

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH

ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA

Studijní program: **N4101 Zemědělské inženýrství**

Studijní obor: **Agroekologie**

Katedra: **Katedra krajinného managementu**

Vedoucí katedry: **prof. Ing. Tomáš Kvítek, CSc.**

DIPLOMOVÁ PRÁCE

**Fyzikálně chemické gradienty a prostorová heterogenita chlorofylu v podélném
profilu nádrže Římov**

Vedoucí diplomové práce: **RNDr. Petr Znachor Ph.D.** (Hydrobiologický ústav,
AVČR)

Konzultant diplomové práce: **doc. RNDr. Libor Pechar, CSc.**

Autor: **Bc. Jitka Vítková**

České Budějovice, duben 2012

Prohlášení

Prohlašuji, že svoji diplomovou práci jsem vypracovala samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své diplomové práce, a to v nezkrácené podobě (v úpravě vzniklé vypuštěním vyznačených částí archivovaných Zemědělskou fakultou JU) elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách.

V Českých Budějovicích, 27. 4. 2012

Jitka Vítková

Poděkování

Ráda bych poděkovala svému vedoucímu diplomové práce RNDr. Petru Znachorovi Ph.D. za odbornou pomoc, trpělivost, mimořádnou ochotu a příjemnou spolupráci. Dále děkuji doc. RNDr. Liboru Pecharovi, CSc., který mi pomohl s formálním zajištěním této práce. Tato diplomová práce vznikla za významné podpory Grantové agentury České Republiky v rámci projektů P504/11/2177 a P504/11/2182.

Abstrakt

V roce 2011 byly v nádrži Římov měřeny podélné a vertikální gradienty teploty, kyslíku, pH, vodivosti a chlorofylu. Pro popis prostorové heterogenity nádrže v podélném směru byl použit relativní distanční model. Během sezóny se v nádrži vytvořila výrazná podélná zónace, která umožnila klasifikaci na přítokovou, přechodnou a jezerní zónu. Přítoková zóna představovala 15 % délkového profilu nádrže a byla charakterizována nižší teplotou, pH a koncentracemi chlorofylu oproti zbytku nádrže. Přechodná zóna zahrnovala cca 40 % délky nádrže a vyznačovala se nejvyššími koncentracemi chlorofylu, rozpuštěného kyslíku a vysokým pH. Zbývajících 45 % délky nádrže představovalo jezerní zónu s nízkou koncentrací chlorofylu, přítomností metalimnetických a dnových deficitů kyslíku zejména v letním období a také nárůstem vodivosti u dna.

Klíčová slova: kaňonovitě nádrže; prostorová heterogenita; podélný profil; metalimnetické kyslíkové minimum, relativní distanční model

Summary

In 2011, vertical and longitudinal gradients of temperature, oxygen, pH, conductivity and chlorophyll were measured in the Římov Reservoir. Relative distance model was employed to evaluate spatial heterogeneity of parameters measured along the longitudinal axis of the reservoir. The inflow part comprised 15 % of the overall reservoir length and was characterized with temperature, pH and chlorophyll values lower than the rest of the reservoir. Highest chlorophyll and dissolved oxygen concentrations along with pH were measured in the transition zone constituting 40 % of the reservoir length. Lacustrine zone with low chlorophyll concentration accounted for 45 % of the reservoir. It was characterized with pronounced metalimnetic and hypolimnetic oxygen minima during summer as well as the marked increase in conductivity towards bottom.

Key words: canyon-shaped reservoir; spatial heterogeneity; longitudinal profile; metalimnetic oxygen minimum; relative distance model

Obsah

| | | |
|-----------|------------------------------------------------------------------------|-----------|
| 1. | Úvod..... | 8 |
| 2. | Literární rešerše | 8 |
| 2.1 | <i>Heterogenita kaňonovitých nádrží.....</i> | 8 |
| 2.2 | <i>Horizontální gradienty.....</i> | 9 |
| 2.2.1 | Podélné změny fyzikálních parametrů | 10 |
| 2.2.2 | Podélné změny chemických parametrů..... | 11 |
| 2.2.3 | Podélné změny biologických složek ekosystému nádrže..... | 12 |
| 2.3 | <i>Vertikální gradienty</i> | 14 |
| 2.3.1 | Vertikální změny fyzikálních parametrů..... | 14 |
| 2.3.2 | Vertikální změny chemických parametrů | 16 |
| 2.3.3 | Vertikální změny biologických složek ekosystému nádrže .. | 17 |
| 2.4 | <i>Sezonalita</i> | 18 |
| 3. | Cíle práce | 20 |
| 4. | Materiál a metodika práce | 21 |
| 4.1 | <i>Popis lokality.....</i> | 21 |
| 4.2 | <i>Metodika práce</i> | 21 |
| 5. | Výsledky | 24 |
| 5.1 | <i>Charakteristika sezóny.....</i> | 24 |
| 5.2 | <i>Sezónní změny měřených parametrů v podélném profilu nádrže.....</i> | 25 |
| 5.2.1 | Sezónní změny teploty v podélném profilu nádrže..... | 25 |
| 5.2.2 | Sezónní změny kyslíku v podélném profilu nádrže | 28 |
| 5.2.3 | Sezónní změny pH v podélném profilu nádrže | 31 |
| 5.2.4 | Sezónní změny vodivosti v podélném profilu nádrže | 33 |
| 5.2.5 | Sezónní změny Chl <i>a</i> v podélném profilu nádrže | 34 |
| 6. | Diskuze | 37 |

| | | |
|-----|---------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| 6.1 | <i>Sezónní změny teploty v podélném profilu nádrže</i> | 37 |
| 6.2 | <i>Sezónní změny koncentrace kyslíku v podélném profilu nádrže</i> | 38 |
| 6.3 | <i>Sezónní změny pH v podélném profilu nádrže</i> | 40 |
| 6.4 | <i>Sezónní změny vodivosti v podélném profilu nádrže.....</i> | 40 |
| 6.5 | <i>Sezónní změny Chl a v podélném profilu nádrže</i> | 41 |
| 6.6 | <i>Použití relativního distančního modelu pro charakterizaci podélné heterogenity nádrže Římov.....</i> | 42 |
| 7. | Závěry | 45 |
| 8. | Seznam citované literatury..... | 46 |
| 9. | Seznam příloh..... | 53 |

1. Úvod

Nádrže zbudované přehrazením říčního údolí jsou ve svém podélném profilu značně heterogenní. Znalost prostorové heterogenity nádrží je základním předpokladem pro jejich správné obhospodařování a plnění jejich účelu, např. zásobování vodou, rybaření, rekreace (Borges et al., 2008). Nádrže mají většinou podstatně kratší dobu zdržení vody než jezera a v důsledku své průtočnosti sdílejí vlastnosti jak řeky, tak jezera (Komárková et al., 2003). Díky kombinaci říčně-jezerního charakteru ekosystému vodních nádrží je pro tyto útvary typické vytváření prostorových (podélných i vertikálních) gradientů (Kimmel et al., 1990; Komárková et al., 2003). Jednou z jejich nejvýznamnějších funkcí je zadržování vody pro vodárenské využití, proto je prioritní zajistit vysokou kvalitu vody (Komárková et al., 2003). Pro kvalitu vody má zásadní význam množství a složení biomasy fytoplanktonu, zejména potenciálně toxických sinic (Chorus & Bartram, 1999). Pro moji diplomovou práci byla vybrána vodní nádrž Římov, která je hlavním zdrojem pitné vody pro většinu Jihočeského kraje a díky své morfologii může být použita jako modelová nádrž pro ostatní nádrže tohoto typu u nás.

2. Literární rešerše

2.1 Heterogenita kaňonovitých nádrží

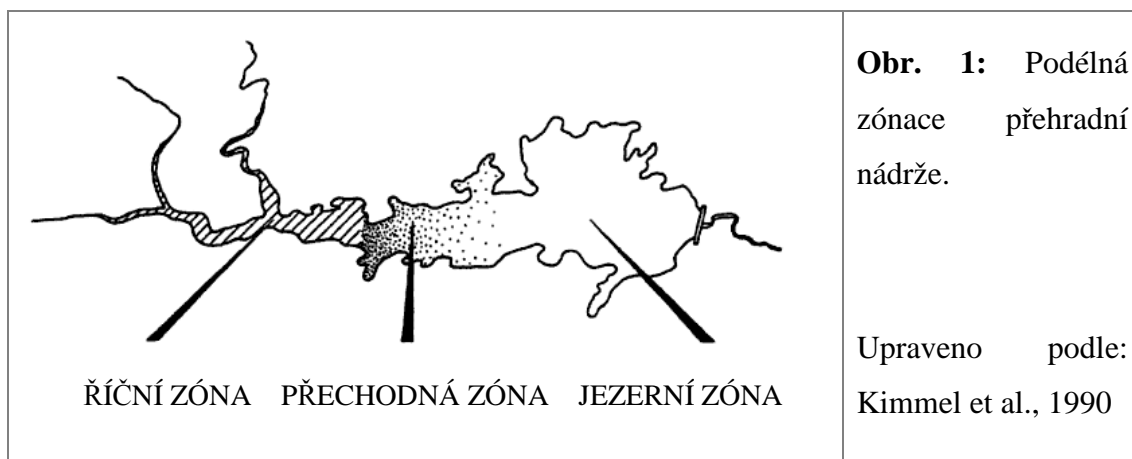
Fyzikálně – chemické parametry stejně jako množství a složení fytoplanktonu jsou v nádržích kaňonovitého tvaru prostorově nehomogenní (Wetzel, 2001). Na rozdíl od přirozených jezer je tvar těchto údolních nádrží v jednom směru protáhlý (Kimmel et al., 1990). U přítoku je hloubka nejmenší a směrem ke hrázi se postupně zvětšuje (Straškraba, 1998). U jezer je největší hloubky dosaženo zpravidla uprostřed. Odlišný je také poměr rozlohy povodí k rozloze hladiny, který je u přehrad až řádově větší než u jezer. Jezera mají většinou trvalý horní odtok, zatímco člověkem vytvořené přehradu mohou být odpouštěné z různých hloubek (Kimmel et al., 1990). Díky průtoku říční vody je teoretická doba zdržení vody v nádržích značně kratší než u přirozených jezer (Kimmel et al., 1990; Han et al., 2000). Doba

zdržení vody v nádržích závisí zejména na srážkách, klimatických podmínkách, velikosti a geomorfologii povodí (Kimmel et al., 1990; Komárková et al., 2003).

2.2 Horizontální gradienty

V podélném profilu nádrže lze obecně rozlišit tři zóny – říční, přechodnou a jezerní (Obrázek 1; Kimmel et al., 1990). Tvorba těchto zón je výsledkem podélných gradientů fyzikálních, chemických a biologických faktorů. Říční (přítoková) zóna je charakteristická vyšším prouděním vody, krátkou dobou zdržení a vysokými koncentracemi živin a nerozpuštěných organických látek. Vlivem vysoké turbidity zde dochází často k absorpci světla těsně u hladiny. Přechodná (transientní) zóna je charakterizována poklesem rychlosti proudění a následným prodloužením doby zdržení vody. To způsobuje zvýšení sedimentace nerozpuštěných látek (Kimmel et al., 1990) a vyšší dostupnost světla pro fytoplankton (Sobolev et al., 2009). Živiny zpravidla stále dosahují vysokých koncentrací, což způsobuje nárůst biomasy a primární produkce fytoplanktonu (Kalf, 2002). Jezerní (lakustrinní) zóna se nachází v hrázové části nádrže a je charakterizována delší dobou zdržení vody a nízkou koncentrací živin. Dostupnost světla je zde nejvyšší z celé nádrže, růst fytoplanktonu je tedy limitován spíše nedostatkem živin, tudíž biomasa fytoplanktonu je zde podstatně nižší než v přechodné zóně nádrže (Kimmel et al., 1990; Rychtecký & Znachor, 2011).

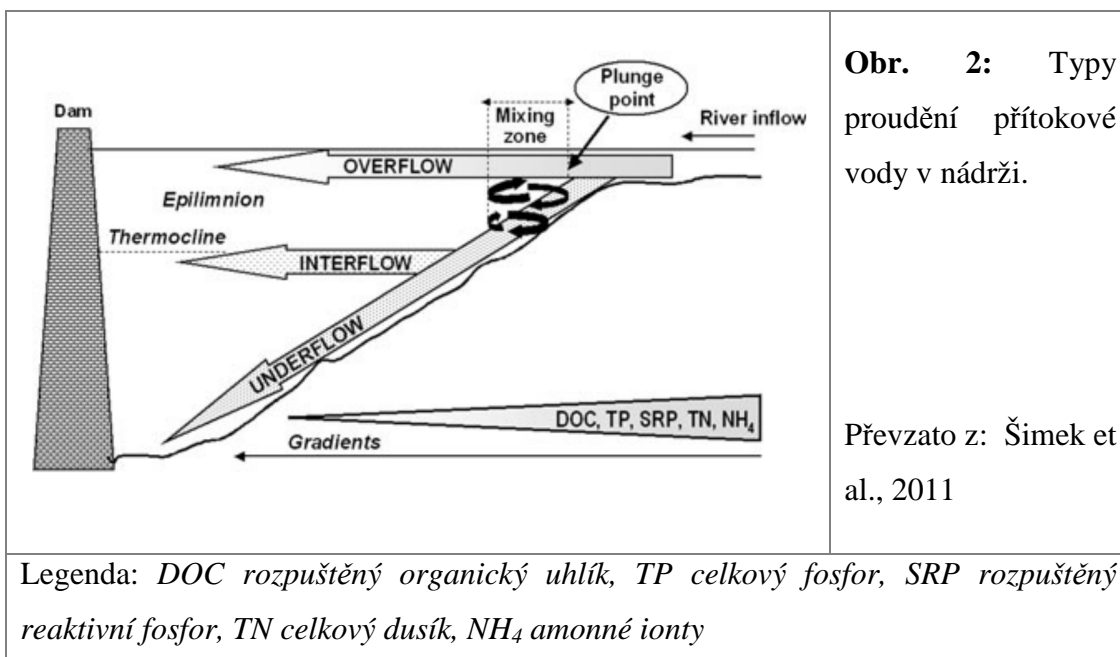
Jednotlivé zóny od sebe nejsou ostře oddělené a pravděpodobně se mohou dynamicky měnit v průběhu sezóny, např. vlivem srážek, změn průtoku nebo provozního řádu nádrže. V některých případech, zejména za povodňových událostí, může docházet přechodně k homogenizaci vody v nádrži a jednotlivé zóny od sebe odlišit nelze (Kimmel et al., 1990).



2.2.1 Podélné změny fyzikálních parametrů

Teplota:

U přirozených jezer odtéká voda z nádrže zpravidla povrchovou vrstvou vodního sloupce. U přehradních nádrží je možné v závislosti na určení nádrže odpouštět vodu z různých vrstev. Voda, která do nádrže přitéká, se na základě své teploty (hustoty) zanořuje do nádrže v různých hloubkách (Obrázek 2; Han et al., 2000). V kaňonovitých nádržích lze rozlišit tři typy zanoření přítokové (říční) vody. Když je přitékající voda chladnější než voda v nádrži (neplatí pro inverzní stratifikaci), přítok se zanořuje ke dnu a tudy se dostává až ke hrázi (Obrázek 2). Pokud je teplota vody nižší než teplota epilimnia, ale zároveň vyšší než teplota u dna, přítok vytváří mezivrstvu a podtéká epilimnion (Obrázek 2). V některých případech mohou vznikat zkratové proudy a vhodným odpouštěním nádrže je možné zbavit se na živiny bohaté přítokové vody, aniž by došlo k obohacení nádrže živinami (Hejzlar, 1989). Pokud je přítoková voda teplejší než epilimnion, zanořuje se do hladinové vrstvy, při stejné teplotě jako epilimnion se do něj plynule rozmíchává (Obrázek 2; Šimek et al., 2011).



Světlo a zákal:

Dostupnost světla a s ní související průhlednost, je významně omezena zákalem (Barbiero et al., 1999). Zákal se do nádrže dostává zejména s přítokem a příbřežní erozí (Chapman, 1996) a je tvořený suspendovanými organickými a anorganickými částicemi, které zamezují průniku světla (Wetzel, 2001; Znachor et al., 2009). Hrubé částice se usazují již v ústí řeky, jemnější mohou pronikat dále do nádrže, neboť sedimentují pomaleji (Chapman, 1996). Průnik světla snižuje také fytoplankton, jehož podélné rozložení v kaňonovitých nádržích bude popsáno níže.

