

**Univerzita Karlova
Přírodovědecká fakulta**

Studijní program: Biologie
Studijní obor: BBI



Barbora Lahovská

Faktory určující diverzitu společenstva zooplanktonu ve vodách rašelinišť
Factors determining diversity of zooplankton communities in peatbog waters

Bakalářská práce

Vedoucí práce:
RNDr. Veronika Sacherová, Ph.D.

Praha, 2025

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze dne 28. 4. 2025

Barbora Lahovská

Poděkování

Na tomto místě bych chtěla poděkovat své školitelce RNDr. Veronice Sacherové, Ph.D. za pomoc při psaní této práce. Velmi si vážím nejen její pomoci při hledání literatury a cenných rad při psaní práce, ale také ochotného a vřelého přístupu. Osobně si nedovedu lepší přístup a práci školitele představit. Děkuji také své rodině a přátelům za podporu a motivaci při studiu, bez které by následující řádky nikdy nevznikly.

Abstrakt

Rašeliniště jsou mokřadní ekosystémy vyznačující se řadou specifických podmínek, které vytvářejí velmi unikátní a často extrémní prostředí. Tyto podmínky vedou k výjimečnému složení zde žijících rostlin i živočichů, včetně populací zooplanktonu, který obývá rašelinné vody a tvoří zde důležitou součást ekosystému. Počet druhů i celková abundance populací nejvýraznějších skupin zooplanktonu (Cladocera, Copepoda, Rotifera) je ovlivněn několika zásadními faktory prostředí. Mezi tyto faktory, které výrazně ovlivňují složení společenstev, patří zejména hodnota pH, trofie a koncentrace rozpuštěného kyslíku ve vodách rašelinišť. Součástí ekologického kontextu zooplanktonu rašelinných vod je také problematika disperze a kolonizace zooplanktonu na nových stanovištích. Poznatky o znovuoobnovování populací zooplanktonu jsou zvláště důležité pro úspěšnou revitalizaci rašelinišť, která v posledních letech probíhá.

Klíčová slova

rašeliniště, pH, trofie, koncentrace kyslíku, zooplankton, revitalizace

Abstract

Peat bogs are wetland ecosystems characterized by specific conditions that create a unique and often extreme environment. These conditions lead to a distinctive composition of plants and animals, including populations of zooplankton, which inhabit the peat waters and form an important part of the ecosystem. The number of species and the abundance of the major zooplankton groups (Cladocera, Copepoda, Rotifera) are influenced by several environmental factors. Among the factors that significantly determine population composition are the pH value, trophic status, and the concentration of dissolved oxygen in the waters of peat bogs. An important aspect of the ecological context of zooplankton in peat waters is also the issue of dispersal and colonization of zooplankton in new habitats. Knowledge of zooplankton recolonization is especially important for the successful revitalization of peat bogs, which has been taking place in recent years.

Key words

peat bog, pH, trophic level, oxygen concentration, zooplankton, revitalization

Obsah

1	Úvod	1
2	Charakteristika rašelinišť	2
2.1	Typy rašelinišť	2
2.1.1	Minerogenní slatiniště.....	3
2.1.2	Ombrogenní vrchoviště	4
2.2	Chemismus vody	6
2.2.1	Konduktivita vody a pH.....	6
2.2.2	Huminové látky	6
2.2.3	Rozpuštěné kovy.....	7
2.2.4	Hloubka a koncentrace kyslíku	8
2.2.5	Obsah dusíku a fosforu	8
2.3	Trofické úrovně a potravní síť	9
2.3.1	Fytoplankton	10
2.3.2	Zooplankton	11
3	Faktory prostředí ovlivňující zooplankton	12
3.1	pH vody	12
3.1.1	Cladocera	12
3.1.1.1	Obsah vápníku	14
3.1.2	Copepoda	15
3.1.3	Rotifera	15
3.2	Trofie	17
3.2.1	Cladocera	18
3.2.2	Copepoda	19
3.2.3	Rotifera	20
3.3	Koncentrace kyslíku	21
3.3.1	Cladocera	21
3.3.2	Copepoda	22
3.3.3	Rotifera	23
3.4	Asociace s rostlinami v rašeliništích	23
4	Kolonizace nových prostředí	24
4.1	Životní cyklus a disperze zooplanktonu.....	24
4.2	Osídlování revitalizovaných vrchovišť.....	25
5	Závěr	27
6	Seznam použité literatury	29

1 Úvod

Rašeliniště jsou specifické mokřadní ekosystémy, které pokrývají zhruba 3 miliony km² pevniny na Zemi (Dick et al. 2016). Tyto habitaty se vyznačují celou řadou specifických podmínek, které formují unikátní prostředí pro populace rostlin i živočichů, včetně společenstev zooplanktonu. Zooplankton obecně rychle reaguje na změny podmínek prostředí. Přítomnost určitých druhů a hustota populací mohou pak sloužit jako dobré bioindikátory stavu daného habitatu. Nicméně struktura a dynamika společenstev zooplanktonu je popsána převážně v jezerních ekosystémech a zooplanktonu rašelinišť se v literatuře věnuje málo pozornosti. Přitom rašeliniště patří mezi nejrychleji mizící ekosystémy v Evropě (Bielańska-Grajner et al. 2017) a jsou předmětem mnoha revitalizačních programů současné doby (Bufková et al. 2010). Porozumění tomu, jak jednotlivé abiotické i biotické faktory ovlivňují složení populací zooplanktonu je tedy důležité nejen kvůli tomu, že nám umožňuje komplexněji pochopit fungování těchto výjimečných ekosystémů, ale také přispívá k jejich ochraně a efektivní revitalizaci.

Rašelinné ekosystémy mohou obsahovat celou škálu habitatů, které se vzájemně liší v mnoha ohledech, proto prvním cílem práce je shrnout jednotlivé typy rašelinišť a konkrétně vymezit, kterým rašeliništěm se bude práce věnovat. V rámci této úvodní kapitoly se také věnuji podrobnějšímu popisu rašelinných vod, do kterého spadá charakteristika chemismu vody a shrnutí jednotlivých skupin organismů, které se zde vyskytují.

Hlavním cílem práce je zvážit zásadní faktory, které ovlivňují složení společenstev zooplanktonu (Cladocera, Copepoda, Rotifera) v rašelinných vodách a v kontextu těchto souvislostí postupně představit druhy, které se v těchto habitatech vyskytují. Lze předpokládat, že v rašelinných vodách bude žít obecně mnoho oportunistických druhů, ale specifické podmínky rašelinišť pravděpodobně také povedou k výskytu mnoha specialistů. Dalším z cílů práce bude tedy také posoudit, které z těchto skupin budou v tomto prostředí převládat. Charakteristických vlastností rašelinných ekosystémů je mnoho a vzájemně se ovlivňují. Proto jsem tuto podkapitulu rozdělila do tří hlavních celků popisujících faktory prostředí, které, dle mého názoru, pokrývají širší škálu informací a jsou pro charakteristiku daného prostředí nejdůležitější. Mezi tyto hlavní faktory patří hodnota pH, trofie a koncentrace rozpuštěného kyslíku ve vodě. Okrajově se také věnuji asociaci určitých druhů zooplanktonu s rostlinami rostoucími v rašeliništích. Informace v těchto kapitolách jsou výsledkem literatury věnující se zooplanktonu jak v rašeliništích, tak i v jiných vodních ekosystémech, aby poznatky o jednotlivých druzích byly co nejkomplexnější. Poslední část práce má za cíl shrnout možnosti disperze zooplanktonu a kolonizace nových habitatů. Obnovení populací zooplanktonu v rašeliništích je nezbytnou součástí jejich úspěšné obnovy, přesto výzkumy, které se tímto tématem zabývají, zřídka obsahují poznatky o zooplanktonních společenstvech. Poslední kapitola tedy zároveň slouží jako úvod do problematiky, které bych se chtěla věnovat v rámci své diplomové práce.

2 Charakteristika rašelinišť

Rašeliniště vznikají na permanentně zamokřených stanovištích, kde se hladina podzemní vody trvale vyskytuje blízko povrchu. Tento stav trvá po většinu roku, takže všechny dominující organizmy jsou dobře přizpůsobeny těmto podmínkám (Gosselink & Mitsch 2000). Odumřelé organizmy, především rostlinný materiál, se hromadí na povrchu, kde je postupně pohřbíván novými vrstvami opadu pod vodní hladinu. Bez přístupu kyslíku se pak proces rozkladu organické hmoty výrazně zpomalí. Vzniká tak vrstva částečně rozložených zbytků nadzemních i podzemních částí přítomných rostlin – tzv. rašelina, která může dosahovat až několika metrů (Rydin & Jeglum 2013).

