

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Přírodovědecká fakulta

Faktory určující prostorovou heterogenitu planktonních korýšů v
mělkých jezerech a rybnících

Bakalářská práce

Tereza Látalová

Školitel: prof. RNDr Jaroslav Vrba CSc.

Odborná konzultantka: Mgr. Veronika Kreidlová

České Budějovice 2020

Látalová T. 2020. Faktory určující prostorovou heterogenitu planktonních korýšů v mělkých jezerech a rybnících. [Factors determining the spatial heterogeneity of planktonic crustaceans in shallow lakes and ponds. Bc. Thesis, in Czech.]. 31 p. Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Anotace

Tato bakalářská práce se zabývá prostorovou heterogenitou planktonních korýšů v mělkých jezerech a rybnících, se zaměřením na podmínky v České republice. Součástí práce je projekt zabývající se touto problematikou na rybníce Rod v CHKO Třeboň.

Annotation

The bachelor thesis focuses on the spatial heterogeneity of planktonic crustaceans in shallow lakes and ponds, focusing on conditions in the Czech Republic. Part of the thesis is a project dealing with this issue on Rod pond in the Protected Landscape Area Třeboň.

Prohlašuji, že svoji bakalářskou 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 bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích 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.

České Budějovice, 7.12.2020



.....
Tereza Látalová

Poděkování:

Tímto bych chtěla poděkovat hlavně prof. RNDr. Jaroslavu Vrbovi CSc. za trpělivost a za to, že to se mnou nevzdal. Také bych chtěla poděkovat Mgr. Kateřině Kocourkové za ukázkou práce v laboratoři a Mgr. Veronice Kreidlové za cenné rady a psychickou podporu. Velké díky patří také celé mojí rodině a přátelům.

Obsah

1	Úvod.....	1
2	Cíle práce	2
3	Literární rešerše.....	2
3.1	Mělká jezera a rybníky	2
3.2	Prostorová heterogenita vodního prostředí.....	3
3.3	Stručná historie rybníkářství v českých zemích	4
3.4	Sezónní periodicitu planktonu	5
3.4.1	Revidovaný PEG model	7
3.5	Druhové složení a hustota herbivorního zooplanktonu	10
3.6	Predační tlak	12
3.7	Denní migrace.....	14
3.8	Význam litorálních stanovišť	15
3.9	Přírodní rezervace Rod	18
4	Shrnutí.....	19
5	Návrh projektu	20
5.1	Zdůvodnění projektu.....	20
5.2	Cíl projektu	21
5.3	Hypotézy.....	21
5.4	Metodika	21
5.4.1	Odběr vzorků.....	23
5.4.2	Vyhodnocení vzorků	23
5.5	Časový harmonogram.....	24
5.6	Finanční rozpočet	24
6	Závěr	26
7	Seznam literatury:	27

1 Úvod

Jako první definoval plankton V. Hensen. Podle jeho definice jsou planktonem všechny organismy, které se vznášejí v otevřené vodě a jsou nezávislé na břehu a dně (Hensen, 1887). Dnešní obecně platnou definicí je, že vodní plankton je společenstvo organismů pasivně se vznášející ve vodním prostředí, bez možnosti aktivního pohybu, například proti proudu. Vyskytují se ve sladkých i slaných vodách, ale největší biomasa vodního zooplanktonu se nachází v oceánech (Wetzel, 1983). Vodní plankton dělíme na bakterioplankton, důležitý pro koloběh živin a přeměnu rozpuštěných organických látek na biomasu, fytoplankton, kam se řadí primární producenti, autotrofní řasy a sinice, a zooplankton, který tvoří heterotrofní živočichové například vířníci, korýši a larvy hmyzu (Lampert a Sommer, 1997).

Zooplankton je jednou z nejdůležitějších skupin vodních organismů, jeho základní složku ve sladkých vodách tvoří planktonní korýši, a to převážně klanonožci (Copepoda), perloočky (Cladocera) a vířníci (Rotifera). Zooplankton hraje důležitou roli ve sladkovodních ekosystémech jako spojovací článek v potravním řetězci, tedy konzument fytoplanktonu a potrava ryb (Jeppesen et al., 1999). Většina perlooček se živí filtrací, některé druhy také nárosty nebo dravě, stejně tak je to i u vznášivek, které patří mezi klanonožce. Naproti tomu podstatná část skupiny klanonožců, buchanky, se živí dravě nebo omnivorně, plazivky, které žijí u dna, detritem. Filtrátoři, jako je právě většina perlooček a vznášivek mají velký efekt na čírost vody, protože neovlivňují pouze fytoplankton, ale i detrit a anorganické látky ve vodě (Jeppesen et al., 1999).

Zooplankton je velmi dobrým indikátorem kvality vody a stavu nádrže. Sleduje se hlavně množství přítomných druhů, velikost, kvantita a rozložení v nádrži. Planktonní korýši jsou velmi důležitými modelovými organismy vodního prostředí z hlediska ekologie, konkurence, přesunu látek a energie (Sommer, 1996). K přežití v různém prostředí a vyhnutí se predátorům, si planktonní korýši vyvinuli různé vzorce v chování výběru stanovišť zahrnující osídlení pelagické zóny (Špoljar et al., 2016), porostů makrofyt v litorální zóně (Kuczynska-Kippen, 2001), hlubší vrstvy vody (Castro et al., 2007) a také povrch sedimentu (Tavşanoğlu et al., 2012).

Prostorová heterogenita planktonních korýšů mělkých jezer závisí na abiotických faktorech jako morfometrii jezera, přítoku a odtoku vody, větru, proudech, stoupání vody k hladině a faktorech biotických, kompetici o potravu, množství predátorů nebo i rostlin v nádrži (Urabe, 1990; Gliwicz and Rykowska, 1992). Důležitými faktory jsou také vertikální

migrace do hlubších částí jezera a horizontální migrace mezi litorálem a otevřenou vodou (Kalff, 2002). V mělkých jezerech se často velké druhy zooplanktonu během dne pohybují mezi ponořenými rostlinami a v noci, kdy je menší predáční riziko se přesunují do otevřené vody k filtrování fytoplanktonu (Lauridsen and Lodge 1996).

2 Cíle práce

- Shromáždit a vyhodnotit dostupné informace o prostorové heterogenitě planktonních korýšů v mělkých jezerech a rybnících.
- Zjistit, zda predáční tlak rybí obsádky má vliv na strukturu zooplanktonu.
- Ověřit význam litorálních stanovišť, jako možného úkrytu před predátory.
- Návrh projektu: Sledování prostorové heterogenity zooplanktonu v přírodní rezervace Rod v podmínkách řízené rybí obsádky.

3 Literární rešerše

3.1 Mělká jezera a rybníky

Základní dělení vod je na tekoucí, stojaté a podzemní. Tekoucí vody jsou charakterizovány přirozeně i uměle utvářeným korytem a řadí se mezi ně prameny, pramenné stroužky, horské potoky, řeky, velké toky a veletoky (Lellák a Kubíček, 1991). Jako stojaté vody se označují přirozené i umělé, trvalé nebo periodické nádrže, příkladem jsou jezera, rybníky, stará říční ramena, tůňe, rašeliniště, saliny a močály (Lellák a Kubíček, 1991). Podle úživnosti lze zjednodušeně dělit vody na oligotrofní, s čistou vodou a nízkým obsahem živin, dystrofní, nejčastěji rašelinné vody obsahující velké množství huminových látek, a eutrofní, s vysokou organickou produkcí. Dostatečně hluboké stojaté vody jsou ovlivňovány stratifikací a jsou rozděleny na tři zóny: hypolimnion, epilimnion a metalimnion (Kalff, 2002).

Základní dělení povrchových sladkovodních útvarů je na tekoucí (lotické) a stojaté (lentické). Rybníky a mělká, často i umělá jezera jsou nejrozšířenějšími typy vodních nádrží v naší krajině. Obecně je definujeme jako částečně nebo zcela stálé vodní útvary, ve kterých je potenciálně možné, že světlo dosahuje až na dno (Meerhof a Jeppesen, 2009).

Jezero je lentický přírodní vodní ekosystém napájený srážkovou, podzemní nebo povrchovou vodou a není součástí světového oceánu. Rybníky jsou naproti tomu umělé lentické mělké nádrže, ze zákona řazené mezi významné krajinné prvky a mezi jejich hlavní funkce patří zadržování vody v krajině, udržování ekologické stability a biologické rozmanitosti, protipovodňová ochrana, rekreace a chov ryb. Základní charakteristikou odlišnou od ostatních vodních těles je, že rybníky určené pro chov ryb jsou pravidelně vypouštěny, sloveny a znovu nasazeny obsádkou obvykle několika druhů ryb, většinou jednotné věkové kategorie (Adámek et al., 2010). V důsledku pravidelného vypouštění je v nich významně omezen výskyt jezerních druhů, neschopných přežít období bez vody (Adámek et al., 2010). Pod pojmem rybník je třeba vedle nádrží splňujících definici dle zákona o rybářství navíc zahrnovat také malé vodní nádrže, které plní ekologicko-stabilizační funkce v krajině¹ a nahrazují v našich podmínkách jezera, která se zde prakticky nevyskytují. V průběhu staletí byly osídleny více či méně specifickými společenstvy vodních organismů, původem převážně z tůní, aluviálních tůní a slepých ramen řek (Adámek et al., 2010), které byly následkem industrializace a intenzivního zemědělství z naší krajiny z velké části odstraněny. Tyto původní biocenózy tůní našly v rybnících volnou niku a postupem času se dokonale adaptovaly na nové podmínky (Pechar et al., 2002). Samozřejmě k tomu přispělo i částečné, ale neúmyslné napodobení přirozených podmínek a procesů, kterými jsou pravidelné vypouštění rybníků při výlovech, různá velikost rybí obsádky, případně její absence a různý přísun živin, které přirozeně nastávají v zaplavovaných nivách řek (Pechar, 2015).

3.2 Prostorová heterogenita vodního prostředí

Prostorová struktura podmínek prostředí a výskyt organismů v jezerech a rybnících není homogenní, ale vykazuje heterogenitu v horizontálním i vertikálním směru a závisí na abiotických faktorech daného prostředí (Reynolds, 1984).

