	2017	7,1	2,3	3,1	1,20	1,66	0,87	0,74	42	35	11	12
	(2)	(6,2–8,1)	(2,0–2,7)	(3,0–3,1)	(1,19–1,21)	(1,65–1,67)	(0,84–0,89)	(0,73–0,75)	(42–42)	(34–36)	(11–11)	(11–12)
Podvražský PV	2017	8,5	2,7	3,2	1,22	1,64	0,89	0,71	43	35	12	10
	(3)	(7,4–9,8)	(2,3–3,1)	(3,1–3,2)	(1,21–1,23)	(1,60–1,66)	(0,88–0,91)	(0,69–0,73)	(43–44)	(34–35)	(12–12)	(10–11)
Posměch PM	2017	7,0	2,3	3,1	1,18	1,65	0,87	0,75	42	35	11	12
	(2)	(6,4–7,7)	(2,1–2,5)	(3,0–3,1)	(1,17–1,18)	(1,63–1,68)	(0,85–0,89)	(0,71–0,78)	(41–42)	(35–35)	(11–11)	(11–12)
Potěšil PT	2017	7,0	2,2	3,1	1,19	1,58	0,83	0,67	43	31	13	12
	(3)	(3,5–9,4)	(1,2–2,8)	(2,9–3,4)	(1,15–1,26)	(1,57–1,61)	(0,71–0,89)	(0,62–0,71)	(41–46)	(30–33)	(13–14)	(9–16)
Roubíček RK	2017	8,1	2,3	3,4	1,23	1,67	0,87	0,72	43	35	11	10
	(2)	(5,8–10,4)	(1,7–2,9)	(3,4–3,5)	(1,20–1,26)	(1,65–1,68)	(0,84–0,90)	(0,69–0,75)	(42–44)	(35–36)	(11–11)	(8–12)
Zbřehov ZB	2017	8,3	2,7	3,1	1,21	1,68	0,89	0,72	42	35	11	11
	(2)	(8,3–8,3)	(2,7–2,7)	(3,1–3,1)	(1,20–1,21)	(1,67–1,68)	(0,88–0,89)	(0,69–0,74)	(42–43)	(34–36)	(11–12)	(11–12)

Tab. P5. Pearsonův korelační koeficient (r) vzájemných vztahů parametrů souvisejících s kvalitou DOC. Hladina významnosti $p < 0,001$ je zvýrazněna tučně a naznačuje významné vztahy ($r > 0,5$).

		DOC	Chl- α	S ₂₇₅₋₂₉₅	S _R	SUVA ₂₅₄	SUVA ₃₅₀	CFOI	C:T	A:T	C:A	C:M	BIX	FI	HIX	Comp,1	Comp,2	Comp,3	Comp,4
DOC	r	1	0,415	0,517	0,181	-0,612	-0,555	-0,586	-0,475	-0,382	-0,392	-0,393	0,321	0,107	-0,353	-0,443	-0,253	-0,140	0,522
	p	1	0,002	0,000	0,199	0,000	0,000	0,000	0,000	0,005	0,004	0,004	0,020	0,449	0,010	0,001	0,070	0,321	0,000
Chl- α	r		1	0,255	0,473	-0,211	-0,049	-0,303	-0,509	-0,487	-0,238	-0,051	0,446	-0,004	-0,362	-0,194	-0,221	0,408	0,606
	p		1	0,068	0,000	0,133	0,729	0,029	0,000	0,000	0,089	0,721	0,001	0,976	0,008	0,167	0,116	0,003	0,000
S ₂₇₅₋₂₉₅	r			1	0,409	-0,665	-0,728	-0,802	-0,336	-0,226	-0,376	-0,403	0,446	0,251	-0,043	-0,595	0,265	-0,214	0,487
	p			1	0,003	0,000	0,000	0,000	0,015	0,107	0,006	0,003	0,001	0,073	0,760	0,000	0,058	0,127	0,000
S _R	r				1	-0,175	0,015	-0,224	-0,098	-0,188	0,254	0,198	0,298	0,422	0,169	-0,346	0,112	0,041	0,314
	p				1	0,214	0,915	0,111	0,487	0,182	0,069	0,160	0,032	0,002	0,231	0,012	0,427	0,772	0,024
SUVA ₂₅₄	r					1	0,930	0,812	0,428	0,430	0,060	0,121	-0,741	-0,499	0,268	0,733	-0,590	0,506	-0,429
	p					1	0,000	0,000	0,002	0,001	0,671	0,394	0,000	0,000	0,055	0,000	0,000	0,000	0,002
SUVA ₃₅₀	r						1	0,839	0,318	0,258	0,224	0,243	-0,625	-0,359	0,168	0,655	-0,548	0,529	-0,313
	p						1	0,000	0,022	0,065	0,111	0,083	0,000	0,009	0,233	0,000	0,000	0,000	0,024
CFOI	r							1	0,390	0,311	0,286	0,232	-0,527	-0,259	0,101	0,591	-0,331	0,252	-0,401
	p							1	0,004	0,025	0,040	0,098	0,000	0,063	0,477	0,000	0,017	0,072	0,003
C:T	r								1	0,953	0,392	0,360	-0,303	0,087	0,780	0,366	0,031	-0,130	-0,842
	p								1	0,000	0,004	0,009	0,029	0,541	0,000	0,008	0,828	0,360	0,000
A:T	r									1	0,100	0,135	-0,413	-0,093	0,763	0,395	-0,069	-0,022	-0,779
	p									1	0,480	0,339	0,002	0,512	0,000	0,004	0,625	0,878	0,000
C : A	r										1	0,753	0,287	0,567	0,295	-0,027	0,344	-0,414	-0,408
	p										1	0,000	0,039	0,000	0,033	0,850	0,013	0,002	0,003
C : M	r											1	0,020	0,338	0,310	0,283	-0,013	-0,013	-0,449
	p											1	0,891	0,014	0,025	0,042	0,928	0,925	0,001
BIX	r												1	0,679	-0,224	-0,833	0,789	-0,623	0,356
	p												1	0,000	0,110	0,000	0,000	0,000	0,010
FI	r													1	0,044	-0,510	0,637	-0,635	0,070
	p													1	0,755	0,000	0,000	0,000	0,621
HIX	r														1	0,176	0,015	-0,066	-0,689
	p														1	0,212	0,917	0,643	0,000
Comp,1	r															1	-0,778	0,492	-0,465
	p															1	0,000	0,000	0,001
Comp,2	r																1	-0,821	0,036
	p																1	0,000	0,802
Comp,3	r																	1	0,133
	p																	1	0,347
Comp,4	r																		1
	p																		1