Kvůli nahromaděné vrstvě organické hmoty hrají rašeliniště důležitou roli v globálním cyklu uhlíku v přírodě. Při běžném přístupu kyslíku je organická hmota rozložena aerobními mikrobiálními společenstvy a uhlík fixovaný v biomase se v podobě CO₂ vrací do atmosféry. V rašeliništích, kde nastávají téměř anoxické podmínky, je rozklad značně omezen. Část organické hmoty je za vzniku metanu (CH₄) rozkládána díky anaerobním metanogenním bakteriím (Bräuer et al. 2020). Většina však zůstává zakonzervována v rašelině a rašeliniště pak tvoří 25–30 % celkových zásob uhlíku v ekosystému (Baird et al. 2009). Pokud by došlo k vysušení rašeliny, dojde k rychlému rozkladu organické hmoty a masivnímu uvolnění CO₂ do atmosféry. Zvýšení koncentrace CO₂ má pak vlivem skleníkového efektu dopad na globální oteplování Země.

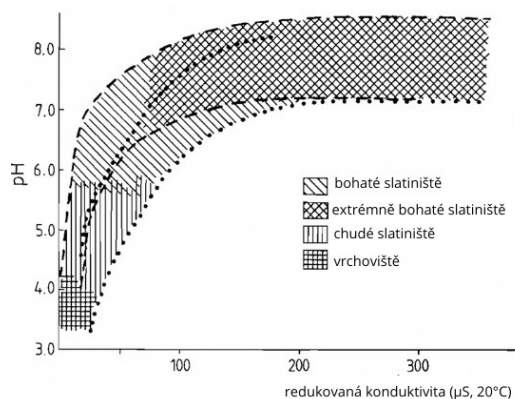
2.1 Typy rašelinišť

Slovo rašeliniště se spojeno s mechem rašeliníkem (*Sphagnum*), charakteristika rašeliniště však rozhodně není podmíněná jeho přítomností. Rozlišujeme hned několik typů rašelinišť, které se svou flórou i faunou výrazně liší a mechy rodu *Sphagnum* zde nemusí růst vůbec. Terminologie i způsob rozdělení kategorií rašelinišť se v literatuře může rozcházet, avšak základní typy rašelinišť se obecně dělí podle způsobu jejich zásobení vodou. Rozlišujeme ombrogenní rašeliniště (vrchoviště), která jsou zásobena vodou ze srážek, a minerogenní rašeliniště (slatiniště), která jsou zásobena vodou podzemní (Gosselink & Mitsch 2000, Wheeler & Proctor 2000, Rydin & Jeglum 2013, Lindsay 2016). Pojmy ombrotrofní a minerotrofní pak odkazují na způsob přísunu živin (Weber, 1902 cit. dle Lindsay, 2016). Ombrotrofní rašeliniště získávají živiny ze srážkové vody, která je na minerály a úživné látky velmi chudá. Oproti tomu minerotrofní rašeliniště jsou zásobena vodou bohatší na rozpuštěné minerály, což tvoří úživnější prostředí pro přítomné organizmy (Rydin & Jeglum, 2013). Rašeliniště mohou podle dostupnosti živin přecházet od oligotrofních přes mezotrofní až po eutrofní ekosystémy (Wheeler & Proctor 2000). Mezi ombrogenními a minerogenními rašeliništi existují různé přechodné oblasti. Typ zásobení vodou ani výskyt určitých druhů rostlin tedy nemusí být spolehlivým indikátorem. Modernější literatura se při definování slatiniště a vrchoviště soustředí zpravidla na hodnoty pH a dále je dělí na základě koncentrace Ca²⁺ a dostupnosti živin jako je dusík (N) a fosfor (P) (Wheeler & Proctor, 2000).

2.1.1 Minerogenní slatiniště

Prostředí ve slatiništích má díky podzemní vodě vyšší pH a je bohatší na živiny. Takové podmínky tvoří dobré prostředí pro růst rostlin a také napomáhají k vyšší mikrobiální aktivitě (rozkladu), proto zde vrstva rašeliny není tak hluboká (−1 m až −2 m) (Chytrý et al. 2010). To, že voda není oproti ombrogenním rašeliništím tolik kyselá, je způsobeno chemickou reakcí uhličitánů v horninách, které se do vody vyplavují za vzniku hydrogenuhličitanového aniontu (HCO_3^-) a kationtů, jako je Ca^{2+} . Přebytek hydrogenuhličitanových aniontů ve vodě pak reaguje s volnými H^+ v prostředí a neutralizuje je, čímž klesá acidita rašeliniště (Rydin & Jeglum 2013). Pokud ve vodě bohaté na Ca^{2+} a HCO_3^- dojde k vyčerpání CO_2 (vlivem vyšší teploty, fotosyntézy rostlin či provzdušňování rychle tekoucí vody), pH se zvýší a část HCO_3^- se přemění na CO_3^{2-} , který se opětovně sráží na CaCO_3 ve formě tzv. pěnovců (Chytrý et al. 2010, Rydin & Jeglum 2013).

Slatiniště přecházejí od zásaditých vápnitých slatinišť po nevápnitá slatiniště až po přechodná rašeliniště, která se postupně mohou stát kyselými vrchovišti (Rydin & Jeglum 2013, Lindsay 2018). Tento vývoj rašelinišť je často popisován jako tzv. *poor-rich* gradient (viz Obrázek 1), který je vyjadřován jako vztah pH a konduktivity vody (úměrné obsahu minerálních látek, viz kap.2.2.1) (Malmer 1986, Vitt 1994, Rydin & Jeglum 2013). *Poor-rich* gradient znázorňuje, jak s klesajícím pH a konduktivitou vody bohatá a extrémně bohatá slatiniště přecházejí postupně k chudým slatiništím až k vrchovištím (viz Obrázek 1).



Obrázek 1: *Poor-rich* gradient rašeliniště vyjádřen jako vztah pH a obsahu iontů (redukována konduktivita), převzato a upraveno z Malmer (1986).

Nevápnitá slatiniště jsou chudá na množství kationtů a na počet zde rostoucích druhů rostlin, a proto jsou často označovány termínem chudá slatiniště (*poor fens*) (Malmer 1986, Rydin & Jeglum 2013). Jejich pH se pohybuje kolem 4–5,5 (Rydin & Jeglum, 2013; Vitt, 1994). Druhově hojnější jsou pak slatiniště vápnitá (*rich fens*, bohatá slatiniště), kde dochází k větší diverzifikaci druhů (Vitt 1994, Bridgham et al. 1996, Rydin & Jeglum 2013). Hodnota pH vápnitých slatinišť se pohybuje kolem 5,5–7 (Rydin & Jeglum, 2013; Vitt, 1994). Slatiniště při vyšších hodnotách pH (7–8,5) můžeme dále vyčlenit termínem extrémně bohatá zásaditá slatiniště (*extremely rich fens*) (Bridgham et al., 1996).

V minerogenních slatiništích můžeme najít převážně rostlinná společenstva adaptovaná na vyšší obsah vápníku. U bohatých vápnatých slatinišť je mechové patro tvořeno převážně tzv. hnědými mechy např. rodu *Calliergon*, *Campyllum*, *Scorpidium* a *Tomentypnum*, které zastupují ekologickou niku rašeliníků (Vitt 1994, Chytrý et al. 2010, Rydin & Jeglum 2013). Nevápnitá chudá slatiniště tvoří výrazné mechové patro se stálou převahou hnědých mechů, nižší hladina vápníku však už ale umožňuje výskyt i některým kalcitotolerantním mezotrofním druhům rašeliníků jako je např. *Sphagnum warnstorffii*, *S. contortum*, *S. subnitens*, *S. subsecundum* a *S. teres* (Chytrý et al. 2010). V bylinném patře slatinišť převažují druhy ostřic (*Carex*), suchopýrů (*Eriophorum*) a skřipin (*Scirpus*), stromové patro většinou zcela chybí (Vitt 1994, Chytrý et al. 2010, Rydin & Jeglum 2013).