Vodní ekosystémy jsou ovlivňovány světlem převážně kvůli fotosyntéze a vizuální orientaci predátorů, při větším množství světla ve vodním sloupci narůstá i intenzita fotosyntézy. Propustnost může být snížena například vegetací nebo koncentrací rozpuštěných látek nebo zvýšeným rozvojem planktonních organismů (Lellák a Kubíček, 1991), to vše je závislé i na morfometrii jezera, na nadmořské výšce, sklonu a orientaci. Teplota ovlivňuje rychlost chemických reakcí a množství plynů rozpuštěných ve vodě. Čím je voda teplejší, tím méně se v ní rozpustí plynů.

Dlouhovlnné záření je absorbováno povrchovou vodou a přeměněno na teplo (Lampert a Sommer, 1997). Díky abnormalitě vody, kdy její největší hustota je při 4 °C, dochází v dostatečně hlubokých nádržích k teplotní stratifikaci, v našich zeměpisných šířkách jsou dimiktická jezera a nádrže, promíchávání probíhá dvakrát ročně (Lampert a Sommer, 1997). Na jaře se teplota vody postupně vyrovnává a díky ustoupení ledu a působení větru dochází k cirkulaci, postupným zvyšováním teploty a slunečního záření se nádrž během letního období stratifikuje (Lampert a Sommer, 1997). Při nástupu podzimu, ochlazování a působení větru dochází k cirkulaci a teplota vody se opět sjednocuje až do příchodu zimy, kdy dochází k obrácené stratifikaci, nejteplejší voda blížící se ke 4 °C se nachází na dně nádrže a naopak led, který má nejmenší hustotu na hladině (Lampert a Sommer, 1997).

3.3 Stručná historie rybníkářství v českých zemích

Rybníkářství se stalo velmi významným zásahem do české krajiny. Nejstarší zmínka o rybnících se nachází již v Kosmově kronice z 11. století a jejich první velký rozvoj nastal za vlády Jana Lucemburského a Karla IV., kdy si každá ves zřizovala uprostřed návsi rybník, který sloužil jak pro chov ryb, tak jako požární nádrž (Čítek et al., 1998). Z hlediska vývoje biocenóz a ekosystémů je 1000 let poměrně krátká doba, přesto jsou rybníky velmi podobné mnohem starším mělkým jezerům, jejichž biocenózy se formovaly v Evropě od posledního zalednění, tj. po dobu asi 10 000–20 000 let (Pechar, 2015).

Ve 14. století se začaly rybníky osazovat kapry. Vrcholem rozvoje rybníkářství v českých zemích bylo 15. a 16. století, kde za hlavní osobnosti v tomto oboru označujeme Viléma z Pernštejna, jehož velkolepým dílem byla Opatovická stoka, která přiváděla vodu z Labe do pardubických rybníků, dále Štěpánka Netolického, který stavěl například mělké rybníky vhodné k chovu kapra a nechal vybudovat Zlatou stoku v Třeboňské pánvi, která je dodnes důležitou součástí rybníční soustavy na jihu Čech (Čítek et al., 1998). Na něj později navázal Jakub Krčín z Jelčan, který dál pokračoval v rozšiřování třeboňské soustavy rybníků a podílel se na úpravě Zlaté stoky. Používané metody se během tohoto období výrazně zlepšily, včetně více systematického přístupu k chovu kaprů založeném na kategorizaci a oddělování jedinců různých věkových skupin v rámci specifických typů rybníků (Hartman et al., 2015). Od sedmnáctého do poloviny devatenáctého století pokrok v evropském rybníkářství přerušily války a následné hospodářské krize (Francová et al., 2019). Velmi důležitou roli na tomto území

sehrál také Josef Šusta, který změnil pohled na chov kapra ve 2. polovině 19. století. Navrhl zlepšení podmínek pro chov kaprů, jako vápnění a hnojení rybníků mrvou.

Od 2. poloviny 20. století se potom zvláště výrazně uplatňovaly zásahy jako právě vápnění rybníků, hnojení a příkrmování na celém území. To se projevilo zvýšením produkce ryb, ale výsledkem bylo a je exponenciálně rostoucí zatížení rybníků přísunem živin ze zemědělství a extrémně vysoká dotace rybníčních ekosystémů živinami (Adámek et al., 2010). Zpočátku byla aplikována především hnojiva lehce dostupná, tedy hnůj a mrva a poté postupně nastupovala hnojiva minerální, superfosfát a ledek. Rybářská praxe v té době uplatňovala nižší rybí obsádky, které umožňovaly poměrně stabilní a dostatečně velkou populaci velkých perlooček, proto byl rozvoj fytoplanktonu limitován velkým filtrujícím zooplanktonem (Pechar, 2015). Všechny tyto kroky přispěly k současnému stavu eutrofních až hypertrofních rybníků na našem území.

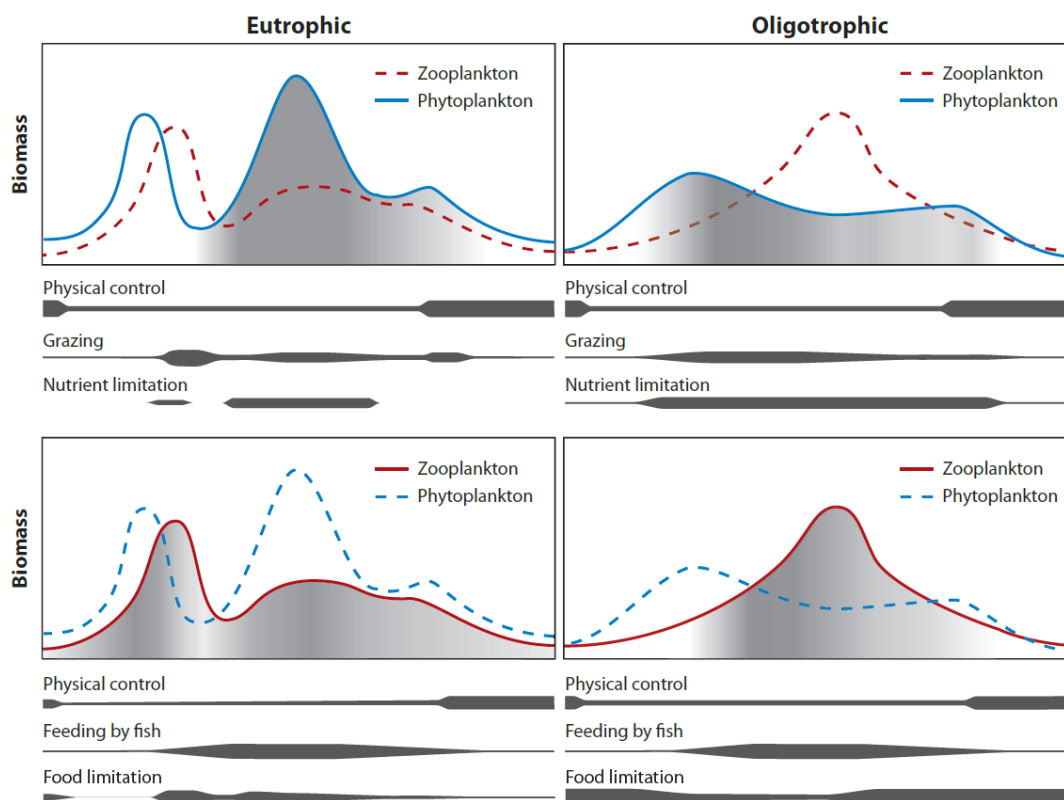
3.4 Sezónní periodicita planktonu

Před více než 30 lety popsal U. Sommer společně se svými kolegy (Plankton Ecology Group) tzv. PEG model popisující sezónní periodicitu planktonu (Sommer et al., 1986). Model popisuje, jak se během roku mění počty i druhové složení planktonu v mírně eutrofních stojatých vodách. Tento model se stal velmi využívaným, protože popisuje opakované procesy, které lze každoročně pozorovat a popisuje sezónní biotické interakce omezené abiotickými mechanismy, které určují začátek a konec vegetačního období.

V první fázi, ke konci zimy, kdy se zvyšuje přísun světla a živin, dochází k velkému nárůstu menších rychle rostoucích druhů fytoplanktonu jako jsou skrytěnky (Cryptophyceae) a rozsivky (Bacillariophyceae) (Sommer et al., 1986). Rychlý nárůst řady druhů vířníků je následován pomaleji rostoucími druhy, například buchankami a postupným vzestupem plodnosti, hustoty i populací perlooček. Rozvoj zooplanktonu přichází až po určitém zpoždění v reakci na dostupnost potravy a jarní vrchol pastvy zooplanktonu vede k poklesu fytoplanktonové biomasy směrem k sezónnímu minimu, kdy dochází k fázi čiré vody (clear water) (Sommer et al., 2012).

Herbivorní zooplankton je limitován potravou a predačním tlakem ryb shora (top-down) a většina zooplanktonu je eliminována (Sommer et al., 1986). V této fázi některé druhy perlooček reagují na přítomnost rybích kairomonů snížením svojí velikosti, zároveň díky

snížení spásacího tlaku zooplanktonu a prakticky nelimitovanému obsahu živin ve vodě, dochází k letnímu nárůstu většiny druhů fytoplanktonu (Sommer et al., 1986). Žratelné druhy skrytěnek (Cryptophyceae) a nežratelné zelené koloniální řasy se stávají dominantními a dochází k postupnému vyčerpávání fosforu. To má za následek, že růst řas se stává limitován živinami zdola (bottom-up) a nedochází tak k masivnímu rozmnožování (Sommer et al., 1986). V této fázi jsou zvýhodněné sinice, neboť mají možnosti fixovat vzdušný dusík. Převažují malé skupiny zooplanktonu a vířníci, kteří jsou méně ovlivněni rybí predací a méně omezení dostupností potravy (Sommer et al., 1986). V létě je složení a hustota zooplanktonu velmi nestabilní, tyto změny mohou být ovlivněné i teplotou, ale během podzimního maxima dochází k nárůstům fytoplanktonu a následně i velkých druhů zooplanktonu (Sommer et al., 1986). Během zimního minima dochází v důsledku nedostatku světla k poklesu fytoplanktonu a v reakci na nedostatek potravy a snížení teploty i k snížení množství zooplanktonu (Sommer et al., 1986). Zároveň během tohoto období některé druhy zooplanktonu vytváří klidová stádia, a naopak klanonožci se během zimy probouzejí z diapauzy (Sommer et al., 1986). Graf (Obr. 1) zobrazuje původní PEG model sezónního vývoje planktonu rozdělený zvláště pro eutrofní a oligotrofní vody, a dále pak environmentální omezení prostředí (Sommer et al., 1986).