2.2.2 Podélné změny chemických parametrů

Živiny:

Rozpuštěné živiny jsou do nádrží přinášeny zejména přítokovou vodou (Hejzlar & Vyhnálek, 1998; Caputo et al., 2008). Ke zvýšenému přísunu živin do nádrže dochází zejména během povodňových událostí (Reynolds, 2006). Toto tvrzení bylo již opakovaně potvrzeno během jarních i letních povodní, kdy v nádrži či jezeru došlo k podstatnému zvýšení koncentrací reaktivního rozpuštěného fosforu a následnému rozvoji fytoplanktonu (Barbiero et al., 1999; Paidere et al., 2007).

Podélné gradienty živin se vytvářejí podle doby zdržení vody, míry sedimentace, biodegradace nebo transportu, obecně platí, že jejich koncentrace se směrem ke hrázi snižuje (Chapman, 1996).

Organické látky:

Voda přitékající do nádrže obsahuje velké množství rozpuštěných organických látek, které jsou postupně odbourávány mikrobiálními procesy probíhajícími v nádrži. V hlubších vrstvách vodního sloupce, kde převládá respirace nad produkcí kyslíku, může docházet k vyčerpání kyslíku a výskytu anoxie. Taková situace nastala například v roce 2009 v nádrži Orlick po několikadenním vysokém průtoku (Liška et al., 2009).

2.2.3 Podélné změny biologických složek ekosystému nádrže

Bakterie:

Bakteriální společenstva citlivě reagují na podélný gradient dostupných živin, jejichž koncentrace směrem od přítoku k hrázi klesá (Gasol et al., 2002). U nádrží s dlouhou dobou zdržení vody dochází k postupnému vyčerpávání alochtonních zdrojů uhlíku směrem k hrázi, v jezerní části již zcela převládá autochtonní produkce uhlíku. Změna zdroje organického uhlíku v podélném profilu nádrže ovlivňuje složení a celkové množství bakterioplanktonu (Mašín et al., 2003). V oblastech s převládajícím zdrojem autochtonního uhlíku se zpravidla vyskytuje bakterioplankton s nižší růstovou rychlostí, než je tomu ve výše položených částech nádrže (Gasol et al., 2002). Bylo zjištěno, že některé skupiny bakterií jsou vázány na výskyt některých skupin fytoplanktonu, předpokládá se, že přednostně využívají organické látky, které tento fytoplankton produkuje (Šimek et al., 2008).

Fytoplankton:

Distribuce fytoplanktonu v nádržích vykazuje značnou prostorovou a časovou různorodost (Calijuri et al., 2002). V důsledku tvorby fyzikálních (dostupnost světla, režim míchání) a chemických (koncentrace dostupných živin) gradientů v podélném profilu kaňonovitých nádrží je ovlivněno množství biomasy fytoplanktonu a jeho

druhové složení (Kimmel et al., 1990; Rychtecký & Znachor, 2011). V nádrži Římov bylo zjištěno, že v říční zóně dominují penátní rozsivky a chlorokokální řasy, které se běžně vyskytují v mělkých, úživných a turbulentních ekosystémech. Směrem ke hrázi tyto druhy postupně mizí z vodního sloupce, pravděpodobně jako důsledek sedimentace. V letních měsících, kdy jsou gradienty živin nejvýraznější, je největší i prostorová heterogenita fytoplanktonu. V přechodné na živiny bohaté zóně dochází k rozvoji vodního květu sinic, zatímco u hráze zůstává biomasa sinic nízká (Rychtecký & Znachor, 2011). Tyto obecné trendy mohou vykazovat značnou meziroční variabilitu, výrazněji je ovlivňují také disturbance v podobě extrémních průtoků (Znachor et al., 2008).

Zooplankton:

Hustotní gradienty zooplanktonu opět korelují s gradienty živin v nádrži, jelikož jsou závislé na produkci fytoplanktonu, který je pro ně hlavním zdrojem potravy. Jejich výskyt je proto nejvyšší v přítokové zóně. V této zóně je však zooplankton vystaven vysokému predančnímu tlaku ryb, a proto jsou jednotliví jedinci menší, ale produkují větší počet potomků s rychlým vývojem. U hráze je situace opačná. Nižší dostupnost živin způsobuje pomalejší vývoj nových jedinců a celková biomasa zooplanktonu je zde podstatně menší než u přítoku (Urabe, 1990). Prostorové rozložení zooplanktonu je také ovlivněno jeho migrací s cílem úniku před predančním tlakem ryb. Bylo pozorováno, že ve večerních hodinách zooplankton migruje z profundálu do litorální zóny a brzy ráno zpět (Kalff, 2002). Zooplankton také často není rozmístěn rovnoměrně ale shlukovitě. Za klíčové faktory, způsobující prostorovou heterogenitu zooplanktonu (shlukovitost), jsou považovány přítok, větrný režim, gradient míchání (turbidity), teplotní režim, dostupnost potravy a trofické podmínky nebo predace a kompetice v nádrži. Na druhé straně existují přinejmenším dva procesy, které shlukovitost zooplanktonu naopak snižují. Jedná se o turbulenci hladiny způsobenou větrem a advektivní procesy v epilimnetické vrstvě (Sed'a & Devetter, 2000).

Ryby:

Prostorové rozložení biomasy ryb v nádrži je nejvíce ovlivněno vzdáleností od přítoku a hloubkou (Vašek et al., 2004) a zároveň největší biodiverzita ryb bývá v přítokové zóně (Prchalová et al., 2009). To je pravděpodobně proto, že se zde nachází největší množství jejich potravy, zejména zooplanktonu (Prchalová et al., 2008, Vašek et al., 2004). K vysokému výskytu ryb v přítokové části může přispívat také migrace některých druhů v jarních a letních měsících. Tyto druhy migrují do mělkých horních částí nádrže za účelem tření se a jejich množství může představovat až 10% z celkové biomasy ryb v nádrži (Hladík & Kubečka, 2003).

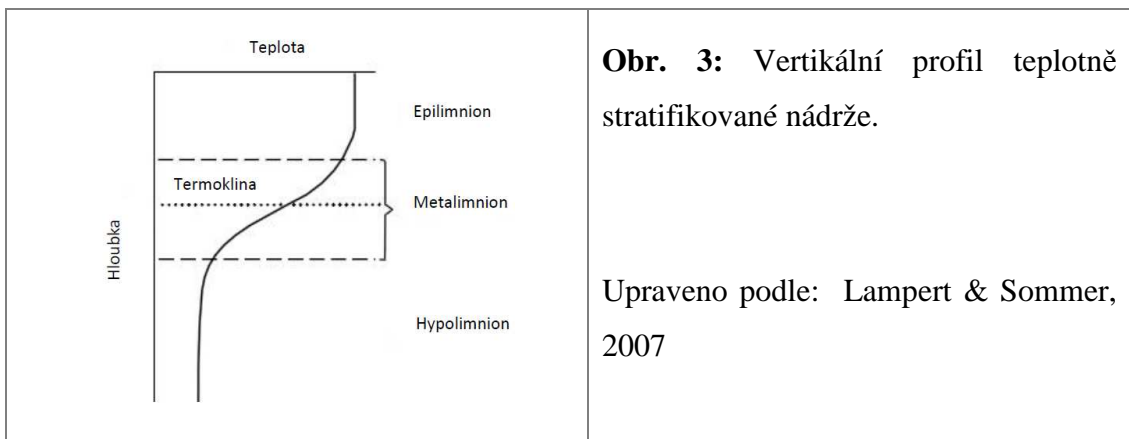
2.3 Vertikální gradienty**2.3.1 Vertikální změny fyzikálních parametrů**Světlo:

Nejvíce světla je ve vodních ekosystémech u hladiny a směrem ke dnu exponenciálně ubývá. To je dáno především absorpcí světla na partikulích rozptýlených ve vodním sloupci a rozpuštěných barevných organických látkách (nejčastěji humáty). Ve vodním sloupci rozlišujeme eufotickou vrstvu, kde je světla dostatek a naopak afotickou vrstvu s nedostatkem světla a převažující respirací nad produkcí (Lampert & Sommer, 2007). Dostupnost světla významně ovlivňuje biotu v nádrži (Longhi & Beisner, 2009).

Stratifikace:

Ve vodní nádrži dochází k tvorbě vertikální stratifikace vodního sloupce (Wetzel, 2001), která výrazně souvisí s teplotou vody (Belolipetsky et al., 2010). Vlivem disturbancí (např. vyšší přítok, vítr) dochází k destratifikaci vodního sloupce (Jentsch et al., 2007). Podle četnosti míchání vody během roku rozlišujeme jezera a nádrže amiktické, monomiktické, dimiktické a polymiktické. Amiktická jezera jsou typická pro polární oblasti Grónska a Antarktidy. Jezera tohoto typu jsou permanentně pokryta ledem a k míchání tedy nedochází. Monomiktické nádrže a jezera se míchají jednou ročně. Chladné monomiktické nádrže se nacházejí ve

vyšších zeměpisných šířkách a jsou téměř celý rok pokryty ledem s výjimkou letních měsíců, kdy dochází k míchání. Teplé monomiktické nádrže jsou hluboké temperátní a tropické nádrže se značně stabilní stratifikací během nejteplejších měsíců v roce. K promíchání vodního sloupce dochází v chladném období roku. Pro polymiktické nádrže je charakteristické nepravidelné míchání mnohokrát ročně. Jedná se zpravidla o mělké nebo hlubší nádrže, které jsou vystaveny silnému větru. U mělkých nádrží se stratifikace tvoří během slunného dne a s příchodem noci se vertikálně míchá. U hlubších nádrží je perioda míchání několik dní nebo týdnů. Dimiktické nádrže mírného pásu se míchají dvakrát ročně – na jaře a na podzim, kdy dojde k vyrovnání teplot u dna a na hladině (Kalff, 2002). Po jarním míchání nastává období letní stagnace. Během letní stratifikace bývá nejteplejší voda u hladiny, v epilimniu, a směrem ke dnu teplota klesá. V hypolimniu je teplota vody nejnižší. Mezi těmito dvěma vrstvami se nachází skočná vrstva (metalimnion), kde dochází k výrazným změnám teploty (Obrázek 3; Lampert & Sommer, 2007). Stratifikace dimiktických nádrží má významný vliv na sezónní vývoj planktonních společenstev v nádrži, jak detailně popsal v PEG modelu Sommer et al. (1986).



Dalším způsobem rozdělení nádrží je podle toho, do jaké hloubky je vodní sloupec míchán. Tímto kritériem dělíme nádrže na holomiktické a meromiktické. Holomiktické nádrže jsou kompletně míchány až ke dnu. Meromiktické nádrže se míchají pouze částečně. Téměř všechna meromiktická jezera mají ve spodní vrstvě vodního sloupce zvýšenou salinitu, která tvoří velké hustotní rozdíly mezi vodou spodní a povrchovou a k úplnému promíchání tak nedochází. Vertikální stratifikace

meromiktických nádrží má vlastní terminologii. U hladiny je míchaná vrstva vody, tvořící teplotní stratifikaci, která je známa jako mixomolimnion. Spodní vrstva husté vody se nazývá monimolimnion. Tyto dvě vrstvy jsou od sebe oddělené chemoklinou, ve které dochází k výrazným změnám salinity (Kalff, 2002).

2.3.2 Vertikální změny chemických parametrů

Živiny:

Živiny jsou z vodního sloupce vyčerpávány fytoplanktonem a bakteriemi a v partikulované podobě sedimentují ke dnu. Během sedimentace a na jejím konci u dna podléhají mineralizaci a mohou být recyklovány zpět do vodního sloupce. V dostatečně hlubokém a slabě míchaném vodním sloupci mohou být živiny u hladiny limitující, ale v hlubších vrstvách je jich naopak nadbytek. V dobře promíchaném vodním sloupci gradienty ve vertikálním profilu nejsou (Jäger et al., 2008).

Kyslík:

Kyslík se do vody dostává výměnou s atmosférickým kyslíkem na hladině (Lampert & Sommer, 2007). Ve vodě je produkován fotosyntézou fytoplanktonu, respirace naopak jeho množství spotřebovává (Kalff, 2002). Do hlubších vrstev se dostává během jarního a podzimního míchání a popřípadě přítokovou vodou (Lampert & Sommer, 2007). Rozpustnost kyslíku ve vodě závisí na teplotě vody a nadmořské výšce. S rostoucí teplotou a nadmořskou výškou rozpustnost kyslíku klesá. Aktuální množství kyslíku v dané nádrži je dáno rovnováhou mezi jeho produkcí a spotřebou. Vertikální profily kyslíku se liší podle trofie nádrže. Rozlišujeme tak profily ortográdní, klinográdní, pozitivně a negativně heterográdní. Ortográdní profil kyslíku se ustanovuje u oligotrofních nádrží, kde koncentrace kyslíku není příliš ovlivněna aktivitou organismů a je dána jeho rozpustností. Ta je v chladnějším hypolimniu vyšší než v teplejším epilimniu, a proto je koncentrace kyslíku v hypolimniu vyšší. Klinográdní profil kyslíku se tvoří u nádrží eutrofních, kde je v epilimniu vysoká fotosyntetická aktivita fytoplanktonu. S množstvím sedimentující organické hmoty v hypolimniu dochází i ke zvýšení respirace, snižující

množství kyslíku. Koncentrace kyslíku tak klesá s hloubkou (Kalff, 2002), ve větších hloubkách nádrže může vznikat deficit kyslíku až anoxie (Lampert & Sommer, 2007). Pozitivně heterográdní křivka je typická výskytem metalimnetického maxima kyslíku. Tato maxima jsou obvykle důsledkem zvýšené fotosyntetické činnosti fytoplanktonu v metalimniu. Někdy mohou nastat v příbřežní zóně, kde je voda nasycena kyslíkem z fotosyntézy litorálních makrofyt, umístěných téměř ve stejné hloubce, jako se nachází metalimnetické maximum. Negativně heterográdní křivka je naopak typická tvorbou metalimnetického minima kyslíku. Pokles kyslíku může být spojován s vysokou respirací makrozooplanktonu, nejčastěji je však způsoben rozkladem organické hmoty na hustotním zlomu (Kalff, 2002).

2.3.3 Vertikální změny biologických složek ekosystému nádrže

Fytoplankton:

Během stabilní stratifikace může docházet k poklesu koncentrace živin v epilimniu. Nedostatek živin omezuje růst fytoplanktonu v této horní vrstvě, a tak se zvyšuje průnik světla do metalimnia (Camacho, 2006). Díky dostatku světla a přimíchávání živin z hypolimnia se v metalimniu vytváří vhodné podmínky pro rozvoj fytoplanktonu s následným vznikem metalimnetického maxima biomasy fytoplanktonu, zejména cyanobakterií (Nõges & Kangro, 2005).

Vertikální distribuce fytoplanktonu je určována především teplotní stratifikací vodního sloupce, respektive jeho mícháním, dostupností světla, gradienty živin případně predčním tlakem zooplanktonu. Fytoplankton snadno podléhá pohybům vody, a proto je během cirkulace snadno rozmíchán do celého vodního sloupce. Pokud je vodní sloupec teplotně stratifikován, fytoplankton je zpravidla přítomen v horní míchané vrstvě, kde je zároveň i dostatek světla pro fotosyntézu (Jäger et al., 2008). Právě dostupnost světla je jeden z nejdůležitějších faktorů ovlivňujících distribuci a složení fytoplanktonu (Reynolds et al., 2002). U hladiny je však vyšší riziko predace a proto fytoplankton může migrovat do větší hloubky (Kingston, 1999). Vertikální migrace fytoplanktonu je dále přisuzována úniku fytoplanktonu před disturbancí vlnami a přístupem k živinám v hypolimniu (Kingston, 2002).

V anoxickém prostředí hypolimnia jsou zpravidla vyšší koncentrace rozpuštěných živin než v epilimniu (Saburova & Polikarpov, 2003).