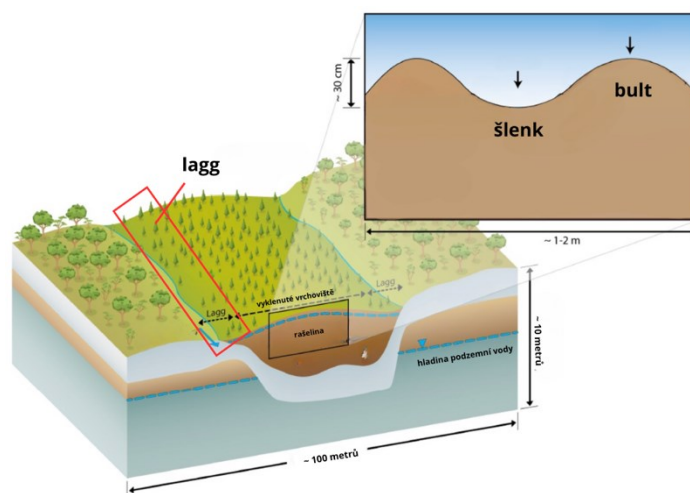
Kromě chemismu vody se dají slatiniště rozlišovat z hlediska hydrotopografie na limnogenní, topogenní a soligenní (Lindsay 2018). Limnogenní slatiniště nalezneme na okrajích jezer či pomalu tekoucích toků. Topogenní slatiniště jsou typická pro sníženiny či rovné povrchy, které jsou zásobovány stagnující podzemní vodou. Soligenní slatiniště se naopak často nacházejí tam, kde voda proudí skrz povrchové vrstvy slatiniště. Můžeme je najít např. ve svažitém terénu či u pramenů. Z tohoto důvodu jsou pak někdy označovány termínem prameniště a často také bývají spojována s tvorbou pěnoveců (Bridgham et al., 1996; Chytrý et al., 2010).

2.1.2 Ombrogenní vrchoviště

Vrstva rašeliny zcela odděluje povrch rašeliníště od podzemní vody, vrchoviště jsou tedy zásobena pouze (na minerály chudou) kyselou srážkovou vodou (přibližná hodnota pH dešťové vody je 5,6 (Charlson & Rodhe 1982)). Hodnota pH ve vrchovišti je nízká, pohybuje se kolem 3,5–4 (Vitt 1994, Rydin & Jeglum 2013). Vrchoviště se dají rozdělit na několik typů v závislosti na jejich topografii. Mezi nejčastější druhy vrchovišť patří vyklenutá vrchoviště (*raised bogs*) (viz Obrázek 2). Taková vrchoviště tvoří typický vyklenutý povrch (vrch – odtud název vrchoviště). To je způsobeno vrstvou rašeliny, která se nahromadí do takové míry, že převyšuje úroveň okolního terénu (Chytrý et al. 2010). Centrální část vrchoviště je obklopena obvodovou zónou – tzv. lagg (viz Obrázek 2). Lagg vrchoviště je někdy označován jako přechodné rašeliníště, jelikož mocnost rašeliny je na obvodu menší a srážková voda se ještě může mísit s vodou podzemní (Chytrý et al. 2010). Povrch vrchovišť může být členěn do tzv. bultů (*hummocks*), malých sušších vyvýšenin porostu. Bulky jsou pak obklopeny zatopenými porosty rašeliníků tzv. šlenky (*hollows*) (viz Obrázek 3), či zde mohou vznikat malá rašelinná jezírka (Vitt 1994, Chytrý et al. 2010). Kromě vyklenutých vrchovišť se lze v literatuře setkat také s tzv. pokryvnými vrchovišti (*blanket bogs*). Vznikají zpravidla v místech, kde je četnost srážek tak vysoká, že ombrotrofní vegetace se rozprostírá po velké ploše. Vzniká zde tak tenčí, ale rozlehlá vrstva rašeliny. Taková rašeliníště jsou typická např. ve Velké Británii a Irsku a dále také v Severní Americe nebo Kanadě (Rydin & Jeglum, 2013).



Obrázek 3: Reálná podoba bultů a šlenků.
Autor fotografie: Clara Guides, převzato z <https://www.clarabognaturereserve.ie/>



Obrázek 2: Schématický model vyklenutého vrchoviště (*raised bog*). Červený rámeček označuje okrajovou zónu (lagg), zvětšený výřez znázorňuje členění povrchu vrchoviště do bultů a šlenků. Převzato a upraveno z Shi et al. (2015)

Ve vrchovištích zcela převažují oligotrofní druhy rašeliníků, jako je např. *Sphagnum magellanicum*, *S. papillosum*, *S. rubellum*, *S. russowii* a *S. fuscum* (Chytrý et al. 2010). Mezi rašeliníky můžeme najít několik málo druhů zmíněných šáchorovitých trsnatých travin, případně populace rostlin jako je např. *Drosera rotundifolia* (Strobl et al. 2018), celkově však bylinné patro není z hlediska biomasy příliš výrazné. Podle výskytu stromového patra se vrchoviště dají rozlišit na nezalesněná otevřená vrchoviště (*open bogs*) a vrchoviště s výskytem jehličnanů (Chytrý et al. 2010, Rydin & Jeglum 2013). V otevřených vrchovištích se tedy stromy zpravidla nevyskytují, můžeme zde ale najít druhy drobných keřů jako je *Betula nana*, *Calluna vulgaris*, *Empetrum nigrum* (Chytrý et al. 2010, Rydin & Jeglum 2013). Ve vrchovištích s výskytem jehličnanů se můžeme často setkat s druhy jako je např. *Pinus uncinata* var. *rotundata* (Kučerová et al. 2010) či *Pinus sylvestris* (Rydin & Jeglum 2013). Dále zde roste také například druh *Pinus mugo*, který najdeme převážně v horách a vyšších polohách (Chytrý et al. 2010). Dalším druhem je také např. *Picea mariana*, která obývá vrchoviště v Severní Americe (Vitt 1994). Vrchoviště s výskytem jehličnanů se často vyskytují v mozaice společně s otevřenými vrchovišti, případně je nalezneme v přechodné zóně s rašelinnými smrččinami (Chytrý et al. 2010).

Tato práce se bude zabývat zooplanktonem, který žije v přírodních i revitalizovaných vrchovištních jezírkách a vodních plochách v těchto rašeliništích. Budou to tedy habitaty s dominancí mechu *Sphagnum*, které se vyznačují nízkým pH, nízkou koncentrací kyslíku, nízkou koncentrací živin a vysokým podílem huminových látek. V následujícím textu jsou tyto habitaty dále označovány slovy „vrchoviště/vrchovištní vody“ nebo jen „rašeliniště/rašelinné vody“.

2.2 Chemizmus vody

2.2.1 Konduktivita vody a pH

Jeden z hlavních důvodů kyselosti vrchovištních vod je přibývající vrstva rašeliny, která způsobuje stále menší kontakt rašeliniště s podzemní vodou. Vrchoviště jsou pak zásobována pouze vodou ze srážek. Ve vodě vrchovišť pak klesá obsah vápníku a okyseluje se, jelikož koncentrace HCO_3^- ve vodě se postupně snižuje a nestačí neutralizovat volné H^+ . Pokud hladina vápníku klesne, v rašeliništi se začnou objevovat rašeliníky, které vyšší obsah vápníku obecně nesou (Vicherová et al. 2015). Rašeliníky jsou pak dalším faktorem, který prostředí okyseluje, jelikož absorbují zásadité kationty a na oplátku uvolňují H^+ do okolí. Rašeliníky mají téměř stejnou schopnost iontové výměny jako jiné druhy mechů (Rydin & Jeglum, 2013). Zásadní je však to, že rostou poměrně rychle a kontinuálně a organická hmota, která vyměňuje kationty, rychle přibývá. Proto pokud rašeliníky v prostředí začnou dominovat, dochází k výraznému okyselení prostředí (Bridgham et al., 1996; Rydin & Jeglum, 2013).