Obr. 1: Původní PEG model (Sommer et al., 1986; 2012). Graf sezónního vývoje zooplanktonu a fytoplanktonu za jeden rok, od zimy do podzimu, při ideálních podmínkách. Graf je rozlišen na eutrofní (vlevo) a oligotrofní (vpravo) vodní nádrže. V eutrofních vodách spásání zooplanktonem výrazně stoupá, což se většinou shoduje s koncem jarního vrcholu fytoplanktonu. V oligotrofních vodách toto nenastává kvůli nedostatku živin. V horním sloupci jsou malé řasy označené tmavým stínováním, velká řasy světlým stínováním, a biomasa zooplanktonu přerušovanou čarou. Ve spodním sloupci je malý herbivorní zooplankton značen tmavým stínováním, velký herbivorní zooplankton světlým stínováním a biomasa fytoplanktonu přerušovanou čarou. Pod každým grafem je zobrazeno, v jakém období jsou důležitá environmentální omezení – fyzikální faktory (světlo, teplo), predace a spásání, limitace živinami a dostupností potravy (Sommer et al., 1986).

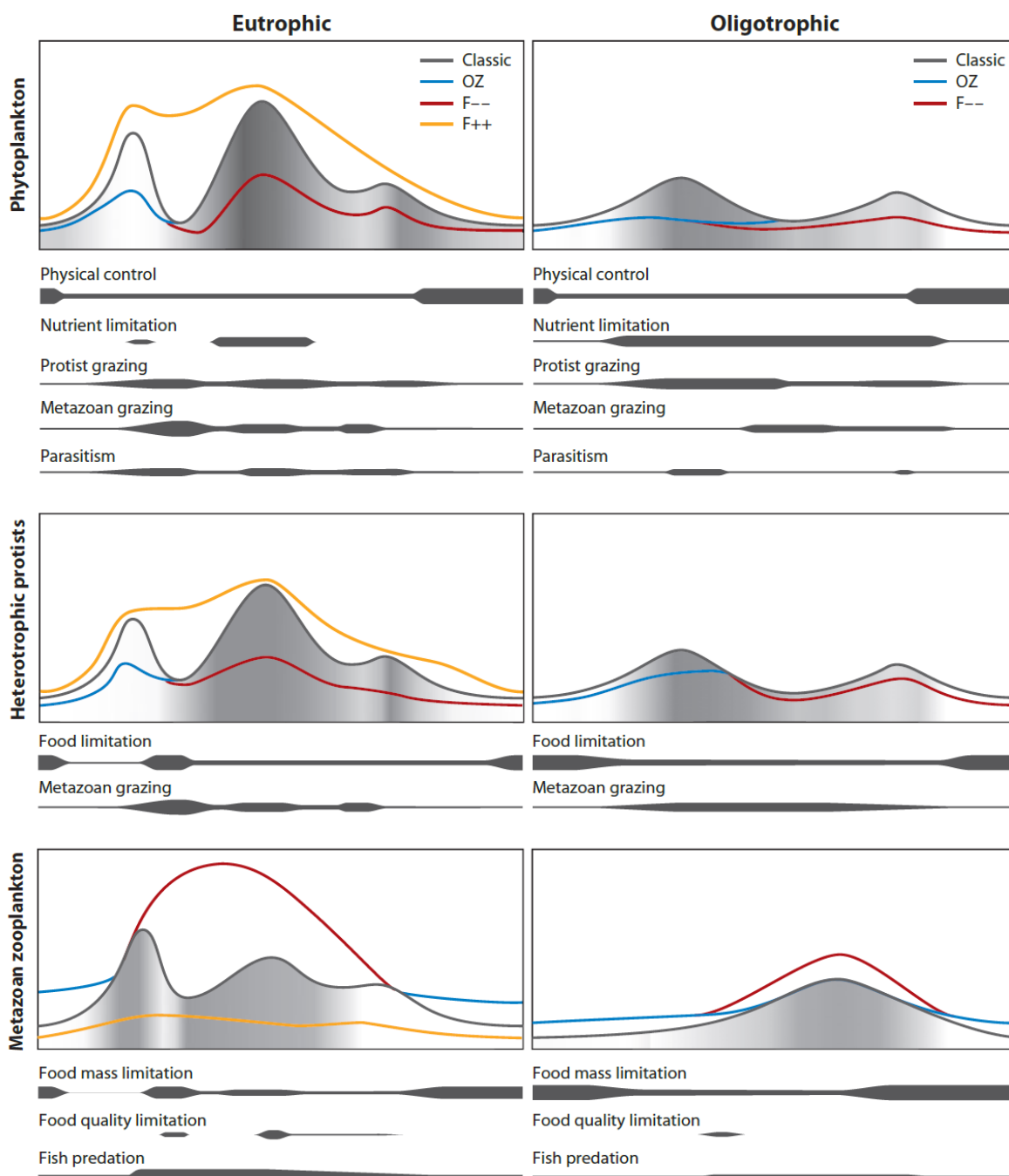
3.4.1 Revidovaný PEG model

Původní PEG model označuje zvýšené množství světla během jara jako jediný dominantní spouštěč pro první nárůst fytoplanktonu, ale podle nového modelu by měla být brána v potaz hlavně teplota (Sommer et al., 2012). Aby se fytoplankton udržel v dobře osvětlené povrchové vrstvě pro dosažení vyšší produkce, musí být hloubka míchání s nástupem tepelné stratifikace poměrně nízká, a proto v hlubokých jezerech míchaná vrstva obvykle hraje dominantní roli v zahájení růstu fytoplanktonu (Sommer et al., 2012). Zde by nástup stratifikace mohl přinést rychlé zvýšení dostupnosti světla a zpřístupnění živin. Situace je ale odlišná u mělkých nebo středně hlubokých vodních útvarů, kde malá hloubka omezuje vertikální

míchání a v takových vodních útvarech může vodní květ fytoplanktonu nastoupit již před tepelnou stratifikací (Sommer et al., 2012). Revidovaný PEG model (Obr.2) zobrazuje opět sezónní vývoj planktonu, ale byl rozšířen o řadu možných scénářů, které mohou v sezónním vývoji situace nastat, jako důležitost přezimujícího zooplanktonu, systémy se zanedbatelnou nebo naopak nadměrnou predací ryb, které vedou k celoročnímu potlačení velkého zooplanktonu (Sommer et al., 2012).

V klasickém PEG modelu jsou účinky vyšších trofických hladin omezeny na predaci rybami, což způsobuje letní pokles množství biomasy a velikost těla býložravého zooplanktonu (Sommer et al., 2012). V chladných jezerech mírného pásma dochází k velkým sezónním změnám

v hojnosti ryb a predáčnímu tlaku na zooplankton, což souvisí se změnami teploty, migrací ryb a jejich reprodukci (Sommer et al., 2012). Hojnost ryb a predace je obvykle nejvyšší na začátku léta, když se juvenilní stádia ryb nachází v pelagické zóně, a nejnižší v zimě, ale v teplých, mírných a některých subtropických jezerech období s vysokou predací trvá déle a začíná dříve z důvodu dřívějšího a častějšího rozmnožování a zároveň dominanci menších ryb (Meerhoff et al., 2007; Jeppesen et al., 2010). Přítomnost, síla a trvání fáze čisté vody v jezerech jsou vysoce ovlivňovány predací ryb (Sommer et al., 2012).



Obr. 2: Revidovaný graf PEG modelu (Sommer et al., 2012). Graf zobrazuje sezónní vývoj zooplanktonu a fytoplanktonu za jeden rok, od zimy do podzimu, při ideálních podmínkách. Graf je rozlišen na eutrofní (vlevo) a oligotrofní (vpravo) vodní nádrže, ale oproti původnímu modelu na tři panely: fytoplankton, heterotrofní protista (prvoci) a planktonní metazoa (zooplankton). Model byl rozšířen o řadu možných scénářů, které mohou v sezónním vývoji situace nastat, jako důležitost přezimujícího zooplanktonu, systémy se zanedbatelnou predací ryb nebo naopak nadměrnou predací ryb, které vedou k celoročnímu potlačení velkého zooplanktonu (Sommer et al., 2012). Sezónní průběhy biomasy fytoplanktonu a zooplanktonu zůstávají nezměněny a průběh biomasy heterotrofních protistů je podobný jako u fytoplanktonu.

V revidovaném PEG modelu se zavedlo několik nových mechanismů, které nebyly zmíněny v původním z roku 1986, i když popsaný celkový sezónní vzorec v původním PEG modelu je stále platný, výzkum mechanismů pohánějící sezónní vývoj planktonu velmi pokročil. Hlavní změnou je, že s heterotrofními protisty se nyní zachází odděleně od planktonních metazoi (Sommer et al., 2012). Eutrofní a oligotrofní scénáře se střední predací ryb a nízkou důležitostí přezimování zooplanktonu byly rozšířeny o řadu scénářů s důležitým přezimujícím zooplanktonem, dále o scénář se zanedbatelnou predací ryb a scénář s nadměrnou predací ryb, který vede k celoročnímu potlačení velkého zooplanktonu (Sommer et al., 2012). Sezónní průběh biomasy fytoplanktonu a planktonních metazoi zůstávají nezměněny a průběh biomasy heterotrofních protistů je podobný jako u fytoplanktonu (Sommer et al., 2012). Od roku 1986 byl model vylepšen, ale většina mechanismů zůstává stejná jako v původním PEG modelu: světlo a stratifikace, které definují začátek a konec sezónního růstu fytoplanktonu, pastva planktonu vede k fázi čiré vody, živiny definují množství fytoplanktonu, omezení potravin určuje hojnost zooplanktonu a predace ryb určuje jeho velikostní strukturu (Sommer et al., 2012).

3.5 Druhové složení a hustota herbivorního zooplanktonu

Druhové složení herbivorního zooplanktonu je závislé na dostupnosti živin, teplotě, pH, predčním tlaku a celkovém zastoupení ostatních organismů v daném systému (Gliwicz, 1985). Ve sladkých, stojatých vodách tvoří zooplankton převážně vířníci (Rotifera), klanonožci (Copepoda) a perloočky (Cladocera). Filtrační kapacita jedinců zooplanktonu se pohybuje řádově od několika tisícín mililitrů za den u vířníků, až do několika mililitrů u perlooček, ale výsledný celkový filtrační efekt je velice silný a může vést k výrazné redukcii fytoplanktonu (Adámek et al., 2010). Důležitou roli v druhovém složení zooplanktonu hraje potravní konkurence mezi filtrátory. Při silném rozvoji velkých filtrátorů, hlavně z rodu *Daphnia*, je potlačen rozvoj méně efektivních filtrátorů vířníků (Sukop, 2007), ale naopak v případě jejich absence je pravděpodobný nadměrný rozvoj fytoplanktonu.