Zooplankton:

U jednotlivých zooplanktonických druhů byla pozorována vertikální migrace vodním sloupcem. Ta je výsledkem reakce zooplanktonu na gradienty teplot, dostupnost potravy, únik před predací nebo ochranu před ultrafialovým zářením (Leech & Williamson, 2001). Vertikální změna distribuce zooplanktonu nastává za úsvitu a za soumraku (Kohout & Fott, 2001). Zooplankton citlivě reaguje na přítomnost predátorů a snaží se uniknout migrací do větších hloubek. Obvykle klesá směrem ke dnu během rána, kde se ukrývá v sedimentu nebo ve velkých hloubkách a není zde predátory viděn (Kalff, 2002). Setrvání v hlubokých a chladných vrstvách zpomaluje růst a rozmnožování migrující populace (Kohout & Fott, 2001), a tak se po západu slunce navrácí zpět do epilimnia (Kalff, 2002), kde profituje z vyšší teploty, nabídky potravy a optimální koncentrace kyslíku (Kohout & Fott, 2001).

2.4 Sezonalita

Během zimy je biomasa fytoplanktonu limitována nedostatkem světla a nízkou teplotou, což je přímým důvodem pro zimní minimum biomasy. Herbivorní druhy zooplanktonu přečkávají zimní období ve formě odpočívajících stádií (Sommer et al., 1986). S nástupem jara dochází k promíchání vodního sloupce, kdy je koncentrace kyslíku stejná v celém vertikálním profilu vodního sloupce a míra saturace je okolo 100% (Brönmark & Hansson, 1998). Dochází k rychlému rozvoji fytoplanktonu a tvoří se jarní maximum biomasy fytoplanktonu, který využívá živiny, které se ve vodě nahromadily během zimy a jarního míchání (Sommer et al., 1986). Během jarního rozvoje fytoplanktonu je z vody intenzivně odčerpáván fotosyntézou CO₂, a tak dochází k nárůstu hodnoty pH (Lellák & Kubíček, 1991). Biomasa je tvořena zpravidla malými, rychle rostoucími řasami jako jsou kryptomonády, chlamydomonády nebo drobné centrické rozsivky. Malé řasy začnou být spásány herbivorními druhy zooplanktonu. Zpočátku se zvyšuje biomasa herbivorních druhů s kratší generační dobou. Později bývají nahrazeny pomalu rostoucími druhy. Důsledkem predace a postupné limitace živinami dochází

k poklesu biomasy fytoplanktonu. Toto období na přelomu jara a léta se nazývá „*clear water*“. Herbivorní zooplankton začíná být limitován nedostatkem potravy a jeho biomasa klesá. Vytváří se tak vhodné podmínky pro rozvoj letního fytoplanktonu (Sommer et al., 1986), jehož aktivita může způsobovat zvýšení hodnoty pH ve vodě (Lellák & Kubíček, 1991). Růst fytoplanktonu je charakterizován střídáním různých limitujících faktorů, zejména množstvím dostupného rozpuštěného fosforu. Limitující může být také dostupnost křemíku, dusíku, světla, predční tlak zooplanktonu apod. Nejprve dochází k dominanci zelených řas, vhodných pro herbivorní zooplankton jako zdroj potravy. Následně jsou však nahrazeny velkými rozsivkami, které jsou pro zooplankton přístupné jen omezeně. Populační hustota a druhové složení zooplanktonu během léta značně fluktuuje. Po vyčerpání křemíku jsou rozsivky nahrazeny dinoflageláty nebo sinicemi. S koncem léta biomasa fytoplanktonu neustále klesá a začínají dominovat druhy adaptované na míchání vodního sloupce. Jedná se především o rozsivky a kryptomonády (Sommer et al., 1986). Na podzim dochází k promíchání vodního sloupce, kyslík z epilimnia se dostává do hypolimnia (Brönmark & Hansson, 1998). Dochází k rozvoji podzimního maxima biomasy zooplanktonu, které zahrnuje větší druhy a formy. Vysoké biomasy je dosaženo vlivem malé predace ryb a vhodnému druhovému složení fytoplanktonu. S příchodem zimy znovu nastává zimní minimum biomasy fytoplanktonu a biomasa herbivorů klesá jako důsledek nedostatku potravy a snižování teploty. Jednotlivé druhy vytvářejí, nebo již dříve vytvořily klidová stádia, která jim umožní přečkat do jara a sezónní cyklus se opakuje (Sommer et al., 1986).

3. Cíle práce

Určení prostorové heterogenity fyzikálně chemických parametrů a chlorofylu ve vertikálním i horizontálním profilu nádrže Římov.

Zjištění sezónních změn v prostorové heterogenitě nádrže Římov v roce 2011.

Vyhodnocení podélné heterogenity nádrže Římov s použitím relativního distančního modelu.

4. Materiál a metodika práce

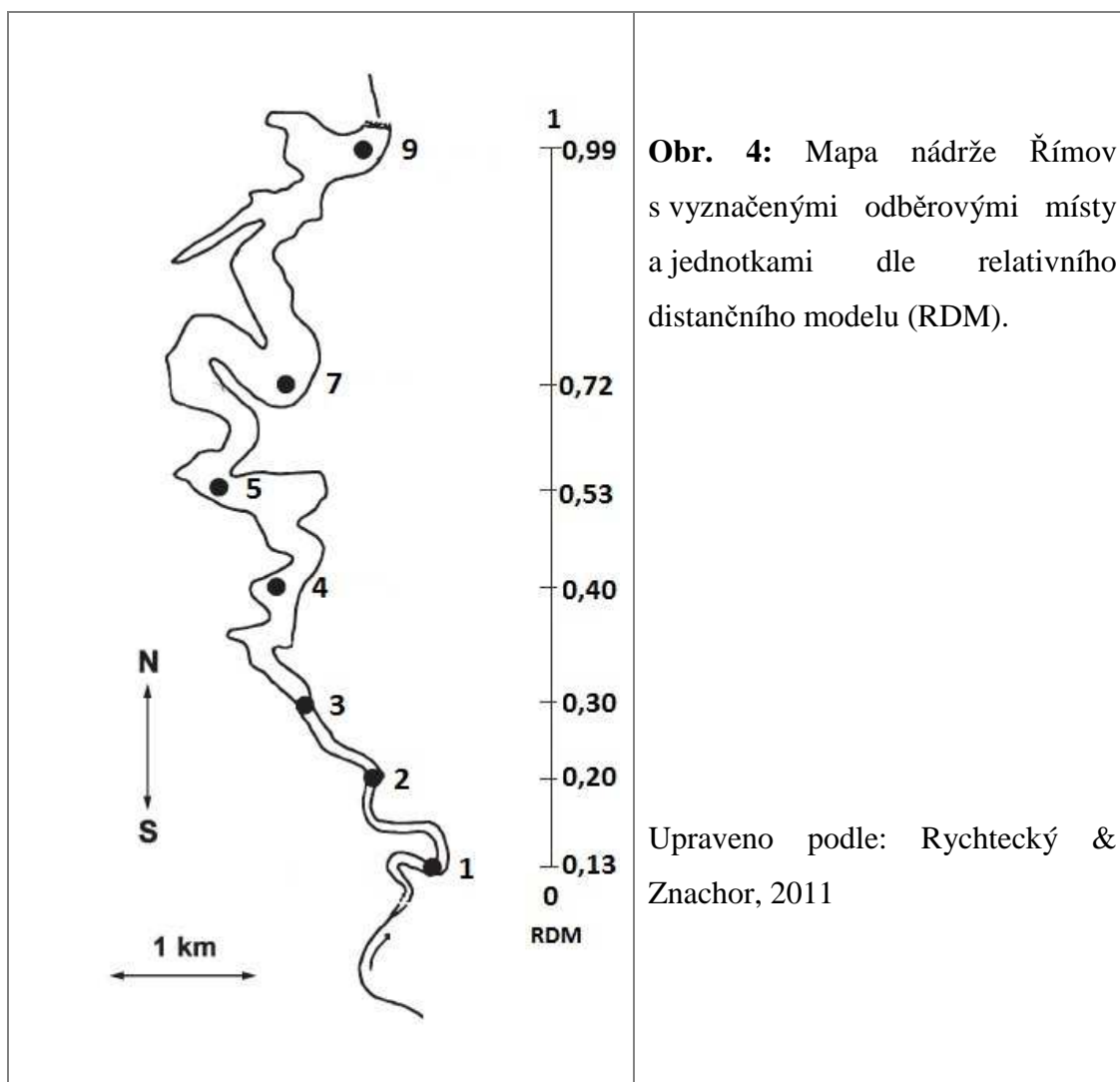
4.1 Popis lokality

Pro tuto diplomovou práci byla zvolena vodní nádrž Římov, která byla vybudována v letech 1971 až 1978 (Komárková et al., 2003) na řece Malši cca 20 km jižně od Českých Budějovic. Jedná se o vodárenskou nádrž, která zásobuje pitnou vodou region Jižních Čech (Hejzlar et al., 2004). Nádrž má kaňonovitý tvar a délku cca 13 km. Plocha nádrže činí 2,06 km² a objem 34,5 milionů m³. Maximální hloubka je 43 m a průměrná hloubka 16,5 m. Nádrž má dimiktický charakter s jarním a podzimním mícháním. Římovská nádrž odvádí vodu z 488 km² rozlehlého kopcovitého území, které je především zalesněné, jen výjimečně využívané k zemědělství (Komárková et al., 2003; Rychtecký & Znachor, 2011). Doba zdržení odpovídá v průměru 98 dnům při průměrném průtoku 4,1 m³ s⁻¹ (Hejzlar et al., 2004).

4.2 Metodika práce

V roce 2011 probíhalo terénní sledování nádrže Římov v období od 10. května do 22. listopadu 2011. Celkem bylo provedeno 19 terénních měření v jednotýdenních až třítydenních intervalech, přičemž intenzita měření byla největší v období od června do září. Jednotlivá terénní měření byla prováděna na odběrových místech, zobrazených na Obrázku 4.

K určení polohy jednotlivých odběrových míst, v podélném profilu nádrže Římov, byl použit relativní distanční model (RDM). Tento model namísto udání polohy odběrového místa v délkových jednotkách používá procentuální vyjádření, kde nula je počátek nádrže u přítoku a jedna je konec u hráze (Obrázek 4). Oproti klasickému vyjádření umožňuje tento přístup porovnání výsledků i mezi značně velikostně odlišnými nádržemi (Šimek et al, 2011).

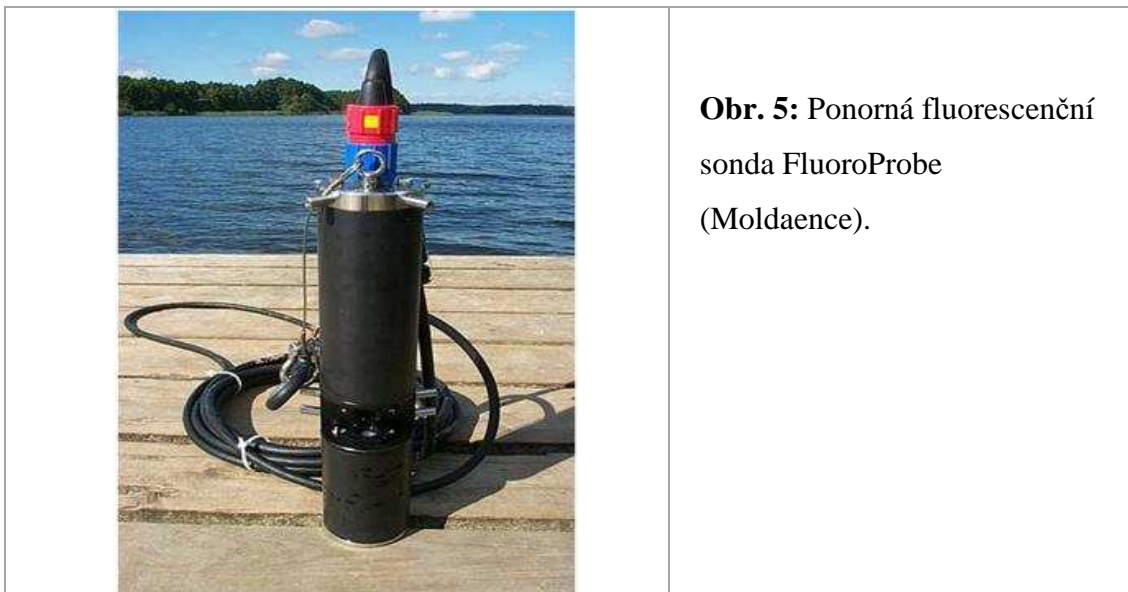


Pro stanovení fyzikálně – chemických parametrů bylo využito ponorné multiparametrické sondy GRYF XBQ4. Tato sonda umožňuje měření vertikálního profilu teploty ($^{\circ}\text{C}$), pH, koncentrace kyslíku (mg l^{-1} , %) a vodivosti ($\mu\text{S cm}^{-1}$). Vertikální profily byly měřeny směrem ode dna v různých hloubkách v intervalech 1–5 m. Četnost měření ve vertikálním profilu byla přizpůsobena aktuálním podmínkám, např. nade dnem a u hladiny činily rozestupy mezi jednotlivými měřeními zpravidla 1 metr.

Na každém odběrovém místě byly paralelně s vertikálními profily stanoveny teplota, pH a množství rozpuštěného kyslíku u hladiny (hloubka 0,5 m, WTW 330i Oximetr, WTW 330i pHmetr; WTW). Pro zjištění, zda-li jsou statisticky průkazné rozdíly v hodnotách těchto parametrů naměřených v podélném profilu nádrže, byly

vybrány soubory dat z míst 0,13, 0,40, 0,72 a 0,99 RDM. Byla použita jednocestná analýza variance s následným mnohonásobným porovnáním pomocí Tukeyho testu (Prism 5, GraphPad Software Inc., La Jolla, USA).

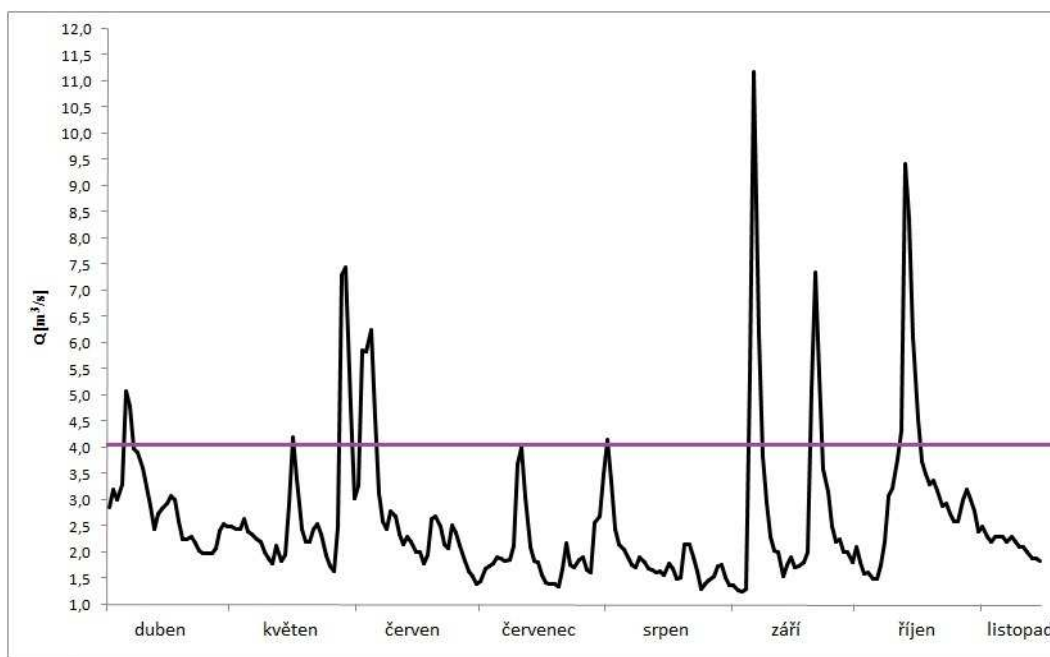
Vertikální profily teploty, zákalu a Chl *a* byly zaznamenány pomocí ponorné fluorescenční sondy FluoroProbe (bbe Moldaence; Obrázek 5). Maximální délka kabelu u této sondy byla 20 metrů, interval měření ~0,2 m. Pomocí původního softwaru FluoroProbe 1.9.7 (bbe Moldaence) byla provedena kvantifikace biomasy fytoplanktonu v jednotkách množství Chl *a* na litr. Zákal je vyjádřen v procentech transmitance, 100 % je hodnota destilované vody, 0 % je maximální zákal s nulovou propustností světla. Grafy, ilustrující sezónní změny vertikálních profilů naměřených parametrů, byly vytvořeny v programu Surfer (Golden Software, Inc., Colorado, USA).