S hodnotou pH pak souvisí i další důležitý faktor charakterizující vrchovištní vody – konduktivita. Konduktivita zjednodušeně vyjadřuje schopnost daného prostředí vést elektrický proud, tedy nepřímo odkazuje na množství obsažených iontů (elektrolytů). Konduktivita sladké vody zpravidla vyjadřuje obsah iontů jako je Ca^{2+} , Mg^{2+} a HCO_3^- . V literatuře je převážně uváděna hodnota redukované konduktivity, která nezahrnuje vodivost iontů H^+ a vychází pouze z vodivosti přítomných rozpuštěných minerálních látek (Malmer 1986). Konduktivita rašelinišť se liší dle typu rašeliniště, obecně se pohybuje v rozmezí zhruba kolem $100\text{--}300 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Malmer 1986, Lanka et al. 2024), v kyselých vrchovištích může nabývat i hodnot výrazně menší než $100 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Higgins et al. 2007, Quiroga et al. 2013, Aksenova et al. 2021, Semenova & Napreenko 2023)

2.2.2 Huminové látky

Velké množství nahromaděné organické hmoty je obrovským substrátem pro mikrobiální společenstva, která hmotu pozvolna rozkládají za vzniku huminových látek. Vysoká koncentrace huminových látek pak dává vodám v rašeliništích charakteristickou hnědou barvu. Hnědou vodu můžeme také pozorovat v jezerech s rašelinnými okraji, ze kterých se huminové látky vyplavují do jezerní vody. Taková jezera pak označujeme termínem dystrofní (Jones 1992).

Zkratka DOM¹ vyjadřuje celkové množství rozpuštěné organické hmoty ve vodě (Rydin & Jeglum 2013, Krumins & Klavins 2022). Podmnožinou DOM je hodnota DOC², která vyjadřuje množství rozpuštěného organického uhlíku ve vodě (Orru et al. 2011, Rydin & Jeglum 2013). Množství DOC kolísá s hodnotou pH, kdy při nižším pH dochází k větší akumulaci huminových látek kvůli tomu, že rozpustnost huminových látek je menší ve vodě s vysokou aciditou (Rydin & Jeglum 2013). Obecně

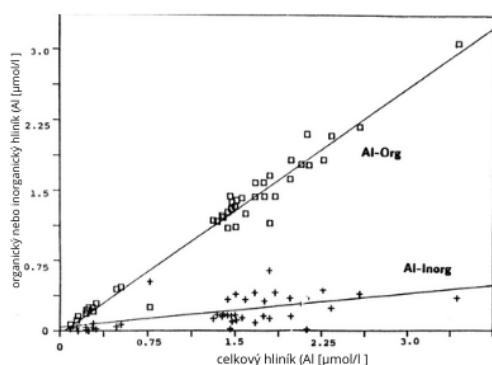
¹ DOM – *dissolved organic matter* (rozpuštěná organická hmota)

² DOC – *dissolved organic carbon* (rozpuštěný organický uhlík)

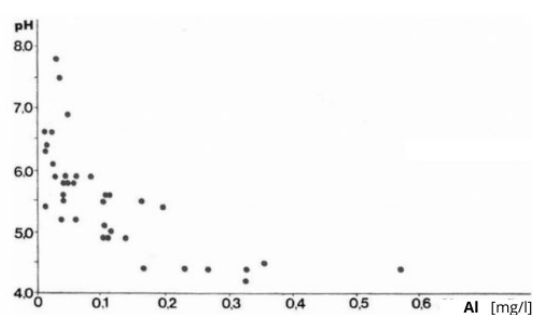
se huminové látky podle rozpustnosti ve vodě dají rozdělit do 3 skupin na : nerozpustné huminy, fulvové kyseliny, které jsou rozpustné při všech pH, a huminové kyseliny, které jsou nerozpustné při $\text{pH} < 2$ (Jones 1992, Orru et al. 2011, Krumins & Klavins 2022). Množství konzervované organické hmoty a koncentrace huminových látek varíují podle typu rašeliníště. Dle dat Moore (2003) se průměrná hodnota DOC v rašeliníštích pohybuje mezi $20\text{--}40 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. V obzvláště kyselých vrchovištích může dosahovat hodnot až okolo $65 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Helmer et al. 1990).

2.2.3 Rozpuštěné kovy

Při nízkém pH se do vody vymývají rozpuštěné kovy, jako je např. Al a Fe. Hliník se ve vodě vyskytuje volně ve formě Al^{3+} , popř. tvoří sloučeniny s anorganickými ligandy za vzniku hydroxidů (AlOH^{2+} , $\text{Al}(\text{OH})_2^+$, $\text{Al}(\text{OH})_4^-$), sulfátů (AlSO_4^{2+}) a fluoridů (AlF^{2+} , AlF_2^+) (Helmer et al. 1990). Hliník ve formě hydroxidů a volných Al^{3+} bývá pro organizmy vysoce toxický (Helmer et al. 1990). To je důvod, proč při znečištění a následné acidifikaci jezer dochází k masovému vymírání populací ryb a dalších organismů (Almer & Dickson 2021). V rašeliníštích je, navzdory nízkému pH, toxicita vody vlivem rozpuštěných kovů snížena. To je způsobeno právě vysokým obsahem DOC. Organické molekuly mají silnou afinitu k hliníkovým iontům, ve vodě tak vznikají stabilní organické komplexy s navázaným hliníkem. Tím se omezí výskyt toxických Al^{3+} ve vodě. V rašeliníšti, kde má voda nízké pH a vysoký podíl DOC ($\approx 50 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$), je 80–90 % rozpuštěného Al vázáno v komplexech s organickou hmotou (viz Obrázek 5) (Helmer et al. 1990). Oproti tomu v běžných sladkovodních jezerech je při stejné nízké hodnotě pH jako v rašeliníšti mnohem více rozpuštěného hliníku, jehož množství se zvyšuje s klesajícím pH (viz Obrázek 4).



Obrázek 5: Znázornění množství organických molekul s navázaným hliníkem (Al-Org) vůči anorganickým molekulám s navázaným hliníkem (Al-Inorg) ve vodách rašeliníšť. Al-Org tvoří dominantní frakci celkového rozpuštěného Al ($\approx 88 \%$). Převzato a upraveno podle Helmer et al. (1990).



Obrázek 4: Vztah mezi pH a rozpustností hliníku ve vodě sladkovodních jezer. Rozpustnost hliníku se zvyšuje s klesajícím pH. Převzato a upraveno z Dickson (1975), dle Almer & Dickson (2021).

2.2.4 Hloubka a koncentrace kyslíku

Ve vodě vrchovištních jezírek je obecně malá koncentrace rozpuštěného kyslíku (Vad et al. 2013). Hodnota rozpuštěného kyslíku je určena rovnováhou mezi spotřebou kyslíku při metabolických procesech organismů ve vodě a rozpouštěním kyslíku do vody z atmosféry (Dick et al. 2016). Voda ve vrchovištních jezírkách je stojatá, takže kyslík se do ní rozpouští velmi pomalu. Přítomný kyslík je navíc z velké části zkonsumovaný bakteriální respirací, která zpracovává vysokou koncentraci DOM (Vad et al. 2013, Rydin & Jeglum 2013). Rašelinná jezírka nabývají hloubky obvykle do 2,5 m a průměrná hodnota rozpuštěného kyslíku se pohybuje kolem $10 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Higgins et al. 2007, Bielańska-Grajner et al. 2011, González Garraza et al. 2012, Arsenault et al. 2018). Obsah rozpuštěného kyslíku ve vodě klesá s přibývajícím hloubkou (Karpowicz et al. 2020). Největší podíl rozpuštěného kyslíku je tedy hned při hladině rašelinných vod (Vad et al. 2013), v dolních částech v závislosti na hloubce pak mohou nastat podmínky hypoxie až anoxie (Rydin & Jeglum 2013, Karpowicz et al. 2020). Jako hypoxické podmínky jsou označovány hodnoty rozpuštěného kyslíku menší než $2 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, anoxickými podmínkami pak rozumíme úplnou absenci kyslíku (Roman et al. 1993, Doubek et al. 2018). Nicméně jelikož existuje více typů rašelinišť (viz kap. 2.1), nelze přesně určit průměrnou hloubku a s ní korelující hodnotu rozpuštěného kyslíku a je vždy potřeba přihlídnout ke konkrétním abiotickým faktorům daného místa. Mikrobiální činnost a s ní korelující hodnota rozpuštěného kyslíku ve vodě navíc sezónně kolísá (Doubek et al. 2018). Nejmenší obsah rozpuštěného kyslíku má rašeliniště během zimní sezóny (Klimaszyk Piotrand & Kuczyńska-Kippen 2006). Během jara a léta koncentrace rozpuštěného kyslíku stoupá díky primární produkci fytoplanktonu. Nicméně s postupem vegetační sezóny je voda teplejší a rostoucí rostliny produkují více organické hmoty, která se ukládá do rašeliniště. Oba tyto faktory přispívají k nárůstu mikrobiální aktivity, se kterou roste i spotřeba kyslíku ve vodě (Doubek et al. 2018). Hodnota rozpuštěného kyslíku ve vodě také kolísá v rámci 24 hodin. Během dne se hodnota rozpuštěného kyslíku ve vodě zvyšuje díky fotosyntéze fytoplanktonu, a naopak během noci se zase snižuje vlivem aerobní respirace (Karpowicz et al. 2020).