Klanonožci (Copepoda) se dělí na tři skupiny buchanky (Cyclopoida), vznášivky (Calanoida) a plazivky (Harpacticoida). Jejich vývoj je složitý, po vylíhnutí vajíčka procházejí 11 vývojovými stádii (6 naupliových a 5 kopepoditových) než se z nich stanou dospělci (Kalff, 2002). Kopepoditová stádia často přežívají zimu v sedimentu ve stavu zvaném diapauza a při příznivých podmínkách a teplotě se mohou opět vrátit do planktonu (Kalff, 2002).

Vznášivky byly dlouho považovány za herbivorní, ale jsou omnivorní a mohou se živit jak řasami, tak malými bezobratlými živočichy (Lampert a Sommer, 1997). Juvenilní stádia buchaneček jsou herbivorní a v dospělosti se stávají predátory ostatního zooplanktonu a plůdků ryb, ale některé druhy se mohou občas živit i řasami a detritem (Adrien a Frost, 1993; Lampert a Sommer, 1997; Kalff, 2002). Plazivky jsou primárně bentické (Kalff, 2002).

Název vířníci (Rotifera) je odvozen od vířivého aparátu (corona) a jejich dalším charakteristickým znakem je žvýkáci hltan (mastax) (Kalff, 2002). Mezi běžně se vyskytujícími omnivorními druhy, přijímajícími potravu menší než 20 μm , patří vířníci rodu *Keratella*, *Brachionus*, *Filinia* a *Conochilus* (Kalff, 2002). Živí se obvykle jednobuněčnými řasami, které jsou přinášeny proudem vody, vytvářeným brvami vířivého aparátu. Mezi největší a nejběžnější rod dravých vířníků se řadí rod *Asplanchna*, jedinci z tohoto rodu jsou predátory ostatních vířníků a malých planktonních korýšů (Wetzel, 1983). Střídá se u nich partenogenetické a pohlavní rozmnožování a je u nich častá cyklomorfóza.

Perloočky (Cladocera) jsou planktonní korýši schopní partenogenetického rozmnožování a díky tomu i velmi rychlého rozvoje. Nejvýznamnější rod perlooček na našem území jsou hrotnatky (*Daphnia*), a to převážně pro vysoké filtrační schopnosti a dokáží velmi efektivně regulovat biomasy fytoplanktonu ve stojatých vodách a zamezit tak jejich přemnožení (Sommer et al., 2012). Filtrátoři, jako perloočky, většinou příliš nerozlišují mezi detritem a živými řasami, proto je poměrně těžké přesně určit, čím se živí (Lampert a Sommer, 1997). Jsou omezené pouze velikostí filtračního aparátu, stejně jako například kapr.

Mezi velké druhy hrotnatek patří největší *D. magna*, *D. pulicaria* a mezi menší například *D. longispina* a *D. galeata*. Další významné herbivorní perloočky na našem území jsou druhy rodu *Ceriodaphnia*, *Bosmina*. Ne všechny perloočky patří mezi filtrátory, nejvýznamnější dravé jsou perloočky rodu *Leptodora* a *Polyphemus* (Kalff, 2002). Jsou závislé na dostupnosti potravy a ve stálých vodách jsou pro jejich rozvoj nejlepší podmínky na jaře v období jarního rozvoje fytoplanktonu případně na podzim a od toho se odvíjí i počet generací za sezónu. Pro některé hrotnatky je velmi typický sezónní polymorfismus neboli cyklomorfóza. V letních generacích dochází k postupnému přilbovitému zvýšení hlavy a zimní generace mají hlavu naopak kulatou a nízkou, jedná se o složité adaptace na faktory prostředí (Lellák a Kubíček, 1991).

Populace v potravní síti jsou přímo a vzájemně ovlivňovány sousedními populacemi organismů a nepřímo ovlivňují ostatní populace (Lampert a Sommer, 1997). Druhy, které mají větší vliv na chování a funkce ekosystémů nazýváme klíčové druhy (Kalff, 2002). Příkladem

mohou být právě perloočky rodu *Daphnia*, které díky tomu, že jsou poměrně velké a schopné filtrovat a odstranit z vody menší druhy fytoplanktonu a protozoí, mají tak velký vliv na vodní producenty (Kalff, 2002). Jak bylo uvedeno výše, perloočky mohou být značnými konkurenty v potravě pro vířníky. Naopak pro menší druhy perlooček, ale i ostatní druhy zooplanktonu jsou nebezpečné dravé buchanky, omnivorní vznášivky a dravé druhy perlooček. Stejně tak pro menší druhy vířníků jsou významným predátorem vířníci rodu *Asplanchna*. U buchanky *Cyclops abyssorum* a některých dalších druhů se objevuje i kanibalismus, kdy kopepodity a dospělci požívají nauplia stejného druhu (Van den Bosch a Santer 1993).

Většina druhů zooplanktonu si vyvinula určitý druh obrany proti predaci. V případě partenogenetického vývoje generací například perlooček a vířníků je možné, aby potomek dostal vhodných morfologických změn (Lellák a Kubíček, 1991). Principem je přizpůsobení se kořisti na přítomnost predátora tak, aby šla hůře chytit nebo zkonsumovat (Lellák a Kubíček, 1991). Stimulující faktor pro provedení změn jsou bílkovinné látky produkované predátory (Wetzel, 1983). Pokud se perloočky ocitnou pod velkým predačním tlakem, jsou schopné v následující generaci zmenšit své tělo, a když predační tlak klesne, jejich těla se v dalších generacích opět zvětšují (Lellák a Kubíček, 1991). Tyto změny způsobené nejen predací, ale i reakcí na změny podmínek prostředí se nazývají cyklomorfóza. Vířníci často dokáží v takových situacích reagovat rychleji. Pro cyklomorfózu vířníků jsou charakteristické různé změny tvaru pláště, výběžky, štěty, trny a ostny, typickým příkladem je *Brachionus calyciflorus*, ale naopak u některých druhů perlooček probíhá celková změna tvaru nebo velikosti těla (Lellák a Kubíček, 1991). Jako další efektivní mechanismus obrany proti predátorům je útek nebo spíše odskočení v případě ohrožení, tvoření kolonií.

3.6 Predační tlak

Rybí predace je často klíčovým faktorem k utváření složení a distribuce velikostí zooplanktonu (Gliwicz, 1992), ale může vést i k zásadním změnám v rovnováze mezi různými složkami ekosystému převážně ve stojatých vodách (Adámek et al., 2010). V rybnících s vysokou hustotou planktivorních ryb v zooplanktonu převažují populace drobných živočichů, vířníků (Rotatoria) a mezi perloočkami (Cladocera) převažují také menší druhy čeledi *Chydoridae*, *Bosmina longirostris*, u klanonožců (Copepoda) výrazně převažují vývojová stadia (naupliová, kopepoditová) nad dospělci, zastoupenými rovněž drobnějšími rody jako *Acanthocyclops*, *Eucyclops*, *Thermocyclops* (Sukop, 2007).

Stejně jako ostatní živočichové, ryby převádí energii obsaženou v organické hmotě, kterou přijímají a transportují ji do své biomasy (Adámek et al., 2010). Nadbytek živin v mělkých jezerech a rybnících může způsobit úbytek piscivorních, a naopak nadbytek planktivorních ryb v rybím společenstvu a způsobit tak nerovnováhu v celém vodním ekosystému (Persson a Crowder, 1998). Hrbáček (1958) byl první, kdo demonstroval, že manipulace planktivorními populacemi ryb může mít velký efekt na hojnost zooplanktonu, biomasu a druhové složení v českých rybnících. Z tůní v oblasti Labe, kde byly přemnožené ryby spolu s velkými populacemi drobného zooplanktonu a velkými druhy fytoplanktonu, Hrbáček (1958) za účelem experimentu ryby odebral. To mělo za následek velký efekt na celý ekosystém, převládly velké druhy perlooček, které velmi efektivně vyfiltrovaly fytoplankton a tím se změnily i parametry vody jako teplota a průhlednost (Hrbáček, 1958). To bylo způsobeno kaskádovým efektem, který takto efektivně ovládal celé ekosystémy.

Mezi rybami na našem území se prakticky nevyskytují žádní potravní specialisté, ale u většiny druhů může být pozorována orientace na určité potravní zdroje (Adámek et al., 2010). Během prvního roku života se velká část druhů ryb živí podobně a jejich distribuce je ovlivněna příbřežní a ostatní vodní vegetací (Mehner a Thiel, 1999). Juvenilní stádia se živí převážně zooplanktonem a na svou typickou potravu se orientují až po dosažení určitého věku a velikosti (Adámek et al., 2010). Pro představu, štika obecná (*Esox lucius*) se přestává živit zooplanktonem ve dvou až třech týdnech a velikosti 3-4 cm, candát obecný (*Sander lucioperca*) až ve věku několika měsíců, okoun říční (*Perca fluviatilis*) v jednom až dvou letech a ve velikosti 8-10 cm a kapr (*Cyprinus caprio*), jehož plůdek zooplankton velmi ovlivňuje, se jím může živit do věku dvou až čtyř let a váze 1-2 kg (Adámek et al., 2010). Mezi další ryby ovlivňující zooplankton v juvenilním stádiu se řadí cejn velký (*Abramis brama*), síh peleď (*Coregonus peled*) a v dospělosti například tolstolobec pestrý (*Arisichthys nobilis*), plotice obecná (*Rutilus rutilus*), nepůvodní střevlička východní (*Pseudorasbora parva*) a slunečnice pestrá (*Lepomis gibbosus*). Planktivorní ryby mají větší dopad na společenstva zooplanktonu v mělkých jezerech a rybnících, protože právě takové nádrže obsahují více biomasy ryb na jednotku objemu, než jezera hluboká (Jeppesen, 1998).

Predace ve vodním prostředí se dělí na dva základní mechanismy. Obratlovci, hlavně ryby využívají ve většině případech vizuální orientaci, hlavní krok je kořist najít a potom nastává limitace velikostí, podle velikosti ústního otvoru. Větší a tmavší kořist je samozřejmě lépe viditelná na větší vzdálenosti (Lampert a Sommer, 1997). Dafnie jsou velké a mají horší únikové reakce, to může velmi výrazně přitahovat právě vizuálně orientující se predátory. Další

strategií je filtrace, tzn pumpování vody a neselektivní zachycování zooplanktonu. (Lampert a Sommer, 1997). Záleží na velikosti ryb, ale samozřejmě platí, že čím větší organismus, tím lépe se zachytí na žábrech. Výsledkem je pak vyfiltrování větších druhů zooplanktonu, typickou rybou, která využívá této strategie je kapr obecný (*Cyprinus carpio*) (Lampert a Sommer, 1997).