5. Výsledky

5.1 Charakteristika sezóny

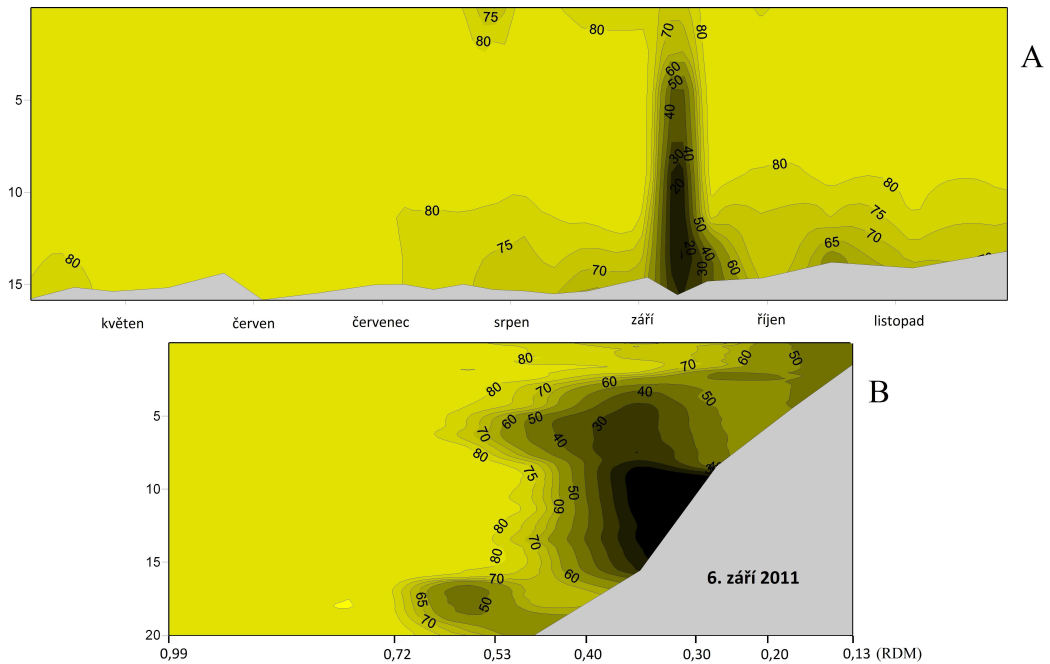
Sledované období bylo v porovnání s dlouhodobým průměrem srážkově podprůměrné. Během sezónního měření byl průměrný průtok řeky Malše ve stanici Pořešín pouze $2,6 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, zatímco dlouhodobý průměrný průtok naměřený v rámci monitoringu Povodí Vltavy je $4,05 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (www.pvl.cz, 2012). Nejvyšší průtoky byly zaznamenány v průběhu září a října (Obrázek 6), avšak množství vody nebylo natolik vysoké, aby mělo zásadní vliv na změny ve vertikálních a horizontálních parametrech celé nádrže.



Obr. 6: Průměrné denní hodnoty průtoku Malše ve stanici Pořešín (přítok do nádrže Římov) během sledované sezóny. Fialová čára znázorňuje dlouhodobý průměrný průtok.

Během sledovaného období nastala nejsilnější kulminace průtoku 5. září 2011. V povodí spadlo 48 až 70 mm srážek za 12 hodin, přítok se krátkodobě zvedl až na 35 kubíků za hodinu, což vedlo ke zvýšení hladiny o 40 cm. Díky intenzivnímu měření byla tato událost zachycena v sezónním průběhu změn zákalu ve vodním sloupci (Obrázek 7A). Pouhý den po kulminaci bylo maximum zákalu naměřeno ve

vzdálenosti 0,30 až 0,40 RD a nacházelo se v hloubce 10 až 15 metrů (Obrázek 7B). Již týden po kulminaci došlo k odsedimentování zákalu a jeho hodnoty se vrátily do normálu. Zvýšený průtok nádrž významně neovlivnil, došlo pouze ke krátkodobému promíchání mělké přítokové části nádrže do vzdálenosti 0,30 RD.



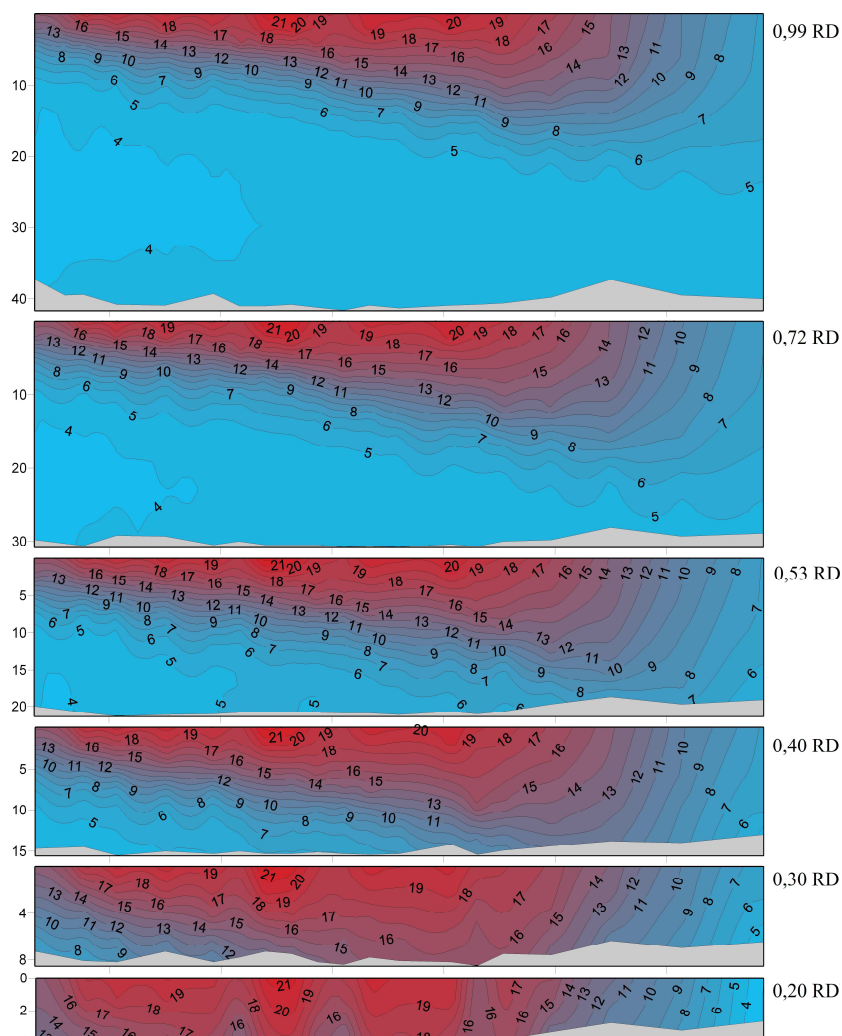
Obr. 7: Sezónní změny vertikálního profilu zákalu (transmitance) na odběrovém místě ve vzdálenosti 0,40 RD od přítoku (A) a podélný profil zákalu měřený den po kulminaci přítoku (B). Šedá oblast představuje dno.

5.2 Sezónní změny měřených parametrů v podélném profilu nádrže

5.2.1 Sezónní změny teploty v podélném profilu nádrže

Terénní měření bylo zahájeno v době, kdy byl vodní sloupec již teplotně stratifikován (Obrázek 8). Na počátku měření byla teplota epilimnia 13°C, postupně docházelo k ohřevu vody v epilimniu až na cca 21 °C v červenci a srpnu. Poté došlo k postupnému ochlazení až na 6°C na konci listopadu (Obrázek 8). Během sezóny docházelo k postupnému zanořování metalimnia, t.j. prohlubování epilimnia. V květnu se metalimnion ustálil v hloubce okolo 3 metrů, postupně klesal hlouběji a na přelomu října a září se nacházel v hloubce mezi 10 až 13 metry. Během podzimu započala destratifikace vodního sloupce, ale ačkoliv bylo měření prováděno až do

22. listopadu 2011, k úplnému promíchání celého vodního sloupce ještě v tuto dobu nedošlo.

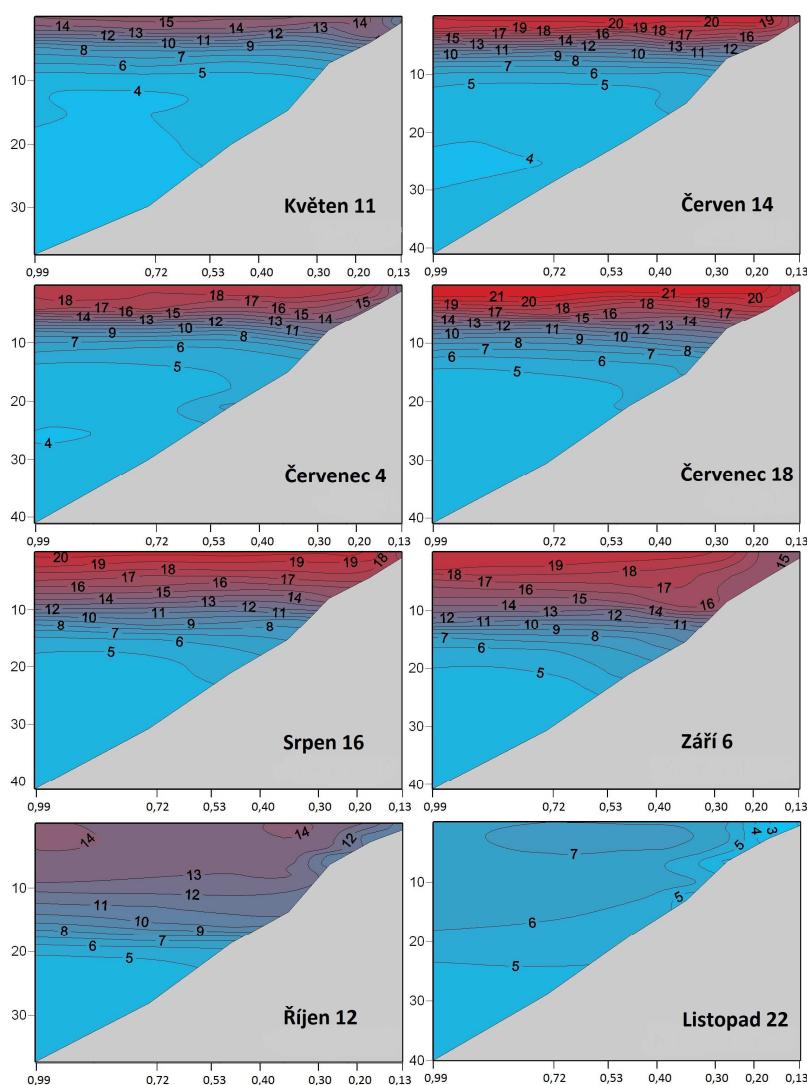


Obr. 8: Sezónní změny teploty ve vertikálním profilu na různých místech nádrže Římov. Čísla vedle grafu označují polohu odběrového místa určenou pomocí relativního distančního modelu (0 = přítok, 1 = hráz). Šedá oblast představuje dno.

V podélném profilu nádrže jsou teploty epilimnia víceméně stejné, s výjimkou přítoku, který byl v průběhu celé sezóny průměrně o $\sim 3^{\circ}\text{C}$ chladnější (Tabulka 1). Jelikož byl přítok chladnější než voda v epilimniu, ale zároveň teplejší než voda v hypolimniu, docházelo zpravidla k jeho zanořování pod epilimnion. Nejznatelněji bylo zanořování přítoku zachyceno 12. října 2011 (během zvýšených průtoků), ale je dobře patrné i v ostatních podélných profilech (Obrázek 9).

| | HRÁZ 0,99 RD | PLAŇÁK 0,72 RD | MOST 0,40 RD | PŘÍTOK 0,13 RD | VÝZNAMNOST |
|--------------------------------------|-----------------|-------------------|-----------------|-------------------|------------|
| Teplota (°C) | 16,7 | 17,5 | 16,8 | 13,2 | p<0,05 |
| O ₂ (mg l ⁻¹) | 9,1 | 9,4 | 10,5 | 9,5 | p=0,47 |
| pH | 8,3 | 8,4 | 8,7 | 7,5 | p<0,01 |
| Chl a (μg l ⁻¹) | 8,2 | 14,3 | 38,2 | 6,5 | p<0,0001 |
| Vodivost (μS cm ⁻¹) | 104,2 | 104,5 | 108,6 | 102,1 | p=0,74 |

Tab. 1: Průměrné sezónní hodnoty parametrů měřených v hladinové vrstvě na různých místech podélného profilu nádrže Římov. Rozdíly mezi odběrovými místy byly testovány pomocí jednocestné ANOVY s následným Tukeyho testem.



Obr. 9: Vertikální změny teploty v podélných profilech nádrže Římov ve vybraných odběrových datech. Poloha jednotlivých odběrových míst je určena

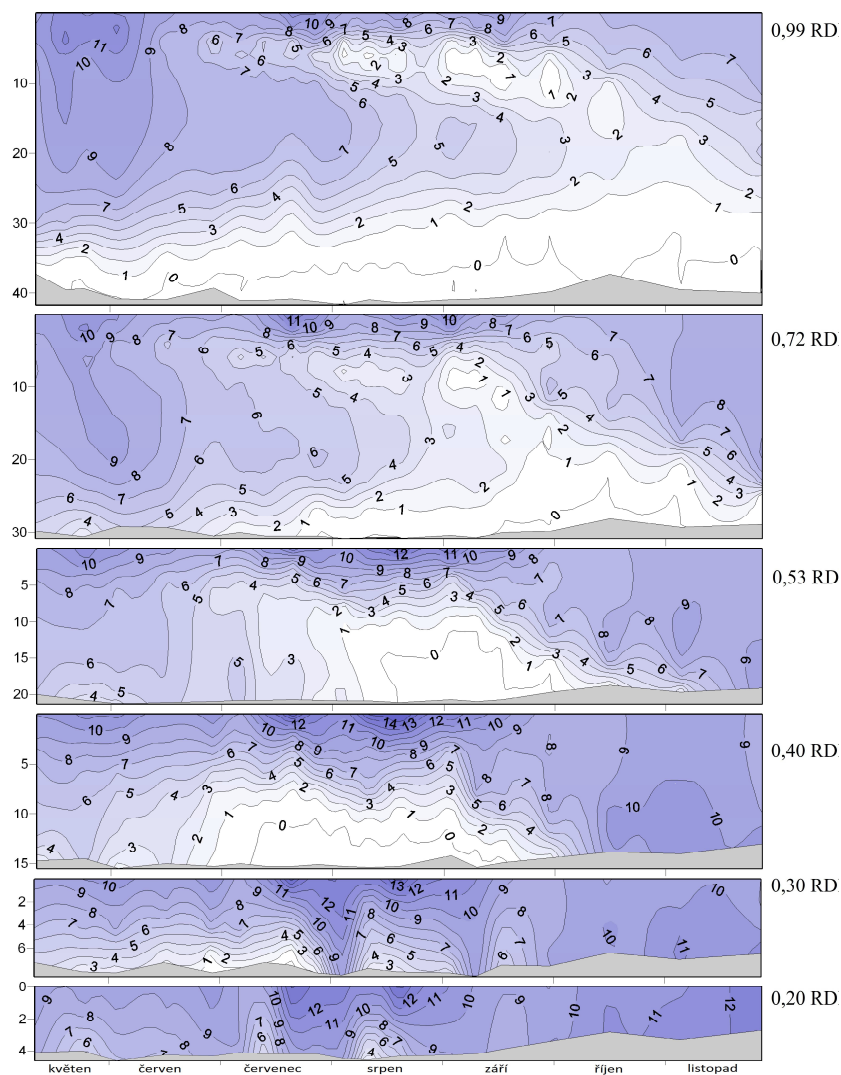
pomocí relativního distančního modelu (0 = přítok, 1 = hráz). Šedá oblast představuje dno.

Stabilita teplotní stratifikace se významně lišila v podélném profilu nádrže, do vzdálenosti 0,30 RD je teplotní stratifikace nestálá vlivem míchání přítokem. Od vzdálenosti 0,40 RD již není přítokem ovlivněna a postupně se stabilizuje. U hráze (0,99 RD) je teplotní stratifikace nejstálější (Obrázek 8).