2.2.5 Obsah dusíku a fosforu

Voda ve vrchovištích má obvykle oligotrofní charakter, jelikož živiny (dusík a fosfor), uložené v rozkládající se organické hmotě, se do vody uvolňují velmi pomalu. Dusík uložený v tělech rozkládajících se organismů se díky činnosti heterotrofních bakterií redukuje na amoniak (NH_4^+) (Rydin & Jeglum 2013). Za normálních podmínek (přístupu vzduchu) by také docházelo k nitrifikaci, kdy aerobní bakterie přemění NH_4^+ na NO_2^- a NO_3^- . V anoxických podmínkách rašeliniště k nitrifikaci však dochází pouze omezeně, a rostliny tak čerpají N převážně ve formě NH_4^+ (Rydin & Jeglum 2013).

Fosfor se do ekosystému uvolňuje převážně z půd v podloží. Ve vrchovištích, kde je povrch postupně oddělován od kontaktu s půdou, je pak množství celkového fosforu nízké (Rydin & Jeglum 2013). Dostupnost fosforu pro rostliny je navíc ovlivněna redoxním potenciálem vody. Při vysokém pH se ve vodě srážejí krystalické minerální fosfáty. V rašelinných vodách je tak fosfor často vázán na

sloučeniny Fe a Al nebo na organickou hmotu, což snižuje jeho dostupnost pro rostliny (Bridgham et al. 1996, Wheeler & Proctor 2000). Dle Nieminen et al. (2021) se obsah celkového dusíku v rašeliništích pohybuje kolem $394 (\pm 145) \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ a obsah celkového fosforu kolem $11 (\pm 6) \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. Pro srovnání, obsah celkového dusíku v eutrofních rybnících v jižních Čechách činí okolo $2000 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, obsah celkového fosforu okolo $150\text{--}300 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ (Kajgrová et al. 2024).

Obsah živin v rašelinných jezírkách, stejně jako obsah kyslíku, sezónně kolísá. Na začátku vegetačního období dochází k poklesu koncentrací živin ve vodě, jelikož jsou více čerpány přítomnými fotosyntetizujícími organizmy. Oproti tomu stoupá koncentrace DOC ve vodě, jelikož se díky přísunu nové organické hmoty zvyšuje mikrobiální činnost (Arsenault et al. 2018).

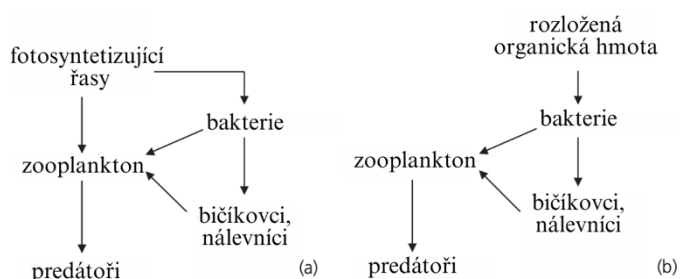
2.3 Trofické úrovně a potravní síť

Potravní sítě ve vodních ekosystémech se skládají ze dvou hlavních částí. První z nich je klasický potravní řetězec, postupující podle jednotlivých trofických úrovní. Fytoplankton a mikrozooplankton (nálevníci, bičíkovci, krytenky) je konzumován metazooplanktonem (perloočky, klanonožci, vířníci), který slouží jako potrava pro větší živočichy (bezobratlý hmyz, obojživelníci, ryby). Druhou část potravní sítě tvoří mikrobiální smyčka. Mikrobiální smyčka je obrat, který popisuje návrat uhlíku a živin do potravního řetězce díky činnosti mikrobů (Gilbert et al. 1998). Mikrobi rozkládající organickou hmotu jsou konzumováni vyššími trofickými úrovněmi. Rozložená organická hmota, která by jinak byla „ztracená“, se tak navrácí zpět do oběhu energie (viz Obrázek 6) (Jones 1992, Gilbert et al. 1998, Niedźwiecki et al. 2017).

Původ uhlíku, který je obsažen v rozkládající se organické hmotě, lze rozlišit na autochtonní a allochtonní. Autochtonní uhlík je výsledkem převážně primární produkce fytoplanktonu a vzniká přímo v místě daného ekosystému. Allochtonní uhlík je naopak do ekosystému transportován před/během procesu dekompozice (Jones 1992). V meso-eutrofních ekosystémech je potravní síť závislá převážně na produkci fytoplanktonu, který slouží jako potrava pro další trofické úrovně. Skrz klasickou trofickou potravní síť i mikrobiální smyčku tedy běží uhlík autochtonního původu (viz Obrázek 6(a)). Rozložená organická hmota, která se vrací mikrobiální smyčkou, pochází převážně z fytoplanktonní exkrece, mrtvých buněk fytoplanktonu, nebo ze zbytků fytoplanktonu po konzumaci zooplanktonem (Jones 1992, Gilbert et al. 1998).

V oligotrofních vrchovištích je však primární produkce značně limitována. Hlavním zdrojem uhlíku je sedimentující organický materiál, který pochází převážně z organické hmoty, která původně pochází z prostoru nad vodní hladinou (těla rostlin a živočichů). Uhlík v rašeliništích je tedy převážně allochtonního původu (Jones 1992). Mikrobiální smyčka v potravním řetězci rašelinišť pak hraje zásadní roli. Potravní síť je založena převážně na bakteriích, které vysokou koncentrací rozkládající se organické hmoty zpracovávají a slouží jako hlavní potrava pro filtrující zooplankton (Jones 1992, Mitchell et al. 2003, Rydin & Jeglum 2013, Niedźwiecki et al. 2017) (Obrázek 6(b)). V celkové biomase jsou autotrofní živočichové (fytoplankton) převáženi těmi heterotrofními. Dle dat Mitchell et al. (2003)

v kyselých vrchovištích napříč střední Evropou tvořily heterotrofní organizmy průměrně 91 % z celkové biomasy. Heterotrofní bakterie, které tvoří převážnou většinu mikrobiální biomasy, zastupují např. rody *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Achromobacter* a *Arthrobacter* (Gilbert & Mitchell 2006).



Obrázek 6:

a) Potravní síť v meso-eutrofních slatiništích založená na primární produkci (hlavním zdrojem je autochtonní uhlík).

b) Potravní síť v oligotrofních vrchovištích založená na biomase bakterií rozkládající organickou hmotou (hlavním zdrojem je allochtonní uhlík).

Převzato a upraveno z Rydin & Jeglum (2013).

2.3.1 Fytoplankton

Růst fytoplanktonu v rašeliných vodách je omezený, jelikož vývoj autotrofních organizmů je spjatý s obsahem koncentrace anorganických živin ve vodě. Např. v datech Gilbert et al. (1998) biomasa sinic a rozsivek výrazně korelovala s koncentrací celkového dusíku, celkového fosforu a konduktivitou (hodnota p se pohybovala v rozmezí 0,001–0,05). Jones (1992) také komentuje, že ve vodách s vysokou koncentrací huminových látek a hnědavým zbarvením vody navíc dochází i k rychlejšímu útlumu fotosynteticky aktivního záření se zvyšující se hloubkou, což rovněž snižuje efektivitu primární produkce. Společenstva fytoplanktonu rašeliníšť tedy netvoří velké populace, můžeme zde ale najít různorodé skupiny organizmů.