Důležitým faktorem ovlivňujícím planktonní korýše mělkých jezer a systémů s menším zastoupení ryb jsou také bezobratlí predátoři. Bezobratlí predátoři se vyskytují převážně v litorálu, ale i ve volné vodě a jejich potravou jsou různé druhy zooplanktonu, a zároveň i oni mohou sloužit jako potrava pro ryby (Gonzales Sagrario a Balseiro, 2003). Orientují se spíše podle mechanoreceptorů nebo chemoreceptorů daleko více, než vizuálně (Lampert a Sommer, 1997). Mohou být ale i výjimky orientující se hlavně zrakem, jako raménka velká (*Leptodora kindtii*). Vzhledem k jejich velikosti není až takový problém kořist najít, ale spíše ji chytit, a tak si většinou vybírají menší a dostupnější potravu (Lampert a Sommer, 1997).

Ve volné vodě to mohou být larvy koreter (*Chaoborus*), znakoplavky (Notonectidae), ale právě i dravé perloočky (*Leptodora kindtii*) nebo buchanky (Copepoda), v litorálu pak larvy vážek (Odonata), potápníků (Dytiscidae), dále pak například klešťanky (Corixidae), vodule (Hydracarina) aj. (Burks et al., 2002). Někteří bezobratlí nejsou hrozbou pro dospělé, ale mohou například požírat trvalá vajíčka hrotnatek (*Daphnia*) (Burks et al., 2002).

Podle experimentů Trochine et al. (2009) se ukázalo, že přítomnost dravé ploštěnky středoústky průhledné (*Mesostoma ehrenbergii*) může způsobit změnu výběru stanoviště různých druhů zooplanktonu i v rybnících bez ryb. V těchto systémech jsou ale daleko více významné larvy koreter (Burks et al., 2002). Díky průhlednému tělu mají velkou výhodu a dokáží se snadněji ukrýt.

3.7 Denní migrace

Organismy, které se řadí mezi zooplankton, jsou sice označovány jako pasivně se vznášející nebo jen omezeně se pohybující ve vodě, ale většina z nich podléhá velmi důležitým pohybům, a to denní horizontální a vertikální migraci. Při diurnální horizontální migraci (DHM) se pohybují z otevřené vody do litorálu, a tím pádem se mohou vyhnout přímé predaci (Gonzales Sagrario a Balseiro, 2010). Diurnální vertikální migrace (DVM) ukazuje, že přes den se zooplankton objevuje spíše ve větších hloubkách a v noci naopak více u hladiny. To může

sloužit jako ochrana před vizuálními predátory, jejich smysly jsou ve větších hloubkách méně použitelné, kvůli nedostatečnému pronikání světla. To ale neplatí ve velmi mělkých nádržích.

DHM může být více běžná, než si uvědomujeme, protože běžné vzorkovací postupy její zkoumání příliš neumožňují (Jeppesen et al., 1999). Většina studií podporujících účinnost DHM jako antipredátorského chování je zaměřena na severská temperátní jezera (Burks et al., 2002).

Mezi planktonními korýši nebyly zaznamenány významné rozdíly v horizontální distribuci, ale byly indikovány určité preference habitatu, kdy byl upřednostňován pelagiál nebo okrajové zóny porostu makrofyt, nejspíš proto, že v porostu makrofyt se nachází větší bezobratlí živočichové a malé ryby (González a Balseiro, 2010). Rozsah vstupu do porostu makrofyt se liší, záleží na kompetici s ostatním zooplanktonem, dostatku potravy, chemických inhibitorů nebo příznivosti abiotických podmínek (Burks et al., 2002). Pro účely managementu je rozumným předpokladem pro zvýšení podílu horizontální migrace přidání piscivorních ryb, které upřednostňují litorálnímu stanoviště. Pokud by dravé ryby čekaly na kořist v okolí makrofyt, rozšířilo by se útočiště pro dafnie (Burks et al., 2002).

Hustota planktonních organismů je vyšší než hustota vody, a proto dochází k jejich pomalému klesání ve vodním sloupci, kombinované s případným aktivním vznášením (Lellák a Kubíček, 1991), které se označuje jako denní vertikální migrace (DVM). Nechtěnému klesání se dá předejít odchylkami od kulovitěho tvaru, jako jsou různé výrůstky, periodická změna tvaru těla perloček rodů (*Daphnia*, *Bosmina*, *Ceriodaphnia*) nazývaná cyklomorfóza nebo rosolovitými obaly těla (*Holopedium gibberum*) (Lellák a Kubíček, 1991). Pro zooplankton je ale typická migrace do hloubky, aby se přes den vyhnul vizuálně se orientujícím predátorům a večer se vrací zpět k hladině a dochází k tomu díky fototaktické reakci na změny světelné intenzity, které jsou největší za svítání a za soumraku (Ringelberg 1999; Hays 2003). Migrační intenzita se zvyšuje s rostoucí biomasou ryb, a i s vyšší koncentrací predátorských kairomonů a může vést i k reverzní DVM (van Gool & Ringelberg 2002).

3.8 Význam litorálních stanovišť

Litorál je mělké prosvětlené pobřežní pásmo stojatých vod s dominujícími porosty makrofyt, kde může docházet i k vysychání a opětovnému zaplavování, reprezentuje tak ztracená stanoviště, která se vyskytovala v původním říčním prostředí a je nejproduktivnější částí nádrže (Fernando a Holčík, 1991). To znamená, že velká část území tohoto pásma, pokud

není zarostlé vegetací, je neustále vymýváno a ekologické podmínky jsou vhodné pro živočichy přisedlé na kamenech nebo u dna (Lellák a Kubíček, 1991).

V čistých vodách poskytují makrofyta úkryt zooplanktonu před vizuálně se orientujícími predátory jako jsou larvy hmyzu a dospělé ryby (Špoljar et al., 2018). Větší zooplankton hledá úkryt v litorálu, pokud ve vodě není přítomen tohoroční plůdek nebo v otevřené vodě nejsou ryby piscivorní a planktivorní, pokud se plůdek vyskytne v litorální zóně, dafnie se břehu vyhýbají (Gliwicz a Rykowska, 1992). Submerzní rostliny, jejichž kořeny nejsou zakořeněné do dna, jsou volně spuštěné ve vodě, mohou mít ale dvojí funkci, kdy nezajišťují úkryt pouze zooplanktonu, ale právě i juvenilním rybám a vodním bezobratlým (Byers et al., 2006), kteří také představují snížení bezpečnosti stanoviště (Burks et al., 2002). Efektivita tohoto útočiště pak dále záleží na několika faktorech, kterými mohou být např. druhy a hustota rostlin a celková zarostlá plocha (Jeppesen et al., 1998)

Studie ukazují, že jsou velké rozdíly v množství výskytu zooplanktonu nejen v části s vegetací a bez ní, ale i v různých typech vegetace (Grenouillet a Pont, 2001). Různé druhy zooplanktonu mohou totiž různě reagovat na chemické signály produkované různými druhy makrofyt a mohou jimi být přitahovány nebo mohou mít repelentní účinek (Trochine et al., 2009). Podle některých studií, odpor perlooček k opravdovým i plastovým rostlinám ukazuje, že je alespoň částečně součástí vrozeného chování (Meerhoff et al., 1996).

Podle studie (Trochine, 2009) přítomnost stolítku (*Myriophyllum quitense*) neovlivnila horizontální pohyby žádného ze zkoumaných druhů zooplanktonu, to je ale v rozporu s nálezy jiných experimentů jak v laboratoři (Lauridsen a Lodge, 1996), tak terénních studií (Lauridsen a Buenk, 1996; Meerhoff et al., 2003), kde bylo prokázáno, že tato rostlina na zooplankton působí odpudivě. Naproti tomu porost sítiny (*Juncus pallezensis*) vyvolal pozitivní reakci vznášivky *Boeckella gracilis*, což ukazuje, že tato vodní rostlina může působit jako útočiště (Trochine et al., 2009). Další takovou rostlinou, která může sloužit jako útočiště, je vodní mor (*Elodea canadensis*). Který sloužil jako ochrana před predátorskou aktivitou plotice (*Rutilus rutilus*), která mezi makrofyty nedokázala tak efektivně plavat (Burks et al., 2001). Jemně větvené submerzní makrofyty, jako je rdest hřebenitý (*Potamogeton pectinatus*), růžkatec ponořený (*Ceratophyllum demersum*), různé druhy stolítku (*Myriophyllum*) mohou výrazně snížit úmrtnost zooplanktonu, a to více než plovoucí rostliny, ačkoli tato myšlenka nebyla dosud experimentálně testována (Burks et al., 2002). Na druhou stranu, vodní makrofyty mohou uvolňovat do prostředí látky, které negativně ovlivňují rychlost růstu, vývoj a délku života

perlooček, příkladem může být vodní mor kanadský (*Elodea canadensis*), protože v jeho přítomnosti mají hrotnatky méně vajíček a delší dobu dospívání (Burks et al., 2000).

Za další možné stanoviště pro zooplankton je možné považovat sediment nádrže, kdy se hlavně při vertikální migraci zooplankton přesunuje během dne ke dnu a vyhýbá se tak predátorům, jde ale spíše o přirozený pohyb (Kalff, 2002). Na dně nádrží se také nachází perifyton, nárosty jednobuněčných, ale i koloniálních řas a sinic, které mohou sloužit jako potrava pro planktonní korýše (Wetzel, 1983).

Pokud byla v experimentu použita obě stanoviště, submerzní makrofyta i sediment, *Daphnie* se přesunuly rovnou k sedimentu a rostlinám se vyhnuly (Tavşanoğlu et al., 2012). To ale nebylo prokázáno v přírodě, pouze v laboratorních experimentech, a tak se sediment považuje jako spíše speciální druh stanoviště a úkrytu před predátory, hlavně v hlubších vodách. V mělkých vodách je samozřejmě funkce sedimentu jako stanoviště pro zooplankton více ohrožující (Tavşanoğlu et al., 2012).