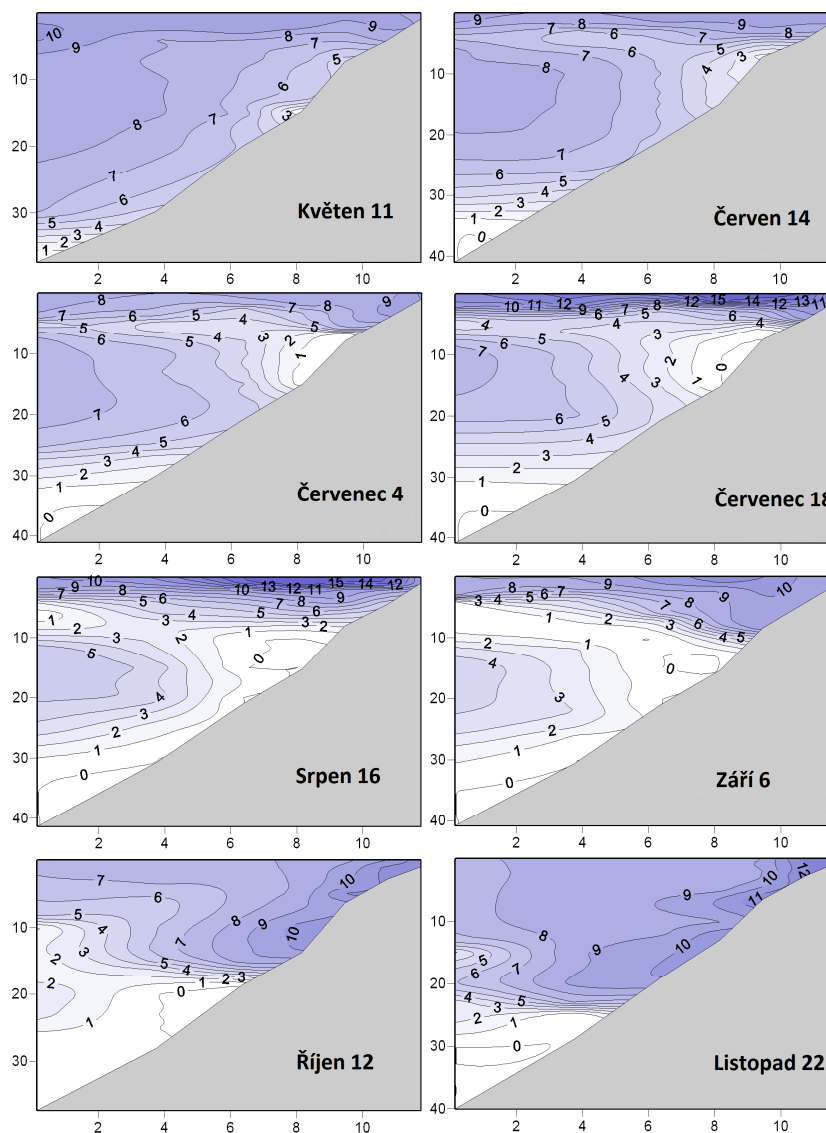
5.2.2 Sezónní změny kyslíku v podélném profilu nádrže

Sezónní změny kyslíku v podélném profilu nádrže jsou znázorněné na Obrázku 10. Již počátkem sezóny byl v nádrži u hráze (0,99 RD) téměř vyčerpaný kyslík u dna. V květnu byla vrstva s koncentrací kyslíku do 1 mg l^{-1} silná cca 5 metrů. V červnu byl kyslík u dna zcela vyčerpan (tj. anoxie) a zároveň se vrstva chudá na kyslík dále rozšiřovala, až na podzim dosahovala mocnosti kolem 15 metrů. V odběrových místech blíže k přítoku (ve vzdálenosti 0,72, 0,53 a 0,40 RD) se kyslíková minima u dna začala tvořit až později, t.j. v létě. Zatímco u vzdálenosti 0,99 a 0,72 RD byly koncentrace $\sim 1 \text{ mg l}^{-1}$ naměřeny až do konce sezóny, v ostatních odběrových místech začaly koncentrace kyslíku růst již v průběhu září, protože mělčí části nádrže se začaly míchat dříve. V turbulentní části nádrže ovlivněné přítokem k tvorbě anoxie nedošlo během sezóny vůbec.

Na Obrázku 10 je zachycen výskyt metalimnetického minima kyslíku, které se v nádrži vytvořilo počátkem léta. V této vrstvě byly koncentrace kyslíku $\sim 1 \text{ mg l}^{-1}$. Nejvýraznější byla tato vrstva vyvinuta ve vzdálenosti 0,99 RD a směrem k přítoku její mocnost slábla. Od vzdálenosti 0,40 RD směrem k přítoku nebyla zaznamenána vůbec. Mezi metalimnetickým kyslíkovým minimem a dnem zůstala v hrázové oblasti nádrže (0,99 – 0,72 RD) zachována hypolimnetická vrstva s obsahem kyslíku $2 - 7 \text{ mg l}^{-1}$, která se postupně zmenšovala, až koncem sezóny zcela vymizela (Obrázek 11).



Obr. 10: Sezónní změny koncentrace kyslíku ve vertikálním profilu na různých místech nádrže Římov. Čísla vedle grafu označují polohu odběrového místa určenou pomocí relativního distančního modelu (0 = přítok, 1 = hráz). Šedá oblast představuje dno.

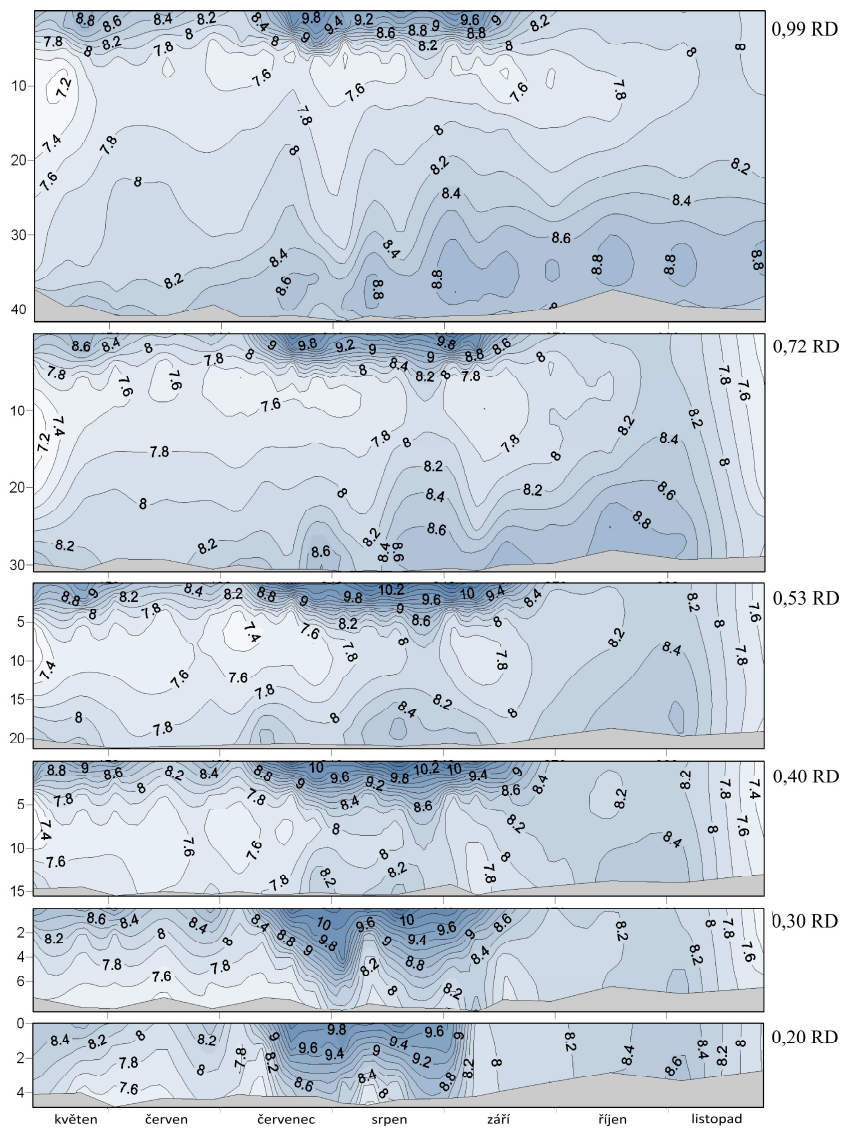


Obr. 11: Vertikální změny koncentrace kyslíku v podélných profilech nádrže Římov ve vybraných odběrových datech. Poloha jednotlivých odběrových míst je určena pomocí relativního distančního modelu (0 = přítok, 1 = hráze). Šedá oblast představuje dno.

Průměrné koncentrace kyslíku u hladiny se v podélném profilu nádrže statisticky významně nelišily, nicméně ve vzdálenosti 0,40 RD byly vyšší o cca 1 mg l^{-1} než ve zbytku nádrže (Tabulka 1). V hladinové vrstvě u hráze byla během celé sezóny saturace kyslíkem kolem 100%, pouze na podzim tato hodnota klesla na 70%. V podélném profilu byly hodnoty saturace u hráze nejnižší, směrem k přítoku se zvyšovaly a ve vzdálenosti 0,30 a 0,20 RD dosahovaly hypersaturace až 150%.

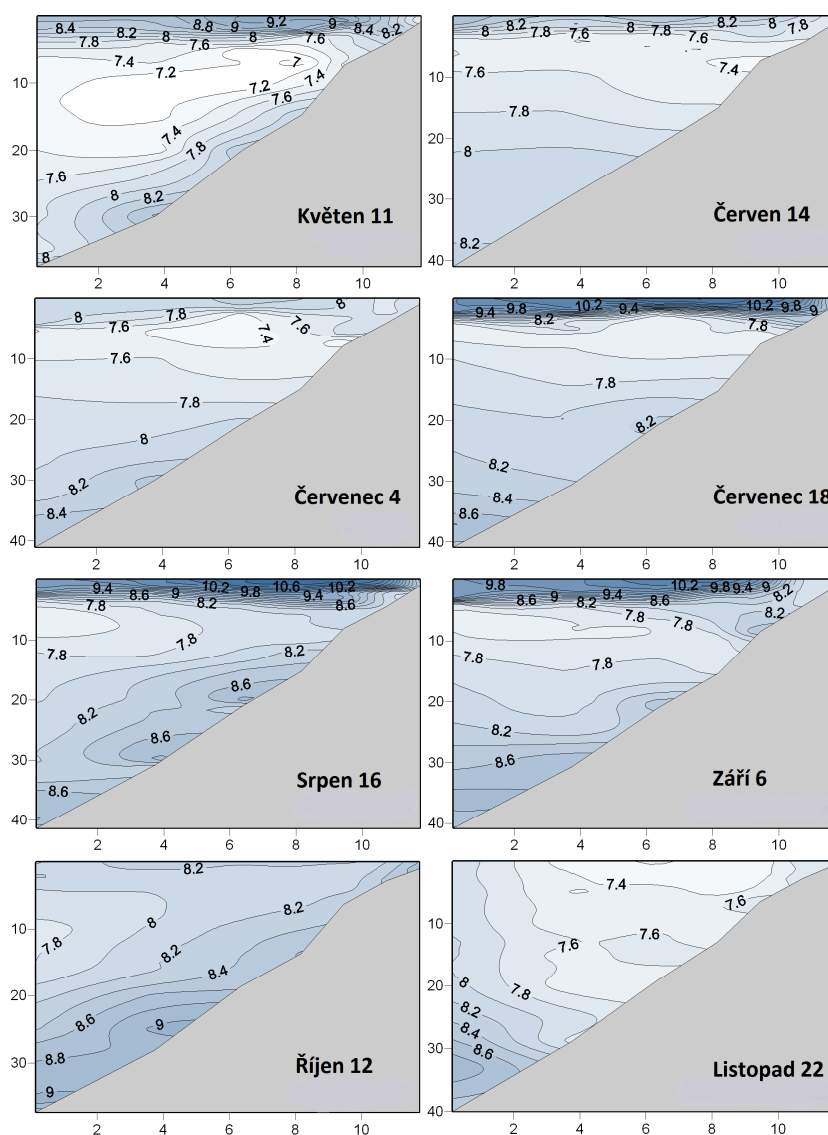
5.2.3 Sezónní změny pH v podélném profilu nádrže

Na jaře se hodnota pH u hladiny pohybovala okolo 8 až 9. V létě došlo ke zvýšení až na hodnoty okolo 10. S příchodem podzimu hodnoty pH opět klesly na cca 8 (Obrázek 12). V podélném profilu nádrže byly nejvyšší hodnoty pH u hladiny naměřeny ve vzdálenosti 0,40 RD, zatímco u přítoku (0,13 RD) byly nejnižší (Obrázek 13; Tabulka 1).



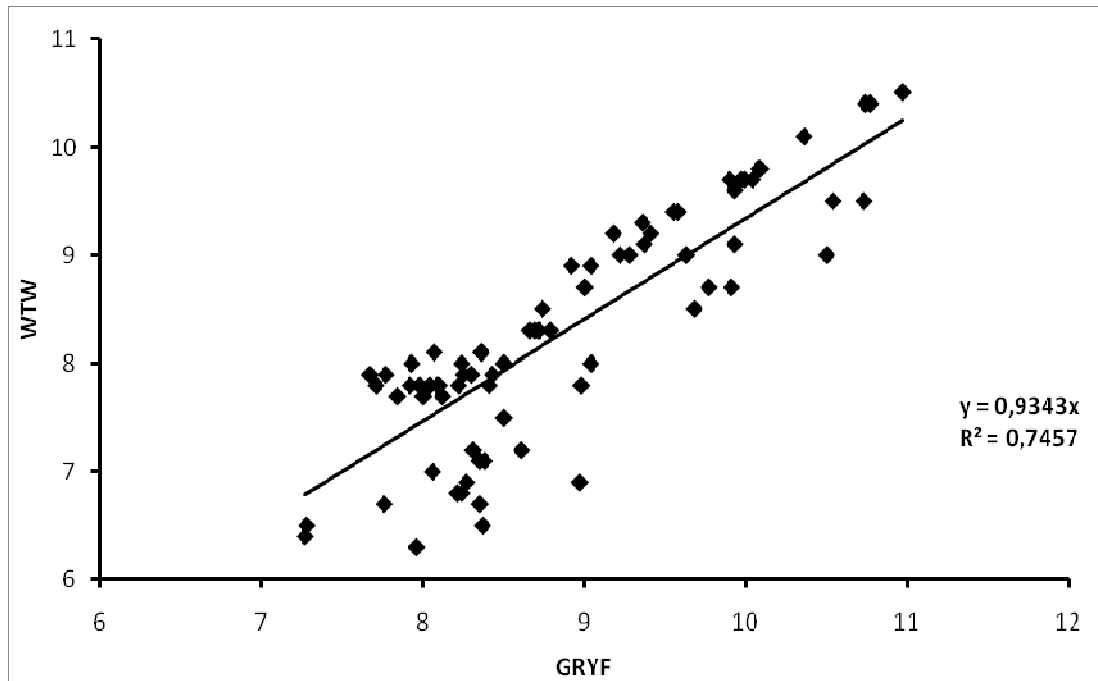
Obr. 12: Sezónní změny pH ve vertikálním profilu na různých místech nádrže Římov. Čísla vedle grafu označují polohu odběrového místa určenou pomocí relativního distančního modelu (0 = přítok, 1 = hráz). Šedá oblast představuje dno.

Z Obrázků 12 a 13 je patrné postupné zvyšování hodnot pH směrem ke dnu. S největší pravděpodobností se však jedná o chybu v měření ponorné multiparametrické sondy Gryf XBQ4, protože při paralelním měření vzorků z hloubek odebraných pomocí Friedingerova odběráku nebyl nárůst pH směrem ke dnu potvrzen (Příloha 1). Byla nalezena signifikantní korelace mezi hladinovými hodnotami pH naměřenými v podélném profilu nádrže pomocí dvou různých přístrojů (Gryf XBQ4, pHmetr WTW 330; Obrázek 14).