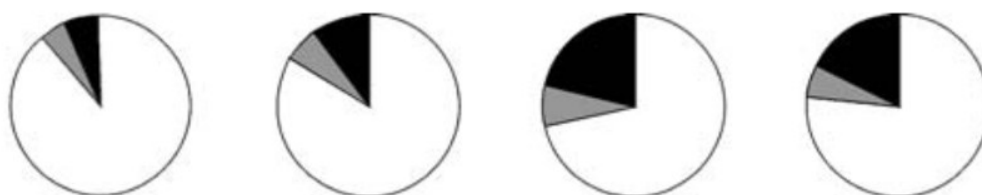
Jednou z nejpočetnějších skupin fytoplanktonu v rašeliníštích jsou rozsivky (*Bacillariophyceae*, SAR) (Rydin & Jeglum 2013), zastoupené rody jsou např. *Pinnularia*, *Navicula*, *Frustulia* a *Eunotia* (Gilbert et al. 1998, Gilbert & Mitchell 2006, Rydin & Jeglum 2013). Další velkou skupinou jsou fotosyntetizující bičíkovci (Euglenozoa, Discoba), jichž můžeme najít desetitisíce na jednom cm² rašeliníku (Gilbert et al. 1998, Rydin & Jeglum 2013). Můžeme zde také najít mnoho zástupců skrytěnek (*Cryptophyceae*, Cryptophyta) (Gilbert et al., 1998; Gilbert & Mitchell, 2006; Lara et al., 2011; Rydin & Jeglum, 2013). Ze superskupiny SAR zde také můžeme pozorovat zástupce ze skupiny zlativek (*Chrysophyceae*) jako jsou např. rody *Ochromonas* nebo *Dinobryon*. Mezi další typické zástupce v neposlední řadě patří také streptofytní řasy krásivky (*Zygnematophyceae*, Desmidiiales), které jsou v rašeliníštích zastoupeny rody jako je např. *Closterium*, *Cosmarium*, *Micrasterias*, *Mesotaenium* a *Staurastrum* (Gilbert et al. 1998, Gilbert & Mitchell 2006, Černá & Neustupa 2010, Rydin & Jeglum 2013, González Garraza et al. 2019, Tsuraya et al. 2024).

2.3.2 Zooplankton

Zooplankton se na základě velikosti dá rozlišit na mikrozooplankton a metazooplankton. Dle Sommer & Sommer (2006) jsou za mikroplankton považovány druhy o velikosti 20–200 μm , za metazooplankton pak druhy o velikosti těla v rozmezí 200–2000 μm . Mikrozooplankton je tvořen převážně řadou heterotrofních protistů, mezi které patří například heterotrofní bičíkovci, nálevníci a améby. Z těchto skupin v rašelinných vodách převažují améby tvořící schránky z křemičitých šupinek – krytenky (Euglyphidae, SAR) (Lara et al. 2011). Mezi zástupce krytenek v rašelinistích pak patří např. rody *Assulina* a *Euglypha* (Lamentowicz & Mitchell 2005, Lara et al. 2011).

Nejhojnější skupinou metazooplanktonu jsou vířníci (Rotifera). Mezi další velké a dobře prozkoumané skupiny patří perloočky (Cladocera) a klanonožci (Copepoda), patřící do podkmene korýši (Crustacea). Nutno zmínit, že vířníci jsou některou literaturou označováni spíše jako mikrozooplankton, vzhledem k jejich malé velikosti (50–2000 μm (Wallace & Snell 2010)). Vzhledem k množství dostupných zdrojů se bakalářská práce věnuje výhradně právě těmto 3 skupinám, které jsou pro zjednodušení nadále označovány souhrnným termínem „zooplankton“.

Vířníci v celkovém počtu jedinců i počtu druhů převažují perloočky a klanonožce (viz Obrázek 7) (Klimaszyk & Kuczyńska-Kippen 2006, van Duinen et al. 2006, Quiroga et al. 2013, Niedźwiecki et al. 2017, Aksenova et al. 2021). Počet vířníků v rašelinných vodách se obvykle pohybuje v rozmezí několika stovek až tisíců jedinců (95–2313 $\text{ind}\cdot\text{l}^{-1}$ (Quiroga et al. 2013), $>8000 \text{ ind}\cdot\text{l}^{-1}$ (Klimaszyk & Kuczyńska-Kippen 2006), 150–51 250 $\text{ind}\cdot\text{l}^{-1}$ (Bledzki & Ellison 2002)). Poměr mezi perloočkami a klanonožci se liší podle specifických podmínek prostředí. Např. Niedźwiecki et al. (2017) ve vrchovištních jezírkách (pH 4,65; konduktivita 7,38 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) zaznamenali lehkou převahu perlooček (7–8 $\text{ind}\cdot\text{l}^{-1}$ oproti klanonožcům: 5–7 $\text{ind}\cdot\text{l}^{-1}$). Oproti tomu Aksenova et al. (2021) ve vysokohorských rašelinných jezírkách ($> 2000 \text{ m n. m.}$) uvádí převahu klanonožců nad perloočkami (celkový počet korýšů: 0,55–27,7 $\text{ind}\cdot\text{l}^{-1}$). Abundance společenstev metazooplanktonu je rovněž variabilní v čase. Největší počet jedinců je vždy během jara a léta a nejmenší během zimy (Klimaszyk Piotrand & Kuczyńska-Kippen 2006).



Obrázek 7: Koláčové grafy znázorňující podíl Rotifera (bílé), Copepoda (šedé) a Cladocera (černé) v celkovém počtu druhů (souhrnná data z 10 odběrových míst vrchovišť).
Převzato z van Duinen et al. (2006).

3 Faktory prostředí ovlivňující zooplankton

V následujících podkapitolách bych ráda zhodnotila, jak vybrané parametry daného prostředí ovlivňují složení společenstev zooplanktonu. Konkrétní parametry rašelinných vod spolu často vzájemně souvisí, proto je obtížné zhodnotit všechny možné příčiny korelací konkrétních parametrů s výskytem druhů. Proto bych následující text ráda rozdělila do třech hlavních částí, které pokryjí: pH vody (které je ovlivněno hydrologickým režimem rašelinišť, složením rostlinných společenstev, konduktivitou vody a dalšími), trofií (tedy koncentrace N a P, obsah chlorofylu *a*, průhlednost vody a další) a obsah kyslíku v prostředí (na kterém se podílí hloubka rašelinných vod, teplota a další). Okrajově bych také ráda shrnula druhy, které žijí v asociaci s některými rašeliništními rostlinami.

3.1 pH vody

Převážná většina druhů zooplanktonu se vyskytuje v téměř celém spektru pH. V kyselých vodách vrchovišť najdeme druhy zooplanktonu, které jsou buď pH indiferentní (hodnota pH nemá vliv na jejich výskyt) nebo druhy acidofilní (preferují hodnotu $\text{pH} < 7$). Nicméně většina druhů má poměrně širokou ekologickou valenci a jejich výskyt může být ovlivněn více faktory mimo pH. Hranice, podle které by se určité rašeliništní druhy daly prohlásit za acidofilní nebo naopak pouze acidotolerantní, není v literatuře pevně stanovena. V následujících podkapitolách bych proto chtěla shrnout poznatky o vybraných druzích, které jsou v rašelinných vodách často zmiňovány v souvislosti s nízkým pH. Chtěla bych se také pokusit vytvořit přehled o tom, které druhy jsou acidofilní a jejich přítomnost může sloužit jako indikátor acidity prostředí, a které patří spíše mezi druhy oportunistické se schopností nízké hodnoty pH tolerovat.

3.1.1 Cladocera

Mezi perloočkami rašelinišť najdeme zástupce z několika čeledí. Nejhojněji zastoupené bývají zpravidla čeledi Macrothricidae a Chydoridae, ale nalezneme zde i zástupce z čeledi Holopedidae, Polyphemidae, Ilyocryptidae a mnoha dalších. Nejčastěji zmiňované acidofilní perloočky, které preferují kyselá voda nad neutrálními či zásaditými, jsou *Streblocerus serricaudatus* (Macrotrichidae) a *Acantholeberis curvirostris* (Acantholeberidae) (Higgins et al. 2007, Lobunicheva & Philippov 2011, Smirnov 2014, Semenova & Napreenko 2023). Oba tyto druhy jsou v rašeliništích časté, mnohdy jsou označovány jako typické organizmy rašelinných vod (Šrámek-Hušek et al. 1962, Lobunicheva & Philippov 2011, Glime 2017). O tom svědčí i jejich české názvy – rašelinovník vrchovištní (*S. serricaudatus*) a huňatka rašelinná (*A. curvirostris*) (Šrámek-Hušek et al., 1962). Dle Potts & Fryer (1979) je jedním z důvodů jejich výskytu v rašeliništích schopnost regulace iontové výměny při nízkém pH, což jim dává kompetiční výhodu oproti ostatním druhům. Nízké pH zvyšuje ztráty a inhibuje příjem iontů (Na^+ a Ca^{2+}). Většina druhů má potom v kyselých vodách potíže s udržováním minerální rovnováhy v těle. U *A. curvirostris* byla ale naopak popsána vyšší afinita k Na^+ ve vodě o pH 4 než

v neutrální vodě (pH 7) (Potts & Fryer, 1979). *A. curvirostris* dokáže přežít ve vodě o koncentraci sodíku 4–8 $\mu\text{M}\cdot\text{l}^{-1}$ ve srovnání např. s *Daphnia magna*, která nepřežije koncentraci sodíku nižší než 12 $\mu\text{M}\cdot\text{l}^{-1}$ (Potts & Fryer, 1979). Výskyt *S. serricaudatus* byl popsán v rašelinných vodách o hodnotách pH 3,5–6 (Semenova & Napreenko 2023), *A. curvirostris* v pH 4,41–6 (Higgins et al. 2007, Semenova & Napreenko 2023). Oba druhy jsou literaturou považovány za indikátory nízkého pH (Higgins et al. 2007, Smirnov 2014, Glime 2017, Semenova & Napreenko 2023).