V mělkých rybnících a jezerech se litorální stanoviště často vyskytují po jejich celé ploše, pokud nebyla nádrž narušena lidskou činností, jako je úprava břehů nebo přerybnění, které působí ničení vegetace. Významnou složkou litorálního pásma jsou tedy hlavně vodní rostliny. Svoji přítomností vytvářejí heterogenní prostředí, které slouží jako úkryt pro vodní organismy a poskytují mnoho příležitostí pro získání potravy (Lewin et al., 2004; Okun a Mehner, 2005). Platí, že čím je litorální zóna a následně i vegetace mimo ni pestřejší a členitější, poskytuje tak přirozenější prostředí s vyšší heterogenitou, a tak i lepší podmínky pro všechny organismy.

V neposlední řadě ovlivňuje a určuje možnosti litorálních stanovišť typ rybí obsádky. Ta zároveň utváří i charakter nádrže jako takové. Různé skupiny makrofyt vykazují různou citlivost na tlak rybí obsádky (Broyer a Curtet, 2012). Obecně platí, že rybníky, ve kterých je chován kapr, jsou vhodné pro druhy makrofyt, které tolerují pravidelné mechanické narušování způsobené rybami, které je často poškozují nebo i vytrhávají kořeny rostlin, což přispívá k zakalení vody (Sidorkewicz et al., 1998). Tímto ryby ovlivňují i množství zarostlých ploch, které se v rybnících nachází. Druhy s ponořenými a plovoucími listy nebo ty tolerantní k zakaleným podmínkám mají výhodu oproti druhům, které mají pouze ponořené listy a vyžadují čistou vodu (Francová et al., 2019). V klasickém rybníce, kde je velká produkce kapra je velmi nízká heterogenita prostředí, protože je přemnoženým kaprem přeměněna často až na holou nádrž bez dostatečného množství vegetace. Naopak v silně zarostlých nádržích se

využívá nasazení melioračních druhů ryb, v tomto případě je vhodný amur bílý (*Ctenopharyngodon idella*), který konzumuje měkčí části rostlin. Obecně to, že v rybnících je vždy řízená rybí obsádka je velká výhoda, díky možnosti následné biomanipulace.

3.9 Přírodní rezervace Rod

Chráněná krajinná oblast Třeboňsko je oproti ostatním velkoplošným chráněným územím v České republice oblastí od středověku intenzivně přetvářenou a do značné míry přeměněnou, i když určité části jako rašeliniště, mokřadní lesy a výtopy rybníků vykazují vysoký stupeň přirozenosti a ekologické stability (Albrecht et al., 2003). Rybník Rod se nachází v CHKO Třeboňsko, v přírodní rezervaci Rod, která byla vyhlášena v roce 1990, zároveň je součástí Nadějské rybníční soustavy a také významným hnízdištěm vodního ptactva s dominující kolonií racků (Albrecht et al., 2003). Tento rybník se vyznačuje velkou mozaikovostí a pestrostí, díky tomu je zde vysoká prostorová heterogenita prostředí.

Východní část přechází v rašeliniště a nedílnou součástí tohoto rybníka jsou členité břehy a rozsáhlé litorální porosty vytvářející ostrovy a poloostrovy nepravidelných tvarů, které pokrývají společenstva rákosin stojatých vod, tvořené převážně plovoucím zblochanem vodním (*Glyceria maxima*) (Albrecht et al., 2003). Směrem na východ k lesnímu komplexu přechází zblochanové plochy plynule do pásma vysokých ostřic (*Caricion gracilis*, *Caricion rostratae*) (Albrecht et al., 2003). Navazují na koberce živých rašeliníků, ve kterých roste například rosnatka okrouhlostá (*Drosera rotundifolia*), pupečník obecný (*Hydrocotyle vulgaris*) (Albrecht et al., 2003). Rybník je významnou ornitologickou lokalitou a navazující rašeliniště je stanovištěm cenných společenstev bezobratlých (Albrecht et al., 2003). Kromě vzácných nálezů vodních ptáků, zde hnízdí převážně běžné druhy, především vrubozobí.

Rybník Rod dříve sloužil k intenzivnímu chovu ryb, což bylo příčinou kvalitativního i kvantitativního snížení biodiverzity a bylo tím negativně ovlivněno i přilehlé rašeliniště (Albrecht et al., 2003). V posledních letech zde došlo ke změně managementu a hospodaření probíhalo v souladu s plánem péče. Rybník Rod byl podrobně sledován v rámci několika výzkumných programů zavedení řízené rybí obsádky, kdy v roce 2014 začal 3letý experiment, který měl za cíl zdokumentovat reakci rybníčního ekosystému na úplné vyloučení obsádky kapra (Pechar et al., 2017). Do rybníku bylo nasazeno pouze několik stovek kusů generačních ryb candáta a lína a počáteční obsádka měla hmotnost méně než 50 kg/ha (Pechar et al., 2017).

Téměř celá sezóna 2014 byla charakteristická stavem čiré vody a velký filtrující zooplankton (*Daphnia*) nebyl omezován rybní obsádkou a udržoval tento stav po celou vegetační sezónu, následně se ale projevil nadbytkem nežratelné sinice (*Aphanizomenon flos-aque*) (Pechar et al., 2017). Sezóna 2015 byla charakteristická rychlým nástupem makrofyt, přítomností velkých filtrujících dafnií a útlumem výskytu velkých druhů fytoplanktonu (Pechar et al., 2017). Právě díky dobrým světelným podmínkám a nadbytku živin, využila uvolněnou niku makrofyta, která postupně zarostla přes 30 % vodní plochy, a díky tomuto stavu bylo v této sezóně na rybníce velké množství vodního ptactva (Pechar et al., 2017). První polovina sezóny 2016 se vyznačovala rychlým nástupem makrofyt a koncem června byla již téměř celá vodní plocha zarostlá růžkatcem a v polovině července zmizel velký zooplankton a velmi se rozšířily sinice (Pechar et al., 2017). Byl to důsledek nekontrolovatelné invaze střevličky východní (*Pseudorasbora parva*) a navíc výskyt vodního ptactva byl v této fázi oproti předcházející sezóně minimální (Pechar et al., 2017).

Po tomto experimentu proběhla domluva s CHKO Třeboň, že se do rybníka nasadí dva roky po sobě candát obecný (*Sander lucioperca*) a lín obecný (*Tinca tinca*) a třetím rokem meliorační obsádka kapra obecného (*Cyprinus carpio*).

Náhlé odstranění kapra a jeho nahrazení pouze malým množstvím ryb posunulo celý ekosystém do velmi nestabilní situace. Předpokládá se, že kapr udržuje populaci invazivní střevličky východní a planktonu pod kontrolou, v případě, že kapr úplně chybí, nastává přemnožení střevličky východní a tím pádem i silné redukci zooplanktonu (Regenda J. et al., nepublikované výsledky). Střevlička se totiž dostane i do míst, kam kapr kvůli své velikosti nemůže, a tak její přemnožení má pro ekosystém velmi těžké následky.

4 Shrnutí

Prostorová heterogenita zooplanktonu v mělkých jezerech a rybnících je nejvíce ovlivněna prostorovou heterogenitou vodního prostředí, sezonností, predací a denní migrací zooplanktonu, ale prakticky nebyla studována v hypertrofních systémech.

Při současném stavu našich rybníků je nejvýznamnějším planktivorním predátorem kapr ve všech velikostech. Plůdek a juvenilní stádia se orientují spíše vizuálně, a naopak dospělí kapři jsou velcí filtrátoři s obrovskou filtrační kapacitou, kteří se živí neselektivním pumpováním vody, což při vysoké obsádce má za následek výrazný úbytek zooplanktonu a

následně silný rozvoj fytoplanktonu. Dalšími významnými predátory jsou plůdky většiny druhů ryb a bezobratlí predátoři jako larvy koreter (*Chaoborus*), znakoplavky (Notonectidae) nebo dravé druhy planktonních korýšů.

Makrofyta mohou pro některé druhy zooplanktonu představovat velmi dobrý úkryt před rybími predátory, ale naopak zde mohou číhat právě bezobratlí predátoři. Díky tomu se některé druhy zooplanktonu určitým druhům makrofyt záměrně vyhýbají. Jako úkryt může působit také voda nad sedimentem, kam se díky diurnální vertikální migraci zooplankton přes den přesouvá.

Pro udržení vysoké biodiverzity a prostorové heterogenity nejen planktonních korýšů, ale i ostatních organismů vázaných na vodní prostředí je důležitá členitost a mozaikovitost nádrží, jako postupný litorál, rozdílná hloubka vodního sloupce, různé druhy rostlin a s tím související i zastíněné části hladiny a další faktory, které ovlivňují kvalitu rybníků jako ekosystému.

Proto byl pro projekt sledování prostorové heterogenity vybrán právě rybník Rod. Vykazuje velmi přirozené prostředí díky velké prostorové heterogenitě, rozsáhlým litorální porostům, které vytvářejí ostrovy nepravidelných tvarů a také navazuje na rašeliniště. Dále proto, že zde byl proveden experiment, kdy byl na 3 roky z rybníka kompletně odstraněn kapr a stále zde probíhá střídání rybí obsádky, je toto velmi zajímavé prostředí pro následné monitorování.

5 Návrh projektu

Název projektu: Sledování prostorové heterogenity planktonních korýšů v PR Rod v podmínkách řízené rybí obsádky.

5.1 Zdůvodnění projektu

Z literární rešerše vyplynulo, že v hypertrofních systémech nebyla prostorová heterogenita zooplanktonu prozatím studována. Proto byl pro tento projekt vybrán právě rybník Rod, který je díky své vysoké úživnosti, členitosti a významnosti lokality velmi vhodný pro výzkum a sledování prostorové heterogenity zooplanktonu. Nachází se v CHKO Třeboňsko, v přírodní rezervaci Rod, která byla vyhlášena v roce 1990, zároveň je součástí Nadějské rybníční soustavy. Rybník Rod dříve sloužil k intenzivnímu chovu ryb, což bylo příčinou kvalitativního i kvantitativního snížení biodiverzity (Albrecht et al., 2003). V letech 2014–2016

probíhal experiment, který měl za cíl zdokumentovat reakci rybníčního ekosystému na úplné vyloučení obsádky kapra (Pechar et al., 2017). Do rybníku bylo nasazeno pouze několik stovek kusů generačních ryb candáta a lína a počáteční obsádka měla hmotnost méně než 50 kg/ha (Pechar et al., 2017). To mělo za následek velký rozvoj střevličky východní. Díky tomu nastal velký rozvoj fytoplanktonu, protože zooplankton byl střevličkou východní silně redukován. Ta se na rozdíl od kapra obecného dostane i do míst, kam kapr nemůže, a tak se v různých místech mění míra predáčního tlaku na zooplankton. Tento projekt by měl zjistit, zda se zooplankton této situaci dokáže přizpůsobit. V současné době se v rybníce střídá obsádka, kde je dva roky po sobě candát obecný a lín obecný a třetí rok meliorační obsádka kapra obecného.