Obr. 13: Vertikální změny pH v podélných profilech nádrže Římov ve vybraných odběrových datech. Poloha jednotlivých odběrových míst je určená

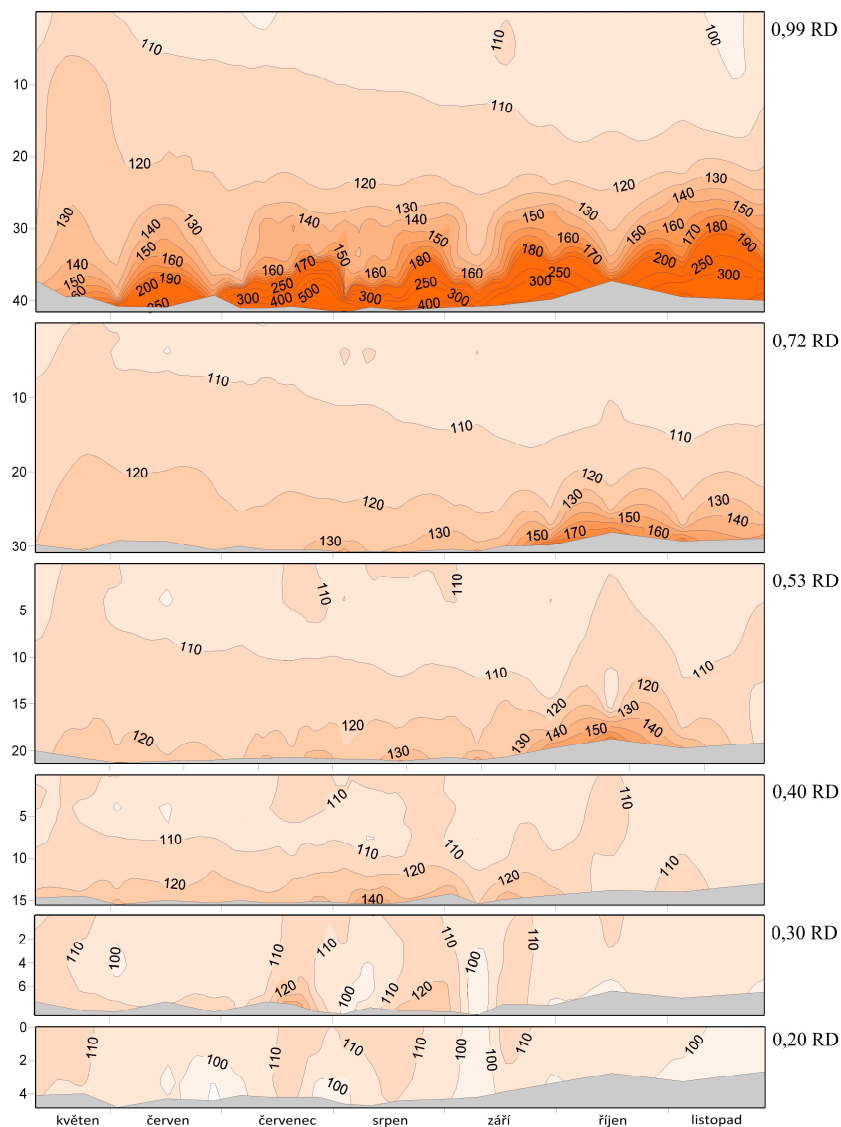
pomocí relativního distančního modelu (0 = přítok, 1 = hráz). Šedá oblast představuje dno.



Obr. 14: Vztah mezi hladinovými hodnotami pH naměřenými v podélném profilu nádrže pomocí multiparametrické Gryf XBQ4 a pHmetru WTW 330.

5.2.4 Sezónní změny vodivosti v podélném profilu nádrže

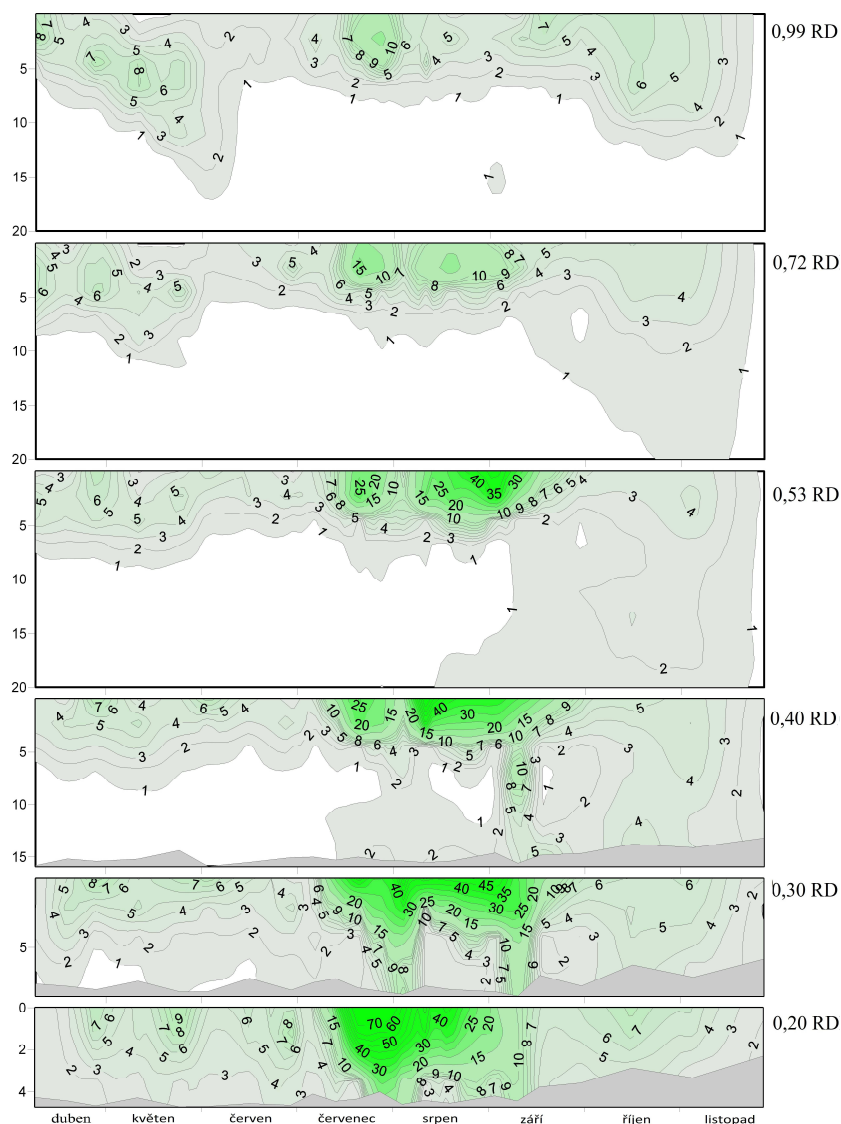
Během sezónního vývoje se vodivost v celém profilu nádrže u hladiny příliš neměnila a byla $\sim 100 \mu\text{S cm}^{-1}$. Výrazně však rostla směrem ke dnu, zejména u hráze (0,99 RD), kde dosahovala hodnot až $500 \mu\text{S cm}^{-1}$ (Obrázek 15). Nebyly zjištěny statisticky významné rozdíly vodivosti v podélném profilu nádrže (Tabulka 1).



Obr. 15: Sezónní změny vodivosti ve vertikálním profilu na různých místech nádrže Římov. Čísla vedle grafu označují polohu odběrového místa určenou pomocí relativního distančního modelu (0 = přítok, 1 = hráz). Šedá oblast představuje dno.

5.2.5 Sezónní změny Chl *a* v podélném profilu nádrže

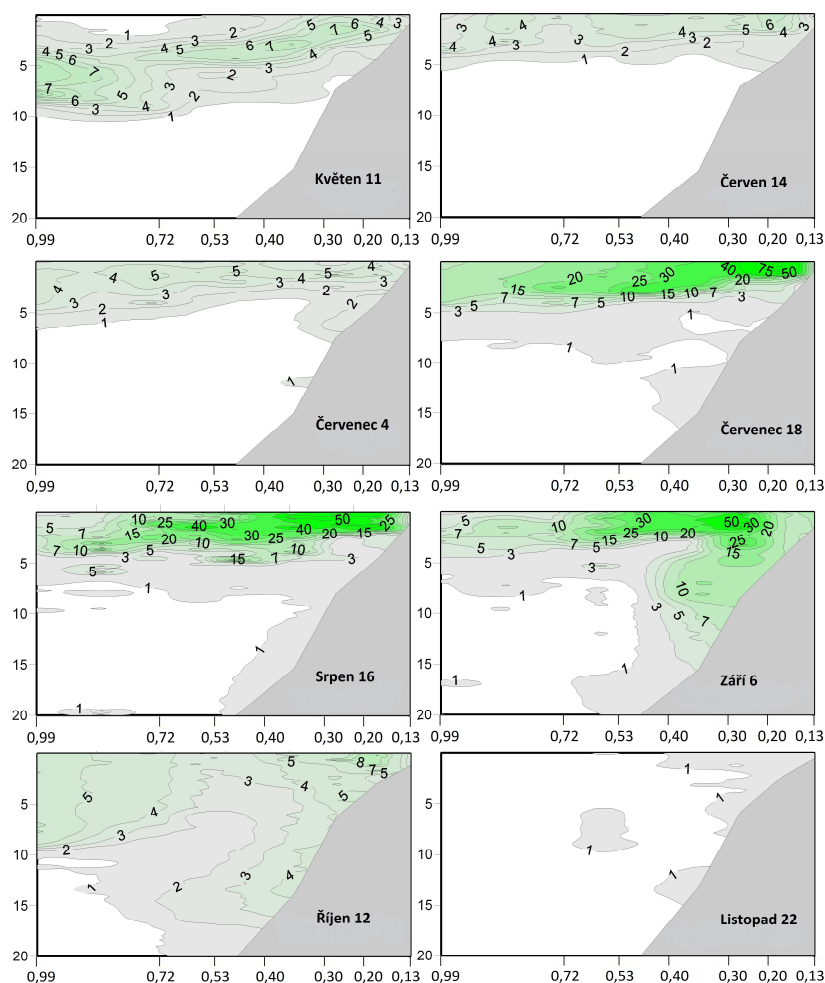
U hráze došlo již počátkem sezóny k tvorbě podpovrchových maxim Chl *a*. Koncem května byl Chl *a* zaznamenán téměř do hloubky 15 metrů, poté jeho koncentrace znatelně klesly. Toto jarní maximum Chl *a* bylo nejintenzivnější u hráze a směrem k přítoku již nebylo tak výrazné (Obrázek 16).



Obr. 16: Sezónní změny koncentrace Chl *a* ve vertikálním profilu na různých místech nádrže Řimov. Čísla vedle grafu označují polohu odběrového místa určenou pomocí relativního distančního modelu (0 = přítok, 1 = hráz). Šedá oblast představuje dno.

V červenci začal letní rozvoj fytoplanktonu, který byl naopak nejvýraznější u přítoku a směrem k hrázi koncentrace naměřeného Chl *a* klesaly. Během letních měsíců byly nejvyšší koncentrace Chl *a* naměřeny u hladiny. V metalimniu, které se nacházelo v hloubce mezi 4 až 6 metry, došlo k významnému poklesu Chl *a* a v hypolimniu se fytoplankton již téměř nevyskytoval. Během podzimu pak koncentrace Chl *a* klesaly v celé nádrži (Obrázek 17).

V podélném profilu nádrže byly zaznamenány statisticky významné rozdíly v koncentracích Chl *a* (Tabulka 1). U hráze byly naměřené koncentrace nejnižší a směrem k přítoku rostly (Obrázek 16). Nejvyšší koncentrace Chl *a* byly naměřeny ve vzdálenosti 0,40 až 0,20 RD, v samotném přítoku byly koncentrace minimální (Obrázek 16, 17, Tabulka 1).



Obr. 17: Vertikální změny koncentrace Chl *a* v podélných profilech nádrže Římov ve vybraných odběrových datech. Poloha jednotlivých odběrových míst je určena pomocí relativního distančního modelu (0 = přítok, 1 = hráz). Šedá oblast představuje dno.

6. Diskuze

Na rozdíl od minulých let byla sezóna 2011 charakteristická nízkými průtoky (maximální průtok byl $11,2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, Obrázek 6). Průměrná teplota vzduchu byla $13,1 \text{ }^\circ\text{C}$, což je o $0,8 \text{ }^\circ\text{C}$ více, než je dlouhodobý normál teploty vzduchu (Příloha 2). Přítok je bodovým zdrojem živin v nádrži a jednosměrný proud způsobuje narušování vodního sloupce v horních partiích nádrže turbulencí (Sed'a & Devetter, 2000). V případě zvýšených průtoků, způsobených extrémními srážkami, může docházet k promíchání epilimnia v celé nádrži, případně i celého vodního sloupce, jako tomu bylo při tisícileté povodni v roce 2002 (Hejzlar et al., 2004). Podle Jensch et al. (2007) patří extrémní srážky z ekologického hlediska mezi klasické příklady disturbance, které vychylují systém z rovnováhy a ovlivňují tak jeho následný vývoj. Vliv dvou letních povodní na sezónní vývoj fytoplanktonu nádrže Římov byl detailně popsán v roce 2006. První povodeň koncem června nastartovala letní rozvoj fytoplanktonu v hrázové části, druhá začátkem srpna významně ovlivnila druhové složení fytoplanktonu a jeho růst (Znachor et al., 2008).

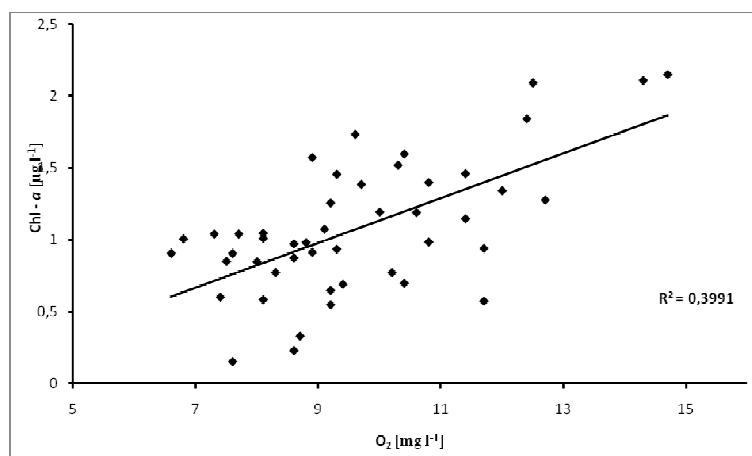
6.1 Sezónní změny teploty v podélném profilu nádrže

Sezónní měření vertikálních teplotních profilů zachytilo nástup stratifikace na počátku měření, letní stagnaci a postupné promíchávání vodního sloupce na podzim (Obrázek 8 a 9). Režim stratifikace je nejdůležitějším hydroklimatickým faktorem regulujícím biologické procesy v nádržích (Bouvy et al., 2003). Nádrž Římov představuje typickou nádrž s dimiktickým charakterem míchání, jak ji popisuje Kalff (2002). Teplotní stratifikace byla nejméně stálá v horní třetině nádrže ($0 - 0,30 \text{ RD}$; Obrázek 8), která je mělká (max hloubka 8 m) a tudíž významně ovlivněna přítokem. Během celé sezóny přítoková voda díky své teplotě zpravidla podtékala epilimnion a zanořovala se do metalimnia, při vyrovnání teplot v přítoku a nádrži docházelo k promíchávání epilimnia v přítokové části. Stabilní stratifikace se vytvořila od vzdálenosti $0,40 \text{ RD}$, kde se hloubka pohybuje v rozmezí 14 – 42 metrů. Stabilita teplotní stratifikace rostla v průběhu léta, kdy se zvyšoval rozdíl mezi teplotou u hladiny a u dna. Během tohoto období docházelo k prohlubování epilimnia. K prohlubování epilimnia dochází vlivem sezónního poklesu teploty u hladiny a výraznějšího podzimního ochlazování během noci (Lampert & Sommer, 2007),

kdy převažuje ztráta tepla hladinové vrstvy nad přísunem. Epilimnion postupně chladne a míchá se do stále větší hloubky, což zpravidla vyústí v podzimní úplnou cirkulaci. Na podzim se nádrž začala míchat směrem od přítoku, protože v mělkých částech nádrže je nižší tepelná kapacita vody než v hlubokých, kde ochlazení vodního sloupce trvá podstatně déle (Gorham, 1964, Brock, 1985). V našem případě však k úplnému promíchání nádrže u hráze nedošlo ani na konci měření (22. listopad), kdy voda u hladiny měla ještě 7°C (Obrázek 8, 9).