Další perloočkou, která je často zmiňována jako indikátor acidity vody je *Allonela excisa* (Chydoridae). Bývá častým druhem pozorovaným v kyselých rašelinných vodách (Aksenova et al. 2021, Semenova & Napreenko 2023) a kyselých jezerech (De Eyto et al. 2003, Lanka et al. 2024). Jedná se o široce rozšířený druh, který se může nacházet v celé škále pH, nicméně abundance této perloočky bývá nejvyšší při pH < 6, proto se často označuje jako acidofilní druh a její zvýšená abundance pak může sloužit jako indikátor nízkého pH (Semenova & Napreenko 2023, Lanka et al. 2024). Rozpětí hodnot pH, ve kterém se v přírodě vyskytuje, je přibližně 3,5–7,1 (Aksenova et al. 2021, Semenova & Napreenko 2023).

Mezi další acidofilní druhy patří nesporně *Holopedium gibberum* (Holopedidae), který je také často popisován jako indikátor acidity (Šrámek-Hušek et al. 1962, Sprules 1975, Semenova & Napreenko 2023, Lanka et al. 2024). Preferuje převážně vodu s nízkým obsahem vápníku (viz kap. 3.1.1.1) a pH v rozmezí 4,5–6 (Šrámek-Hušek et al. 1962, Semenova & Napreenko 2023). Bývá rovněž popisován jako častý obyvatel rašeliníšť (Lobunicheva & Philippov 2011, Semenova & Napreenko 2023). Současně s nízkým pH také indikuje oligotrofní prostředí (viz kap.3.2.1).

Za indikátora kyselého prostředí je také považován *Polyphemus pediculus* (Polyphemidae). Může se vyskytovat v kyselém ale i neutrálním až zásaditém pH, nicméně jeho výskyt je spjat převážně s kyselými jezery (De Eyto et al. 2003, Lanka et al. 2024). Jedná se o druh, který byl také několikrát popsán i v rašeliníštích (Higgins et al. 2007, Lobunicheva & Philippov 2011, Battes 2014, Semenova & Napreenko 2023) a představuje jednoho z mála predátorů mezi perloočkami v těchto habitatech.

Typickými obyvateli dna všech typů vodních ploch, včetně rašelinných vod, jsou zástupci rodu *Alona* (Chydoridae) (Semenova & Napreenko 2023). Jako běžní obyvatelé rašelinných vod bývají označovány například druhy *Alona affinis* (Battes 2014, Aksenova et al. 2021), *A. quadrangularis* (Šrámek-Hušek et al. 1962, Higgins et al. 2007) a *A. costata* (Šrámek-Hušek et al. 1962, Higgins et al. 2007, Niedźwiecki et al. 2017). Zástupci tohoto rodu mohou vystupovat i do hor, například druh *Alona guttata* byl popsán jako častý druh ve vysoko položených vrchovištních jezírkách na Kavkazu (> 1000 m n.m) (Aksenova et al. 2021). Jedná se spíše o pH indiferentní druhy s tolerancí k nízkému pH. Nicméně např. *A. rustica* bývá některou literaturou považována za indikátora acidity, jelikož se vyskytuje převážně v jezerech s hodnotou pH < 6 (De Eyto et al. 2003, Walseng et al. 2003, Lanka et al. 2024). *A. rustica* bývá též častým obyvatelem rašelinných vod (Higgins et al. 2007).

Typickým příkladem pH indiferentního druhu je *Chydorus sphaericus* (Šrámek-Hušek et al. 1962). Byl popsán ve vrchovištních i slatinných vodách o pH v rozmezí 3,5–7,1 (Higgins et al. 2007,

Lobunicheva & Philippov 2011, Niedźwiecki et al. 2017, Aksenova et al. 2021, Semenova & Napreenko 2023) a v jezerech, jejichž pH kolísalo mezi 3 a 7 (Belyaeva & Deneke 2007). Nicméně možná díky jeho toleranci k nízkým hodnotám pH a častému výskytu v kyselých vodách ho Sprules (1975) označuje jako acidofilní druh.

3.1.1.1 Obsah vápníku

Při popisování vlivu pH na složení společenstva perlooček by neměla chybět zmínka o obsahu minerálů ve vodě, který je provázán s pH a je zásadní pro výskyt mnoha druhů. Vápník je zásadním prvkem pro zooplankton s kalcifikovaným exoskeletem, jako jsou například zástupci rodu *Daphnia* (Jeziorski & Yan 2006). Dafnie potřebují vápník ke svému přežití. Je důležitý pro zpevnění jejich exoskeletu zejména během procesu svlékání, růstu a reprodukce (Havens & Hanazato 1993, Hessen 2000, Shapiera et al. 2011, Bergström et al. 2024). Nároky dafnií na vápník ve vodě rostou s velikostí těla (Hessen 2000, Jeziorski & Yan 2006). Podíl vápníku na jejich tělesné hmotnosti se pohybuje mezi 2,5–7,7 % (Jeziorski & Yan, 2006; Shapiera et al., 2011), kdy horní hranice tohoto intervalu patří velkým druhům jako je např. *D. magna* (Cowgill 1976). Pokud je tedy prostředí chudé na vápník, dochází k nárůstu menších druhů perlooček na úkor velkých druhů, jako jsou právě někteří zástupci rodu *Daphnia* (Hessen 2000). Na vápník nenáročná je například většina zástupců čeledi *Chydoridae*, u nichž podíl vápníku v celkové tělesné hmotnosti činí pouze 0,2–0,4 % (Jeziorski & Yan 2006, Shapiera et al. 2011). V literatuře je také popsán nárůst druhu *Holopedium gibberum* ve vodách s nízkou konduktivitou (Bergström et al. 2024). *H. gibberum* je zhruba stejně velké jako velcí zástupci rodu *Daphnia* (*H. gibberum* měří zhruba 1,9–2,3 mm a např. *D. obtusa* 2,5–3,5 mm, *D. pulex* 1,5–4,5 mm (Šrámek-Hušek et al. 1962)). Nároky *H. gibberum* na vápník jsou však výrazně menší, jelikož netvoří pevný exoskelet, ale jeho povrch je pokryt hustým slizovým obalem (Kotov 2006). Při úbytku vápníku ve vodě dochází k úbytku druhů s kalcifikovaným exoskeletem a zároveň začínají převažovat druhy, jako je právě např. *H. gibberum*, které jsou pokryté slizovým obalem. Bergström et al. (2024) pak tento posun pojmenovávají výstižným anglickým termínem *lake jellification*. Dle Bergström et al. (2024) se hranice vápníku, kdy dochází k této změně v zastoupení jednotlivých druhů, nachází přibližně při 0,9–1,3 mg·l⁻¹ obsahu vápníku v jezerech. Obsah vápníku v kyselých vrchovištích je obvykle menší než 1 mg·l⁻¹ (Sjörs & Gunnarsson 2002), což tedy částečně vysvětluje převahu výskytu menších druhů perlooček nad velkými zástupci rodu *Daphnia*. Velké druhy dafnií jako je *Daphnia galeata mendotae*, *D. retrocurva*, *D. longiremis* také výrazně ubývají či úplně mizí v kyselých jezerech (pH < 5) (Sprules 1975). Nicméně v literatuře jsem našla i několik výjimek, které popisují výskyt druhů velkých dafnií v rašelinných vodách (Quiroga et al. 2013, Aksenova et al. 2021, Semenova & Napreenko 2023), je tedy vždy potřeba přihlídnout ke konkrétním parametrům stanoviště.