5.2 Cíl projektu

Cílem projektu je diurnální sledování prostorové heterogenity zooplanktonu ve velmi heterogenním prostředí rybníku Rod a v podmínkách řízené rybní obsádky. Projekt by měl ukázat reakce a schopnosti zooplanktonu adaptovat se na různou strategii predátorů, možnosti stanovišť a rozdíly během dne a noci.

5.3 Hypotézy

- Odběrová místa se budou lišit druhovým zastoupením zooplanktonu.
- Ve volné vodě bude menší hustota zooplanktonu než v částech s vegetací.
- V noci bude v odebraných vzorcích vyšší hustota zooplanktonu.

5.4 Metodika

Projekt bude probíhat během jedné sezony, protože rybník je jednohorkový a každý rok na něm probíhá výlov. Odběry vzorků na rybníce budou probíhat 1x měsíčně v období od dubna do září, na pěti určených místech, která jsou zobrazena na mapě (obr. 3, 4) a zapsána do tabulky (Tab.1) a byla vybrána pro nejlepší reprezentaci daného prostředí. Odběry se uskuteční vždy kolem poledne, mezi 12–14 h a následně minimálně dvě hodiny po setmění v rozmezí mezi 23–1 h. Odběry vzorků budou probíhat ve spolupráci s ENKI, o.p.s.

Tab. 1: Souřadnice odběrových míst.

Souřadnice odběrových míst:	
1	49°07'17.9"N 14°44'38.8"E
2	49°07'11.8"N 14°44'35.0"E
3	49°07'09.8"N 14°44'49.4"E
4	49°07'18.1"N 14°44'52.0"E
5	49°07'22.6"N 14°44'41.8"E



Obr. 3: Schématická mapa rybníku Rod a okolí s vyznačenými místy pro odběr vzorků²



Obr. 4: Letecký snímek rybníku Rod a okolí 2020 s vyznačenými místy pro odběr vzorků³

5.4.1 Odběr vzorků

Před odběrem vzorků budou změřeny parametry vody. Pro potřeby tohoto projektu se bude měřit kyslík, teplota, a ve dne průhlednost za pomoci Secchiho desky. Pro odběr terénních vzorků bude použit odběrák Schindler-Patalas o objemu 15 litrů a na každém místě se bude opakovat 3x. Při ponoření se otevře spodní část odběráku, následně se potopí do požadované hloubky a při vytahování se spodní část uzavře. Při vytažení na hladinu se všechna voda z odběráku vyplaví přes sítku, vhodnou pro odběr zooplanktonu s velikostí ok 40 μm . Síť se nachází na boční straně odběráku, aby bylo možné zachytit všechny organismy, které budou do odběráku chyceny. Získaný vzorek se převede do 100ml PE vzorkovnice a pro uchování se zafixuje 40% roztokem formaldehydu, pro vznik 4% roztoku.

5.4.2 Vyhodnocení vzorků

Vyhodnocení bude probíhat v laboratoři. Vzorek se vypláchne destilovanou vodou, aby byl odstraněn fixační roztok a následně se převede do odměrné nádoby. Promíchání se vzorek

homogenizuje v kulaté baňce a odebere se 1ml pipetou do počítací komůrky. V počítací komůrce se mikroskopicky určí hlavní skupiny zooplanktonu perloočky (Cladocera), klanonožci (Copepoda) a vířníci (Rotatoria) a determinují do druhů. Počítání bude probíhat v programu Counter. Dále bude probíhat statistické zpracování, kdy se mezi sebou budou porovnávat denní a noční vzorky, odběrová místa mezi sebou a změny během sezóny.

5.5 Časový harmonogram

Tab.2: Časový harmonogram projektu.

2021	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Příprava projektu										
Odběry										
Průběžné zpracování vzorků										
Vyhodnocení výsledků										
Příprava závěrečné zprávy										

5.6 Finanční rozpočet

Celkové náklady na uskutečnění projektu vychází na 417 500 Kč, v případě možnosti využití zázemí univerzity, jako laboratoř a počítače a možnosti zapůjčení lodi od rybářů Rybářství Třeboň a.s. Jako drobný dlouhodobý věcný majetek je uvedeno pořízení vybavení pro odběr vzorků v terénu: odběrák Schindler-Patalas, PE vzorkovnice, Secchiho deska, další náklady jsou určeny na vybavení pracovníků pro bezpečnost práce – holínky, plovací vesty, rukavice. Cestovní náklady zahrnují dopravu dvou automobilů z Českých Budějovic k rybníku Rod – 6 terénních odběrů, jedenkrát měsíčně od března do září. Mzdové náklady zahrnují tři pracovníky, hlavní pracovník na 50% úvazek a dva pomocní pracovníci na terénní odběry a zpracování vzorků na dohodu o provedení práce (DPP).

Tab.3: Rozpočet projektu.

Provozní náklady	
Drobný dlouhodobý hmotný majetek	
Vybavení pro odběr vzorků	20 000 Kč
Vybavení pracovníků pro bezpečnost práce	10 000 Kč
Doplňkové náklady	20 000 Kč
Povinné zákonné odvody	52 500 Kč
Jiné	
Cestovní náklady	5 000 Kč
Režijní náklady	20 000 Kč
Věcné náklady celkem	127 500 Kč

Pracovník	Úvazek	Požadováno
1	50 %	150 000 Kč
2	DPP	70 000 Kč
3	DPP	70 000 Kč
Mzdové náklady celkem		290 000 Kč

Celkový rozpočet	417 500 Kč
-------------------------	-------------------

6 Závěr

- Mělké rybníky slouží jako náhrada po zaniklých původních tůních biotopech.
- Prostorová heterogenita vodního prostředí velmi ovlivňuje organismy, které v daném prostředí žijí, hlavně z hlediska diverzity a kvality. Čím větší heterogenita prostředí, tím větší druhové zastoupení organismů.
- Horizontální migrace zooplanktonu může být podpořena nasazením piscivorních ryb, které loví potravu v okolí makrofyt, a tak by nebyl zooplankton na těchto stanovištích tolik ohrožen.
- Planktonní filtrátoři jsou velmi významnou součástí vodních ekosystémů a jejich rozvoj by měl být podporován. V současnosti je většina rybníků eutrofní až hypertrofní, kvůli vysoké produkci ryb a tím i velkému potlačení právě planktonních filtrátorů.
- Rybí predace ovlivňuje planktonní korýše z hlediska složení obsádky, ale i vývojových stádií.
- Makrofyta mohou sloužit jako úkryt před rybími predátory, ale zároveň jako místo, kde se vyskytují bezobratlí predátoři. Na některé druhy zooplanktonu mohou mít také odpuzující účinky.
- Výsledky navrženého projektu mohou objasnit, jak se zooplankton dokáže přizpůsobit změnám managementu rybníků.

7 Seznam literatury:

- Adámek Z., Helešic J., Maršálek B., Rulík M. 2010. Aplikovaná hydrobiologie. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod. 350 s.
- Adrien R., Frost T. M. 1993. Omnivory in cyclopoid copepods: Comparisons of algae and invertebrates as food for three, differently sizes species. *Journal of Plankton Research*, 15: 643–658.
- Albrecht J. 2003. Českobudějovicko. In: Mackovič P., Sedláček M. (eds.): Chráněná území ČR, svazek VIII. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR a EkoCentrum Brno. Praha. 808 s.
- Broyer J, Curtet L. 2012. Biodiversity and fish farming intensification in French fishpond systems. *Hydrobiologia*, 694: 205–218.
- Burks R. L., Jeppesen E., Lodge M. D. 2000. Macrophyte and fish chemicals suppress *Daphnia* growth and alter life-history traits. *Oikos*, 88. 139–147.
- Burks R. L. 2001. Litoral zone structures as *Daphnia* refugia against fish predators. *Limnology and Oceanography*, 46(2): 230–237.
- Burks R. L. 2002. Diel horizontal migration of zooplankton: costs and benefits of inhabiting the littoral. *Freshwater Biology*, 47: 343–365.
- Burks R. L. Mulderij G., Gross E., Jones I., Jacobsen L., Jeppesen E., Van Donk E. 2006. Center stage: The crucial role of macrophytes in regulation trophic interactions in shallow lake wetlands. In: Bobbink R., Beltman B., Verhoeven J. T. A., Whigham D. F. (eds) *Wetlands: Functioning, Biodiversity Conservation and Restoration. Ecological Studies (Analysis and Synthesis)*. Springer, 191: 37–59.
- Byers J. E., Cuddington K., Jones C. G., Talley T. S., Hastings A., Lambrinos J G., Crooks J.A., Wilson W.G. 2006. Using ecosystem engineers to restore ecological systems. *Trends in Ecology & Evolution*, 21: 493–500.
- Castro R.B., Marques S.M., Goncalves F. 2007. Habitat selection and diel distribution of the crustacean zooplankton from a shallow Mediterranean lake during the turbid and clear water phases. *Freshwater Biology*, 52: 421–433.
- Compte J., Montenegro M., Ruhí A., Gascón S., Sala J., Boix D. 2016. Microhabitat selection and diel patterns of zooplankton in a Mediterranean temporary pond. *Hydrobiologia*, 766: 201–213.
- Čítek J., Krupauer V., Kubů F. 1998. Rybníkářství. INFORMATORIUM. Praha. 306 s.
- Fernando C. H., Holčík J. 1991. Fish in reservoirs. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 76: 149–167.
- Francová K., Šumberová K., Janauer G. A., Adámek Z. 2019. Effects of fish farming on macrophytes in temperate carp ponds. *Aquaculture International*, 27: 413–436.
- Gliwicz Z. M. 1985. Predation or food limitation: an ultimate reason for extinction of planktonic cladoceran species. *Archiv für Hydrobiologie Beihefte: Ergebnisse der Limnologie*, 21: 419–430.