6.2 Sezónní změny koncentrace kyslíku v podélném profilu nádrže

Koncentrace kyslíku ve vodě závisí na jeho rozpustnosti, která se snižuje s rostoucí teplotou vody a také je ovlivňována biologickými procesy probíhajícími v nádrži – respirací a fotosyntézou (Brönmark & Hansson, 1998). V hladinové vrstvě byly nejvyšší koncentrace rozpuštěného kyslíku naměřeny během léta i navzdory vyšší teplotě epilimnia, a to zejména v mělké přechodné části nádrže (0,20 – 0,40 RD), kde bylo množství fytoplanktonu signifikantně vyšší než v hrázové části nebo u přítoku (Tabulka 1). Byla nalezena statisticky průkazná korelace mezi koncentrací rozpuštěného kyslíku a množstvím Chl *a* (Obrázek 18; $R^2=0,40$; $p<0,001$), zvýšené množství kyslíku ve vodě je tedy pravděpodobně důsledkem fotosyntetické aktivity fytoplanktonu, který má u hladiny dostatek světla pro fotosyntézu (Jäger et al., 2008).



Obr. 18: Vztah mezi hladinovými hodnotami koncentrace rozpuštěného kyslíku a množství Chl *a* v podélném profilu nádrže Římov. Data o koncentraci Chl *a* byla logaritmicky transformována.

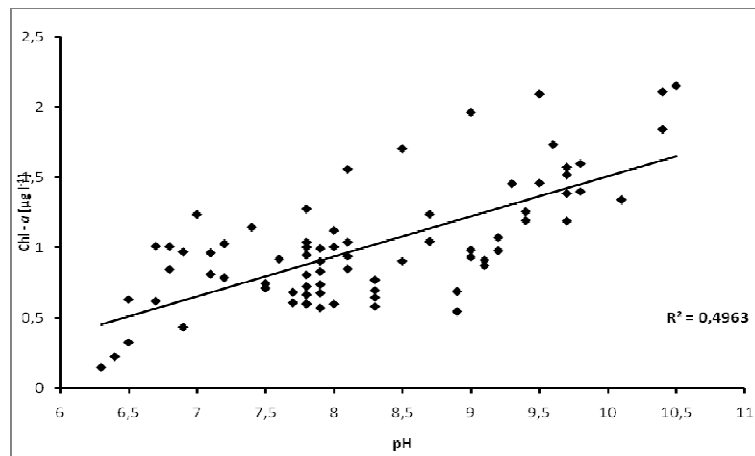
Vertikální profil množství rozpuštěného kyslíku byl v hrázové části nádrže charakterizován výrazným metalimnetickým minimem, které se zde vytvořilo během léta v období stabilní teplotní stratifikace (Obrázek 10). V minulosti nebyly koncentrace kyslíku detailně sledovány, ale zdá se, že výskyt metalimnetického minima v nádrži Římov není zcela typický. Například v roce 2006 nebyly rozdíly v průměrných koncentracích rozpuštěného kyslíku mezi epilimniem ($8,6 \text{ mg l}^{-1}$) a metalimniem ($6,6 \text{ mg l}^{-1}$) tak výrazné jako v sezóně 2011 (Znachor et al., 2008). V metalimniu dochází díky hustotnímu zlomu ke zpomalení sedimentace zbytků fytoplanktonu případně i jiného sestonu a hromadění organické hmoty, která je rozkládána bakteriemi za současné spotřeby kyslíku (Kalff 2002; Lampert & Sommer, 2007). Množství organických látek sedimentujících z epilimnia mohlo být během sezóny ještě obohaceno o přísun organických látek přítokem (Šimek et al., 2011), který se v přechodné zóně nádrže často zanořoval do metalimnia a postupoval dále směrem ke hrázi. Tento přísun však vzhledem k nízkým průtokům zřejmě nebyl hlavním zdrojem organických látek v metalimniu.

Během sezóny docházelo v hlubších částech nádrže (0,40 – 1 RD) k postupnému vyčerpání kyslíku u dna (Obrázek 10). Kyslík se do hypolimnia dostává během jarní cirkulace a v období letní stagnace dochází k jeho spotřebě díky aktivitě mikroorganismů (Kalff, 2002; Lampert & Sommer, 2007), až se může u dna vytvořit anoxie. Množství kyslíku v hypolimniu závisí na teplotě, cirkulaci, hloubce nádrže a produktivitě epilimnia, která souvisí s množstvím sedimentující organické hmoty. Šimek et al. (2011) na základě sezónního sledování nádrže Sau zjistili, že anoxie se prohlubuje se snížením průtoku, zřejmě jako důsledek menšího míchání vodního sloupce. Čím je období stagnace delší, tím je vyčerpání kyslíku v hypolimniu větší (Lampert & Sommer, 2007). V nejhlubším místě bezprostředně u hráze byl kyslíkový deficit po celou sledovanou sezónu, ve výše položených částech nádrže vznikl až později (Obrázek 10). Zajímavá situace nastala v přechodné zóně ve vzdálenosti 0,40 RD, kde došlo k vyčerpání kyslíku u dna cca o měsíc dříve než na hlubším profilu ve vzdálenosti 0,50 RD (Obrázek 10). Vzhledem k obdobným koncentracím chlorofylu (Obrázek 16) lze předpokládat, že tok organických látek mezi epilimniem a hypolimniem se na obou místech příliš nelišil a rychlost spotřeby kyslíku byla podobná. V mělké části tedy logicky došlo k vyčerpání kyslíku dříve,

protože absolutní množství kyslíku přepočtené na objem vody bylo nižší než na hlubším odběrovém místě blíže ke hrázi.

6.3 Sezónní změny pH v podélném profilu nádrže

V nádrži byla zjištěna statisticky průkazná korelace mezi hodnotami pH a množstvím Chl *a* (Obrázek 19; $R^2=0,50$; $p<0,001$). Vlivem fotosyntézy dochází k odčerpávání CO_2 , což způsobuje posun v uhličitanové rovnováze a nárůst pH (Lellák & Kubíček, 1991). Nejvyšší pH hladiny bylo naměřeno ve vzdálenosti 0,40 RD, kde byly zároveň i nejvyšší koncentrace Chl *a* (Tabulka 1). V přítokové části (0 – 0,13 RD) byly hodnoty pH signifikantně nižší než v ostatních částech nádrže (Tabulka 1), zřejmě jako důsledek absence fytoplanktonu.



Obr. 19: Vztah mezi hladinovými hodnotami pH a množství Chl *a* v podélném profilu nádrže Římov. Data o koncentraci Chl *a* byla logaritmičsky transformována.

6.4 Sezónní změny vodivosti v podélném profilu nádrže

Ve vrchních vrstvách vodního sloupce nebyly rozdíly ve vodivosti v podélném profilu nádrže, ani výrazné sezónní změny (Obrázek 15). V hrázové části nádrže (0,99 RD) došlo ke zvýšení hodnot vodivosti u dna, pravděpodobně jako důsledek vyčerpání kyslíku. Podobný nárůst konduktivity v anoxickém hypolimniu směrem ke hrázi byl pozorován např. v hluboké kaňonové nádrži Canyon Lake v Texasu (Hannan et al., 1979). Vodivost (konduktivita) závisí na množství rozpuštěných disociovaných látek (Lellák & Kubíček, 1991). Během anoxie u dna může docházet

k uvolňování fosforu v souvislosti s redukcí Fe^{3+} na Fe^{2+} , případně Mn^{4+} na Mn^{2+} (Ulrich & Pöthig; 2000, Kalff, 2002), protože redukované železo nebo mangan naruší funkci povrchové vrstvy sedimentu a do vody nade dnem se uvolňují fosfáty a další látky (Lellák & Kubíček, 1991). Zvýšené uvolňování fosforu z dnových sedimentů způsobuje tzv. vnitřní zatížení živinami (Fisher et al., 2005). Nárůst vodivosti u dna ve zbytku nádrže (0 - 0,72 RD) nebyl ve srovnání s hrázovou částí příliš významný zřejmě díky tomu, že kyslíkový deficit se vytvořil později, trval kratší dobu než u hráze a v mělčích částech docházelo k promíchávání vodního sloupce a tudíž sedimenty byly zřejmě v oxidovaném stavu (Gantzer et al., 2009). Není ovšem vyloučeno, že pokud by charakter počasí byl výrazně jiný, např. by panovala tropická vedra, jako tomu bylo v roce 2003 (Schär et al., 2004), teplotní stratifikace by byla mnohem stabilnější a dlouhodobá anoxie u dna by se zřejmě vytvořila i v mělčích částech, které by mohly významně přispět ke zvýšení živinové zátěže nádrže.

6.5 Sezónní změny Chl *a* v podélném profilu nádrže

U hráze (0,99 RD) bylo množství fytoplanktonu výrazně nižší než v části blíže u přítoku (0,2–0,53 RD, Obrázek 16, 17). Fytoplankton zde byl zřejmě stejně jako v minulých letech limitován živinami (Znachor et al. 2008). Sezónní vývoj fytoplanktonu odpovídal PEG modelu (Sommer et al. 1986). Po jarním vrcholu biomasy fytoplanktonu (duben – květen) následoval v červnu jeho pokles, období tzv. *clear water*. Poté začátkem července se množství fytoplanktonu postupně zvyšovalo, až dosáhlo svého letního maxima, které bylo vyšší směrem k přítoku (Obrázek 16).

Největší koncentrace Chl *a* v nádrži Římov byly naměřeny ve vzdálenosti 0,20 – 0,53 RD (Obrázek 16, 17). Velká biomasa fytoplankton se obvykle vytváří bezprostředně po zanoření říční vody do nádrže (Šimek et al., 2011), v případě nádrže Římov se nacházel bod zanoření mezi 0,13 – 0,20 RD (Obrázek 9). V nádrži Sau, která se nachází ve Španělsku, tomu bylo obdobně pouze v případě, kdy se voda zanořovala pod vrstvu epilimnia nebo do hypolimnia. Ale v období, kdy se přítok přimíchal do epilimnia byly naměřené koncentrace Chl *a* mnohem nižší (Šimek et al., 2011), což bylo pravděpodobně způsobeno vysokou turbiditou přítokové vody,

kteřá limitovala fotosyntetickou aktivitu fytoplanktonu. V těchto případech byly nejvyšší koncentrace Chl *a* v nádrži Sau naměřeny až ve vzdálenosti 0,40 RD, kde byla voda již více transparentní (Šimek et al., 2011). V přítokové zóně nádrže Římov (0 – 0,13 RD) byly koncentrace Chl *a* minimální stejně jako bylo pozorováno Šimkem et al. (2011) v nádrži Sau, rozhodující vliv měla spíše než zákal vysoká rychlost proudu, která neumožňovala rozvoj fytoplanktonu.

6.6 Použití relativního distančního modelu pro charakterizaci podélné heterogenity nádrže Římov

Během sledovaného období bylo v nádrži Římov jasně patrné vytvoření jednotlivých zón v podélném profilu tak, jak je popisují Kimmel et al. (1990). Přítoková zóna představuje rozšířené, zpravidla mělké (<6 m) koryto řeky (Wetzel, 2001). Tato část nádrže je charakteristická vyšším prouděním vody, turbiditou, krátkou dobou zdržení vody, vysokou koncentrací živin a nerozpuštěných látek a nižší koncentrací Chl *a* vlivem zvýšeného zákalu (Kimmel et al., 1990, Wetzel, 2001). Jako přítokovou zónu lze v sezóně 2011 označit část nádrže ve vzdálenosti 0 - 0,13 RD (Obrázek 4), kde vlivem přítoku nedochází k ustálení teplotní stratifikace (Obrázek 9) a koncentrace Chl *a* jsou zde minimální (Obrázek 17). Zóna se od ostatních částí nádrže lišila nižší teplotou vody, způsobenou chladnějším přítokem a nízkou hodnotou pH (Tabulka 1). Množství zákalu s výjimkou období vysokého průtoku v září (Obrázek 7) nepřesahovalo hodnoty naměřené v nádrži. Přítoková zóna zaujímalala přibližně 15 % délky nádrže. Šimek et al. (2011) zhodnotili jako přítokovou zónu nádrže Sau (Španělsko) přibližně 25 % nádrže. Větší rozsah této zóny v nádrži Sau je pravděpodobně důsledkem zcela odlišné geografické polohy s jiným charakterem počasí a průběhem teplot než je tomu na Římově, který se nachází v temperátní oblasti.

V přechodné zóně je nižší rychlost proudění, větší doba zdržení vody a roste sedimentace nerozpuštěných látek. Pro tuto zónu je typická velká biomasa fytoplanktonu zapříčiněná množstvím živin, které jsou přinášeny přítokem (Kimmel et al., 1990). V nádrži Římov představuje přechodná zóna oblast ve vzdálenosti 0,20 – 0,53 RD (Obrázek 4), kde se již tvořila stabilní stratifikace, ačkoli v mělkých částech okolo 0,20 RD byla ještě často rozrušována přítokem (Obrázek 8).

Koncentrace Chl *a* zde dosahovaly vysokých hodnot (Obrázek 16), typických pro zónu přechodnou, a zároveň zde byly naměřeny nejvyšší hladinové koncentrace kyslíku, jako důsledek fotosyntetické aktivity fytoplanktonu (Jäger et al., 2008). V přechodné zóně se kyslíkový deficit u dna vytvořil až v její hlubší části 0,40 - 0,53 RD a v průběhu září zmizel, díky rychlejšímu promíchání vodního sloupce (Obrázek 8). Přechodná zóna nádrže Římov představovala přibližně 40 % délky nádrže, zatímco u nádrže Sau dosahovala pouze přibližně 20 % nádrže (Šimek et al., 2011). Tento rozdíl vyplývá zejména z výrazně delší říční zóny v nádrži Sau.

Jezerní zóna je nejhlubší částí nádrže, která se nejvíce podobá přirozeným jezerním ekosystémům. V nádržích mírného pásu je charakteristická stabilní teplotní stratifikace díky nejdelší době zdržení vody, v meso–eutrofních nádržích pak také výskytem kyslíkových deficitů způsobených rozkladnými procesy v hypolimniu (Wetzel, 2001). Eufotická vrstva je zde nejhlubší z celého podélného profilu nádrže, ale vlivem limitace živinami je zde nízká biomasa primární produkce fytoplanktonu (Kimmel et al., 1990; Wetzel, 2001). Klesající gradient živin směrem od přítoku ke hrázi byl popsán také Šimkem et al. (2011) během zkoumání nádrže Sau (Španělsko). Jezerní zóna, v nádrži Římov, představovala část nádrže ve vzdálenosti cca 0,60 – 1 RD (Obrázek 4). Zatímco ve vzdálenosti 0,53 RD se jedná spíše o zónu přechodnou, typickou vysokou koncentrací Chl *a*, ve vzdálenosti 0,72 RD se již zcela jistě nachází zóna jezerní. Přejít mezi zónou přechodnou a jezerní tak pravděpodobně nelze přesně určit, nalézal se pravděpodobně mezi 0,53 a 0,72 RD. V jezerní zóně byly naměřeny podstatně nižší koncentrace Chl *a* než v přechodné zóně (Obrázek 16). Deficity kyslíku u dna byly trvalejšího charakteru a díky velké hloubce nádrže nedošlo do konce sledované sezóny k jejich úplnému vymizení (Obrázek 10). Jezerní část nádrže byla typická zvýšením vodivosti u dna, které bylo nejvýraznější v nejhlubším místě u hráze (Obrázek 15). V nádrži Římov představovala jezerní zóna přibližně 45 % nádrže, obdobně jako u nádrže Sau (cca 55 %; Šimek et al., 2011).

Uvedené rozdělení zón nádrže Římov na základě relativního distančního modelu je platné pro sezónu, během které nedošlo k významným disturbancím, které by mohly vést k homogenizaci celé nádrže (Kimmel et al., 1990). Zonace nádrže

může zřejmě vykazovat meziroční variabilitu, její míru však není možné z naměřených dat odhadnout. Relativní distanční model může být dále zpřesněn zahrnutím dalších parametrů, např. geomorfologie konkrétní nádrže, je však zřejmé, že umožňuje dobře popsat rozdíly mezi podélnými gradienty u různých typů nádrží a jejich vzájemné srovnání.

7. Závěry

V nádrži Římov byla během sezónního měření od 10. května do 22. listopadu 2011 pozorována prostorová heterogenita teploty, pH, kyslíku, vodivosti i chlorofylu. Prostorové gradienty koncentrace rozpuštěného kyslíku vykazovaly největší heterogenitu v podélném i vertikální směru. Vlivem intenzivní fotosyntézy došlo k nejvyššímu nárůstu koncentrací kyslíku u hladiny v přechodné zóně nádrže (0,20 – 0,40 RD), u přítoku a v jezerní zóně byly koncentrace kyslíku nižší. U hráze se v létě vytvořilo metalimnetické kyslíkové minimum, způsobené pravděpodobně rozkladem organické hmoty nahromaděné v hustotním zlomu. Během letní teplotní stagnace byly pozorovány výrazné deficity kyslíku u dna v oblasti 0,40 – 1 RD. Anoxie u hráze vedla ke zvýšení vodivosti u dna. Koncentrace chlorofylu byly nejvyšší v přechodné zóně, kde bylo nejvyšší množství přístupných živin. Nízký průtok, typický pro tuto sezónu, pomohl udržet tyto gradienty dobře vyvinuté v průběhu téměř celého sledování.

Během sezóny se v nádrži vytvořila výrazná podélná zónace, která umožnila klasifikaci na přítokovou, přechodnou a jezerní zónu, jejichž poloha byla určena pomocí relativního distančního modelu. Přítoková zóna představující 15 % délkového profilu nádrže Římov byla charakterizována nižší teplotou, pH a koncentracemi chlorofylu oproti ostatním částem nádrže. Přechodná zóna, zahrnující 40 % podélného profilu nádrže, se vyznačovala nejvyšší koncentrací chlorofylu, rozpuštěného kyslíku a vysokými hodnotami pH. Zbývajících 45 % délky nádrže představovalo jezerní zónu s nízkou koncentrací chlorofylu, přítomností metalimnetických a dnových deficitů kyslíku, zejména v letním období a také nárůstem vodivosti u dna.

8. Seznam citované literatury

Barbiero, R. P., James, W. F., Barko, J. W. (1999): The effects of disturbance events on phytoplankton community structure in a small temperate reservoir. *Freshwater Biology*, 42: 503 – 512 pp.

Belolipetsky, P. V., Belolipetskii, V. M., Genova S. N., Mooij, W. M. (2010): Numerical modeling of vertical stratification of Lake Shira in summer. *Aquatic Ecology*, 44: 561 - 570 pp.

Borges, P. A. F., Train, S., Rodrigues, L. C. (2008): Spatial and temporal variation of phytoplankton in two subtropical Brazilian reservoirs. *Hydrobiologia*, 607: 63 – 74 pp.

Bouvy, M., Nascimento, S. M., Molica, R. J. R., Ferreira, A., Huszar, H., Azevedo, S. M. F. O. (2003): Limnological features in Tapacur´ a reservoir (northeast Brazil) during a severe drought. *Hydrobiologia*, 493: 115 - 130 pp.

Brock, T. D. (1985): A eutrophic lake : Lake Mendota, Wisconsin. *Ecological Studies*, 55. Springer -Verlag, New York: 308 pp.

Brönmark, C., Hansson, L-A. 1998: The biology of lakes and ponds. Oxford University Press, New York: 216 pp.

Calijuri, M. C., Dos Santos A. C. A., Jati, S. (2002): Temporal changes in the phytoplankton community structure in tropical and eutrophic reservoir (Barra Bonita, SP–Brazil). *Journal of Plankton Research* 24: 617–634 pp.

Camacho, A. (2006): On the occurrence and ecological features of deep chlorophyll maxima (DCM) in Spanish stratified lakes. *Limnetica*, 25: 453 - 478 pp.

Caputo, L., Naselli-Flores, L., Ordonez, J. a Armengol, J. (2008): Phytoplankton distribution along trophic gradients within and among reservoirs in Catalonia (Spain). *Freshwater Biology*, 53: 2543 – 2556 pp.

Fisher, M. M., Reddy, K. R., James, R. T. (2005): Internal nutrient loads from sediments in a shallow, subtropical lake. *Lake and Reservoir Management*, 21: 338 - 349 pp.

Gasol, J. M., Comerma, M., Garcia, J. C., Armengol, J., Casamayor, E. O., Kojacka, P. a Šimek, K. (2002): A transplant experiment to identify the factors controlling bacterial abundance, activity, production, and community composition in a eutrophic canyon-shaped reservoir. *Limnology and Oceanography*, 47: 62 – 77 pp.

Gantzer, P. A., Bryant, L. D., Little, J. C. (2009): Controlling soluble iron and manganese in a water-supply reservoir using hypolimnetic oxygenation. *Water Research*, 43: 1285 – 1294 pp.

Gorham, E. (1964): Morphometric Control of Annual Heat Budgets in Temperate Lakes. *Limnology and Oceanography*, 9: 525-529 pp.

Han, B.-P., Armengol, J., Garcia, J. C., Comerma, M., Roura, M., Dolz, J., Straskraba, M. (2000): The thermal structure of Sau Reservoir (NE: Spain): a simulation approach. *Ecological Modelling*, 125: 109 – 122 pp.

Hannan, H. H., Fuchs, I. R., Whitenberg, D. C. (1979): Spatial and temporal patterns of temperature, alkalinity, dissolved oxygen and conductivity in an oligo-mesotrophic, deep-storage reservoir in central Texas. *Hydrobiologia*, 66: 209 - 221 pp.

Hejzlar, J. (1989): Možnosti zlepšování kvality vody ve vodárenské nádrži Římov optimalizací režimu vypouštění. *Vodní hospodářství*, 9: 236 – 245 pp.

Hejzlar J., Kaštovská K., Sed'a J., Znachor P., Jarošík J., Haider Z., (2004): Obnova vodního ekosystému a kvality vody ve vodárenské nádrži Římov po povodni v roce 2002. In: Ambrožová, J. (ed.), Sborník konference Vodárenská biologie 2004, Praha: 62 - 67 pp.

Hejzlar, J., Vyhnálek, V. (1998): Longitudinal heterogeneity of phosphorus and phytoplankton concentrations in deep-valley reservoirs. *International Review of Hydrobiology*, 83: 139 – 146 pp.

Hladík, M., Kubečka, J. (2003): Fish migration between a temperate reservoir and its main tributary. *Hydrobiologia*, 504: 251 – 266 pp.

Chapman, D. (1996): Water Quality Assessments -A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring - Second Edition. Ed. Chapman, D. on behalf of UNESCO, WHO and UNEP. Chapman & Hall, London: 626 pp.

Chorus, I., Bartram, J. (1999): Toxic cyanobacteria in water, a guide to their public health, consequences, monitoring and management. E & FN Spon, London and New York: 416 pp.

Jäger, Ch. G., Diehl, S., Schmidt, G. M. (2008): Influence of water-column depth and mixing on phytoplankton biomass, community composition, and nutrients. *Limnology and Oceanography*, 53: 2361 - 2373 pp.

Jentsch, A., Kreyling, J., Beierkuhnlein, C. (2007): A new generation of climate change experiments: events, not trends. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5: 315 – 324 pp.

Kalff J. (2002): Limnology: inland water ecosystems. Prentice-Hall: 592 pp.

Kimmel, B. L., Lind, O. T., Paulson, L. J. (1990): Reservoir primary production. In: Thornton, K. W., Kimmel, B. L. Payne, F. E. (eds), Reservoir Limnology: Ecological Perspectives. Wiley, New York, USA: 133 - 193 pp.

Kingston, M. B. (1999): Wave effects on vertical migration of two benthic microalgae: *Hantzschia virgata* var. *intermedia* and *Euglena proxima*. *Estuaries*, 22: 81-91 pp.

Kingston, M. B. (2002): Effect of subsurface nutrient supplies on the vertical migration of *Euglena proxima* (Euglenophyta). *Journal of Phycology*, 38: 872-880 pp.

Komárková, J., Komárek, O., Hejzlar, J. (2003): Evaluation of the long term monitoring of phytoplankton assemblages in a canyon-shape reservoir using multivariate statistical methods. *Hydrobiologia*, 504: 143 - 157 pp.

Kohout, L., Fott, J. (2001): Vertikální migrace zooplanktonu na Prášílském jezeře. *Aktuality Šumavského výzkumu*. 93 - 94 pp.

Lampert, W., Sommer, U. (2007): Limnoecology: The ecology of lakes and streams. 2nd ed. Oxford University Press: 324 pp.

Leech, D. M., Williamson, C. E. (2001): In situ exposure to ultraviolet radiation alters the depth distribution of *Daphnia*. *Limnology and Oceanography*, 46: 416 - 420 pp.

Lellák, J., Kubíček, F. (1991): Hydrobiologie. Karolinum, Praha, 257 pp.

Liška, M., Duras, J., Potužák, J. (2009): Vývoj kvality vody nádrže Orlík – Revitalizace Orlické nádrže. Sborník příspěvků odborného semináře, VŠTE, České Budějovice: 23 – 30 pp.

Longhi, M. L., Beisner, B. E. (2009): Environmental factors controlling the vertical distribution of phytoplankton in lakes. *Journal of Plankton Research*, 31: 1195 – 1207 pp.

Mašín, M., Jezbera, J., Nedoma, J., Straškrabová, V., Hejzlar, J. a Šimek, K. (2003): Changes in bacterial community composition and microbial activities along the longitudinal axis of two canyon-shaped reservoirs with different inflow loading. *Hydrobiologia*, 504: 99 – 113 pp.

Nõges, T., Kangro, K. (2005): Primary production of phytoplankton in a strongly stratified temperate lake. *Hydrobiologia*, 547: 105 - 122 pp.

Paidere, J., Gruberts, D., Škute, A. (2007): Impact of two different flood pulses on planktonic communities of the largest floodplain lakes of the Daugava River (Latvia). *Hydrobiologia*, 592: 303 – 314 pp.

Prchalová, M., Kubečka, J., Vašek, M., Peterka, J., Sed'a, J., Jůza, T., Říha, M., Jarolím, O., Tušer, M., Kratochvíl, M., Čech, M., Draštík, V., Frouzová, J., Hohausová, E. (2008): Distribution patterns of fishes in a canyon-shaped reservoir. *Journal of Fish Biology*, 73: 54 – 78 pp.

Prchalová, M., Kubečka, J., Čech, M., Frouzová, J., Draštík, V., Hohausová, E., Jůza, T., Kratochvíl, M., Matěna, J., Peterka, J., Říha, M., Tušer, M., Vašek, M. (2009): The effect of depth, distance from dam and habitat on spatial distribution of fish in an artificial reservoir. *Ecology of Freshwater Fish*, 18: 247 – 260 pp.

Prchalová, M., Kubečka, J., Vašek, M., Peterka, J., Sed'a, J., Jůza, T., Říha, M., Jarolím, O., Tušer, M., Kratochvíl, M., Čech, M., Draštík, V., Frouzová, J., Hohausová, E. (2009): Distribution patterns of fishes in a canon-shaped reservoir. *Journal of Fish Biology*, 73: 54 – 78 pp.

Reynolds C. S. (2006): Ecology of phytoplankton. Cambridge University Press: 535 pp.

Reynolds C. S., Huszar V., Kruk C., Naselli-Flores L., Melo S. (2002): Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 24: 417 – 428 pp.

Rychtecký, P., Znachor, P. (2011): Spatial heterogeneity and seasonal succession of phytoplankton along the longitudinal gradient in a eutrophic reservoir. *Hydrobiologia*, 663: 175 - 186 pp.

Saburova, M. A., Polikarpov, I. G. (2003): Diatom activity within soft sediments: behavioural and physiological processes. *Marine Ecology Progress Series*, 251: 115-126 pp.

Sed'a, J., Devetter, M. (2000): Zooplankton community structure along a trophic gradient in a canyon-shaped dam reservoir. *Journal of Plankton Research*, 22: 1829 – 1840 pp.

Schär, Ch., Vidale, P.L., Lüthi, D., Frei, Ch., Häberli, Ch., Liniger, M.A., Appenzeller, Ch. (2004): The role of increasing temperature variability in European summer heatwaves. *Nature*, 427: 332 – 336 pp.

Sobolev, D., Moore, K. a Morris, A. L. (2009): Nutrients and Light Limitation of Phytoplankton Biomass in a Turbid Southeastern Reservoir: Implications for Water Quality. *Southeastern Naturalist*, 8: 255 – 266 pp.

Sommer U., Gliwicz Z. M., Lampert W., Duncan A. (1986): PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. *Archives of Hydrobiology*, 106: 433 – 471 pp.

Straškraba, M. (1998): Limnological differences between deep valley reservoirs and deep lakes. *International Review of Hydrobiology*, 83: 1 – 12 pp.

Šimek, K., Horňák, K., Jezbera, J., Nedoma, J., Znachor, P., Hejzlar, J., Sed'a, J. (2008): Spatio - temporal patterns of bacterioplankton production and community composition related to phytoplankton composition and protistan bacterivory in a dam reservoir. *Aquatic Microbial Ecology*, 51: 249 - 262 pp.

Šimek, K., Comerma, M., García, J. C., Nedoma, J., Marcé, R., Armengol, J. (2011): The effect of river water circulation on the distribution and functioning of reservoir microbial communities as determined by a relative distance approach. *Ecosystems*, 14: 1 - 14 pp.

Ulrich, K.U., Pöthig, R. (2000): Evidence for aluminium precipitation and phosphorus inactivation in acidified watershed-reservoir ecosystems. *Silva Gabreta*, 4: 185–198 pp.

Urabe, J. (1990): Stable horizontal variation in the zooplankton community structure of a reservoir maintained by predation and competition. *Limnology and Oceanography*, 35: 1703 – 1717 pp.

Vašek, M., Kubečka, J., Peterka, J., Čech, M., Drašík, V., Hladík, M., Prchalová, M., Frouzová, J. (2004): Longitudinal and vertical spatial gradients in

the distribution of fish within a canon-shaped reservoir. *International Review of Hydrobiology*, 89: 352 – 362 pp.

Wetzel, R. G. (2001): Limnology. Lake and river ecosystem. 3rd edition. Academic Press, San Diego: 1006 pp.

Znachor, P., Zapomělová, E., Řeháková, K., Nedoma, J., Šimek, K. (2008): The effect of extreme rainfall on summer succession and vertical distribution of phytoplankton in a lacustrine part of a eutrophic reservoir. *Aquatic Sciences*, 70: 77 – 86 pp.

Znachor, P., Hejzlar, J., Nedoma, J., Rychtecký, P. (2009): Vliv povodní a přívalových dešťů na sezónní vývoj fytoplanktonu nádrže Římov. Sborník příspěvků, Česká limnologická společnost, Třeboň: 295 – 298 pp.

Český hydrometeorologický ústav [online]. 2012 [cit. 2012-04-12]. Dostupné z: http://portal.chmi.cz/portal/dt?action=content&provider=JSPTabContainer&menu=JSPTabContainer/P4_Historicka_data/P4_1_Pocasi/P4_1_4_Uzemni_teploty&nc=1&portal_lang=cs#PP_Uzemni_teploty

Povodí Vltavy, státní podnik [online]. 2012 [cit. 2012-04-02]. Dostupné z: http://www.pvl.cz/portal/sap/cz/prehled_tab_1_chp.htm

9. Seznam příloh

| Datum | Dno | |
|------------|-----|------|
| | WTW | GRYF |
| 10.5.2011 | 6,4 | 8,35 |
| 31.5.2011 | 6,4 | 8,32 |
| 21.6.2011 | 6,4 | 8,6 |
| 12.7.2011 | 6,4 | 8,47 |
| 13.9.2011 | 6,3 | 8,62 |
| 4.10.2011 | 6,7 | 8,64 |
| 25.10.2011 | 6,4 | 8,46 |

Příloha 1: Porovnání hodnot pH u dna získaných pomocí pHmetru WTW 330 a ponorné multiparametrické sondy GRYF u hráze (0,99 RD).

| | Květen | Červen | Červenec | Srpen | Září | Říjen | Listopad | Průměr |
|----------|--------|--------|----------|-------|------|-------|----------|--------|
| N | 13,5 | 16,6 | 18,1 | 17,6 | 13,9 | 8,8 | 3,3 | 13,1 |
| O | 0,8 | 1,8 | 0 | 2 | 2,1 | -0,2 | -0,9 | 0,8 |
| T | 13,1 | 17 | 16,6 | 18,2 | 14,8 | 7,9 | 2,3 | 12,8 |

Příloha 2: Porovnání průměrné teploty vzduchu mezi sezónou v roce 2011 a dlouhodobý ročním průměrem v Jihočeském kraji. N = dlouhodobý normál teploty vzduchu 1961-1990 [°C]; O = odchylka od normálu [°C]; T = teplota vzduchu [°C]. Upraveno podle: <http://portal.chmi.cz>, 2012.