- Gliwicz Z. M., Rykowska A. 1992. 'Shore avoidance' in zooplankton: A predator-induced behavior or predator-induced mortality? *Journal of Plankton Research*, 14: 1331–1342.
- Gonzales Sagrario M. A., Baleseiro E. 2010. The role of macroinvertebrates and fish in regulating the provision by macrophytes of refugia for zooplankton in a warm temperate shallow lake. *Freshwater Biology*, 55: 2153–2166.
- Gonzales Sagrario M. A., Balseiro E. 2003. Indirect enhancement of large zooplankton by consumption of predacious macroinvertebrates by littoral fish. *Archiv für Hydrobiologie*, 158(4): 551–574.
- Grenouillet G., Pont D. 2001. Juvenile fishes in macrophyte beds: influence of food resources, habitat structure and body size. *Journal of Fish Biology*, 59: 939–959.
- Hartman P., Schmidt G., Pietsch C. 2015. Carp Aquaculture in Europe and Asia. In: Pietsch C., Hirsch P. (eds). *Biology and ecology of carp*. CRC Press, Boca Raton, 57–89.
- Hays G.C. 2003. A review of the adaptive significance and ecosystem consequences of zooplankton diel vertical migrations. *Hydrobiologia*, 503: 163–170.
- Hensen, V. 1887. Über die Bestimmung des Planktons oder des im Meere treibenden Materials an Pflanzen und Thieren. *Berichte der Kommission wissenschaftlichen Untersuchung der deutschen Meere in Kiel*, 5: 1–107.
- Hrbáček J. 1958. Typologie und Produktivität der Teichartigen Gewässer. *Verhandlungen des Internationalen Vereinigung für Limnologie*, 13: 394–399
- Jeppesen E., Jensen J. P., Søndergaard M., Lauridsen T. 1999. Trophic dynamics in turbid and clearwater lakes with special emphasis on the role of zooplankton for water clarity. *Hydrobiologia*, 408/409: 217–231.
- Jeppesen E., Jensen J. P., Søndergaard M., Lauridsen T. L., Pedersen L. J., Jensen L. 1997. Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. *Hydrobiologia*, 342/343: 151–164.
- Jeppesen E., Meerhoff M., Holmgren K., Gonzalez Bergonzoni I., Teixeira-de Mello F., Declerck S. A. J., Meester L., Søndergaard M., Lauridsen T. L., Bjerring R., Conde-Porcuna J. M., Mazzeo N., Iglesias C., Reizenstein M., Malmquist H. J., Liu Z., Balayla D., Lazzaro X. 2010. Impacts of climate warming on lake fish community structure and potential effects on ecosystem function. *Hydrobiologia*, 646: 73–90.
- Jeppesen E. 1998. The ecology of shallow lakes – Trophic Interactions in the Pelagial. National Environmental Research Institute. Silkeborg. NERI Technical Report, 247: 420 s.
- Kalff J. 2002. *Limnology: Inland water ecosystems*. Prentice – Hall. Upper Saddle River. 592 s.
- Kuczyńska-Kippen N. 2001. Diurnal vertical distribution of rotifers (Rotifera) in the Chara zone of Budzyńskie Lake, Poland. *Hydrobiologia*, 446/447: 195–201.
- Lampert W., Sommer U. 1997. *Limnoecology: The Ecology of Lakes and Streams*. Oxford University Press. New York. 382 s.

- Lauridsen T. L., Buenk I. 1996. Diel changes in the horizontal distribution of zooplankton in the littoral zone of two shallow eutrophic lakes. *Archiv für Hydrobiologie*, 137(2): 161–176
- Lauridsen T. L., Lodge D. M. 1996. Avoidance by *Daphnia magna* of fish and macrophytes: chemical cues and predator-mediated use of macrophyte habitat. *Limnology and Oceanography*, 41: 794–798
- Lellák J., Kubíček F. 1991. Hydrobiologie. Univerzita Karlova Praha. 260 s.
- Lewin W. C., Okun N., Mehner T. 2004. Determinants of the distribution of juvenile fish in the littoral area of a shallow lake. *Freshwater Biology*, 49: 410–442.
- Meerhoff M., Mazzeo N., Moss B., Rodríguez-Gallego L. 2003. The structuring role of free-floating versus submerged plants in a shallow subtropical lake. *Aquatic Ecology*, 37: 377–391.
- Meerhoff M., Clemente J. M., Texeira de Mello F., Iglesias C., Pedersen A. R., Jeppesen E. 2007. Can warm climate-related structure of littoral predator assemblies weaken the clear water state in shallow lakes? *Global Change Biology*, 13: 1888–1897.
- Meerhof M., Jeppesen E. 2009. Shallow lakes and ponds. *Lake Ecosystem Ecology: A Global Perspective*. 343 s.
- Mehner T., Thiel R. 1999. A Review of Predation Impact by 0+ Fish on Zooplankton in Fresh and Brackish Waters of the Temperate Northern Hemisphere. *Environmental Biology of Fishes*, 56: 169–18.
- Okun N., Mehner, T. 2005. Interactions between juvenile roach or perch and their invertebrate prey in littoral reed versus open water enclosures. *Ecology of Freshwater Fish*, 14. 150–160.
- Pechar L., Příklad I., Faina R. 2002. Hydrobiological evaluation of Třeboň fishponds in the end of the nineteenth century. In: Květ J., Jeník J., Soukupová L. (Eds): Freshwater wetland and their sustainable future. 31–61.
- Pechar L., Bastl J., Edwards K., Hais M., Kučera Z., Kropfelová 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.). Nutrient Cycling and Retention in Natural and Constructed Wetlands. Backhuys Publishers. Leiden. The Netherlands. 307–320.
- Pechar L. 2015. Století eutrofizace rybníků – synergický efekt zvyšování zátěže živinami (fosforem a dusíkem) a nárůstu rybích obsádek. *Vodní hospodářství*, 66: 1–6.
- Pechar L., Musil M., Baxa M., Petrů A., Benedová Z., Kröpfelová L., Šulcová J. 2017. Tři roky bez kapra na rybníce Rod (Třeboňsko) – aneb, jak reálná je možnost zlepšit kvalitu vody a stav rybníčního biotopu absencí obsádky kapra? Sborník referátů odborné konference. Rybářské sdružení České republiky. České Budějovice. 4. ročník: 55–59.
- Persson L., Crowder L.B. 1998. Fish-habitat interactions mediated via ontogenetic niche shifts. In: Jeppesen E., Søndergaard M., Søndergaard M., Christoffersen K. (eds) The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes. Ecological Studies (Analysis and Synthesis), Springer, 131: 3–23.

- Reynolds C. S. 1984. The ecology of freshwater phytoplankton, Freshwater Biological Association. Press Syndicate of the University of Cambridge. 396 s.
- Ringelberg J. 1999. The photobehaviour of *Daphnia* spp. as a model to explain diel vertical migration in zooplankton. *Biological Reviews*, 74: 397–423.
- Sidorowicz N., López Cazorla A. C., Murphy K. J., Sabbatini M. R., O. A. Fernandez O. A., Domaniewski J. C. J. 1998. Interaction of common carp with aquatic weeds in Argentine drainage channels. *Journal of Aquatic Plant Management*, 36: 5–10.
- Sommer U. 1996. Plankton ecology: The past two decades of progress. *Naturwissenschaften*, 83: 293–30.
- Sommer U., Adrian R., Domis L.D.S., Elser J.J., Gaedke U., Ibelings B., Jeppesen E., Lurling M., Molinero J.C., Mooij W.M., van Donk E., Winder M. 2012. Beyond the Plankton Ecology Group (PEG) Model: Mechanisms Driving Plankton Succession. *The Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 43: 429–448.
- Sommer U., Gliwicz Z.M., Lampert W., Duncan A. 1986. The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. *Archiv für Hydrobiologie*, 106(4): 433–471.
- Sukop, I. 2007. Vodní bezobratlí mikulovských rybníků. *Sborník Mendelovy Zemědělské a Lesnické Univerzity v Brně*. 55. 2: 77–84.
- Špoljar M., Dražina T., Lajtner J., Sertić M. D., Radanović I., Wallace R. L., Matulić D., Tomljanović T. 2018. Zooplankton assemblage in four temperate shallow waterbodies in association with habitat heterogeneity and alternative states. *Limnologia*, 71: 51–61.
- Špoljar M., Tomljanović T., Dražina T., Lajtner J., Štulec H., Matulić D., Fressl J. 2016. *Croatian Journal of Fisheries*, 6–13.
- Tavşanoğlu Ü. N., Cakiroglu A. I., Erdoğan S., Meerhoff M., Jeppesen E., Beklioglu M. 2012. Sediment, not plants, offer the preferred refuge for *Daphnia* against fish predation in Mediterranean shallow lakes: an experimental demonstration. *Freshwater Biology*, 57: 795–802.
- Trochine C., Modenutti B. E., Balseiro E. G. 2009. Chemical signals and habitat selection by three zooplankters in Andean Patagonian ponds. *Freshwater Biology*, 54: 480–494.
- Urabe J. 1990. Stable horizontal variation in the zooplankton community structure of a reservoir maintained by predation and competition. *Limnology and Oceanography*, 35(8): 1703–1717.
- Van den Bosch F., Santer B. 1993. Canibalism in *Cyclops abyssorum*. *Oikos*. 67: 19–28.
- Van Gool E., Ringelberg J. 2002. Relationship between fish kairomone concentration in a lake and phototactic swimming by *Daphnia*. *Journal of Plankton Research*, 24: 713–721.
- Vrba J., Benedová Z., Jezberová J., Matoušů A., Musil M., Nedoma J., Pechar L., Potužák J., Řeháková K., Šimek K., Šorf M., Zemanová J. 2018. Nevstoupíš dvakrát do téhož rybníka – předběžná zpráva o stavu dnešních hypertrofních rybníčních ekosystémů. *Vodní hospodářství*, 68: 1–5.

Wetzel R.G. 1983. Limnology. 2nd Edition, Saunders College Publishing, Philadelphia. 858 s.

Zemanová J., Šorf M., Hejzlar J., Šorfová V., Vrba J. 2020. Planktivorous fish positively select Daphnia bearing advanced embryos. *Marine and Freshwater Research*, 71: 505–511.

Online zdroje:

1 – Ministerstvo životního prostředí [online]. [cit.10.7.2020].

Dostupné z: https://www.mzp.cz/cz/rybnik_definice

2 – Google maps [online]. [cit. 15.11.2020].

Dostupné z: <https://www.google.com/maps/search/rod/@49.1223084,14.7426316,16.33z>

3 – Google maps [online]. [cit. 15.11.2020].

Dostupné z:

<https://www.google.com/maps/search/rod/@49.1217954,14.7457744,780m/data=!3m1!1e3>