3.1.2 Copepoda

V kyselých jezerech ($\text{pH} < 6$) byla popsána převaha biomasy zástupců čeledi Calanoida (vznášivky) nad biomasou zástupců čeledi Cyclopoida (buchanky) (Wærvågen & Nilssen 2010, Min et al. 2021). Min et al. (2021) z tohoto důvodu polemizují nad tím, zda vznášivky snášejí nízké hodnoty pH lépe než buchanky, jelikož míra rybí predace i množství potravy se mezi jejich pozorovanými jezery příliš nelišila. Nicméně práce zabývající se zooplanktonem v rašelinných vodách popisují spíše opačné výsledky, tedy převahu zástupců Cyclopoida nad Calanoida (García et al. 2017, Aksenova et al. 2021). To pravděpodobně souvisí s preferencí mikrohabitátů a potravní strategií jednotlivých čeledí, které v rašeliništích buchanky oproti vznášivkám zvýhodňují (viz kap. 3.2.2). Vliv těchto faktorů má pak na poměr zástupců jednotlivých čeledí pravděpodobně větší vliv než hodnota pH. Klanonožci jsou také obecně méně citliví na obsah vápníku ve vodě než perloočky, obsah vápníku v jejich celkové tělesné hmotnosti je obvykle menší než 0,4 % (Jeziorski & Yan 2006). Nicméně dle Bergström et al. (2024) jsou vznášivky ovlivněny obsahem vápníku ve vodě více než buchanky, což může být další z příčin převahy buchanek nad vznášivkami v rašelinných vodách s nízkou konduktivitou. Většina zástupců klanonožců však obecně není hodnotou pH příliš ovlivněna a dokáží dost dobře přežít i v kyselých podmínkách (Jeziorski & Yan 2006). Existuje jen několik málo jedinců, kteří se dají použít jako indikátory acidity prostředí (Walseng et al. 2003).

Někteří autoři, popisující zooplankton kyselých jezer, označují jako acidofilní některé zástupce rodu *Megacyclops* (Cyclopoida). Mezi ně patří například *M. leuckratii* (Wærvågen & Nilssen 2010), který rovněž patří mezi časté zástupce klanonožců v rašeliništích (Battes 2014, Niedźwiecki et al. 2017). Jako další acidofilní zástupce by se dal považovat *M. viridis*, u kterého byl popsán výskyt v extrémně kyselých jezerech ($\text{pH} < 3$) (Deneke 2000). *M. viridis* také často najdeme v kyselých rašeliništích (Battes 2014, Aksenova et al. 2021). Dle Aksenova et al. (2021) se dá dokonce považovat za indikátora kyselého prostředí, nicméně jsem nenašla další literaturu, která by toto tvrzení podpořila.

Dle Walseng et al. (2003) se jako druh indikující aciditu prostředí dá považovat *Acanthocyclops vernalis* (Cyclopidae), kvůli jehož téměř výhradnímu výskytu v jezerech s hodnotou $\text{pH} < 6$ (Walseng et al. 2003). Také patří mezi druh klanonožců, který byl několikrát popsán ve vrchovištních jezírkách (Klimaszyk Piotrand & Kuczyńska-Kippen 2006, Lobunicheva & Philippov 2011, Battes 2014, Aksenova et al. 2021).

3.1.3 Rotifera

Zástupci vírníků přežívají v širokém rozmezí pH (Bateman & Davis 1980, Bērziņš & Pejler 1987, Bielańska-Grajner et al. 2011). Dle Bateman & Davis (1980) nízké pH v rašelinných vodách pozitivně koreluje s vyšším počtem přítomných druhů vírníků, zatímco vyšší pH v méně kyselých rašelinných vodách vede k vyšší populační hustotě přítomných druhů. Opačné výsledky přineslo pozorování vírníků rašelinišť ve studii Bielańska-Grajner et al. (2011). Ti naopak zaznamenali, že pokud se voda okyseluje, dochází k úbytku většiny druhů vírníků, které pouze tolerují mírné snížení pH. To pak

vede k dominanci druhů, které jsou pH indiferentní nebo přímo acidofilní. Hustota populací takových druhů pak naopak s rostoucí aciditou rašeliniště roste (Bielańska-Grajner et al. 2011).

V rašelinných vodách se vyskytují zástupci vířníků ze třídy Monogononta (točivky) i ze třídy Bdelloidea (píjavenky). Z hlediska biomasy převažují zástupci třídy Bdelloidea, kteří jsou schopni dosahovat bohatých populací v různých hodnotách pH (Bateman & Davis 1980, Bērziņš & Pejler 1987). Mezi druhy s tolerancí pro širokou škálu pH patří například zástupci rodu *Rotaria* (*Philodinidae*) (Bērziņš & Pejler 1987). V rašelinných vodách byli popsáni např.: *R. rotatoria*, *R. tardigrada* (Bērziņš & Pejler 1987, Bielańska-Grajner et al. 2011, Bielańska-Grajner et al. 2017). Další velkou skupinou třídy Bdelloidea v rašelinných vodách je rod *Habrotrocha* (*Habrotrochidae*) (viz kap. 3.4). Druhy vířníků třídy Bdelloidea v rašeliništích jsou převážně oportunistické a pH indiferentní druhy, nicméně například Warner & Asada (2006) u *Habrotrocha angusticollis* vymezují preferované pH v rozmezí 3,8–6,4.

Oproti tomu zástupci ze třídy Monogononta se dle Bateman & Davis (1980) dají rozlišit na zástupce preferující nízké pH (acidofilní), zástupce preferující zásadité pH a zástupce, kteří jsou vůči pH indiferentní. Acidofilní druhy, tedy druhy vyskytující se přednostně v hodnotách pH < 7 jsou pak často spjaty právě s habitaty rašelinišť (Bateman & Davis 1980). Například zástupci rodu *Lecane* preferují perifytické habitaty různého typu, někteří z nich jsou však spojováni zejména se substráty vrchovišť a mechem rašeliníkem a objevují se preferenčně v nízkých hodnotách pH (Pejler & Bērziņš 1994). Dle Bateman & Davis (1980) lze některé zástupce tohoto rodu označit jako acidofilní. Konkrétně se jedná o druhy *Lecane acus* a *L. galeata* (Bateman & Davis 1980), které jsou společně s dalšími druhy jako je *L. intrasinuata* a *L. lunaris crenata* často v rašeliništích popisovány (Bateman & Davis 1980, Pejler & Bērziņš 1994, Bielańska-Grajner et al. 2011, Bielańska-Grajner et al. 2017). Bērziņš & Pejler (1987) dokonce u *Lecane acus* zaznamenali nejnižší průměrnou hodnotu preferovaného pH (4,4) ze všech pozorovaných druhů vířníků (N = 227).

Jako další zástupci třídy Monogononta, kteří jsou často spojováni s habitatem rašelinišť, jsou někteří zástupci rodu *Keratella*. V rašeliništích byly popsány například druhy: *K. ona*, *K. serrulata* a *K. valdiviensis* (Higgins et al. 2007, Quiroga et al. 2013, Bielańska-Grajner et al. 2017). Zejména zástupce *Keratella serrulata* pak bývá označován jako rašeliništní specialista (Bērziņš & Pejler 1987).

Zástupci *Elosa worallii* a *E. spinifera* bývají také často řazeni mezi acidofilní vířníky (Deneke 2000, Wollmann et al. 2000) a jsou často spojováni s habitatem kyselých rašelinišť (Bielańska-Grajner et al. 2011). Důležitým rodem, který je rovněž častý v rašeliništích, je rod *Cephalodella*. Například *Cephalodella hoodi*, *C. gibba* jsou literaturou považovány za acidofilní (Deneke 2000, Wollmann et al. 2000) a jsou rovněž několikrát popsány jako součást rašeliništní fauny (Błędzki & Ellison 2003).

Dalším acidofilním rodem třídy Monogononta, který je rovněž v rašeliništích častý, je rod *Colurella*. Například zástupci *C. hindenburgi hindenburgi* a *C. tessalata* jsou označovány jako acidofilní (Bateman & Davis 1980) a společně s např. *C. uncinata* jsou často popisovány v rašelinných vodách (Quiroga et al. 2013, Bielańska-Grajner et al. 2017). V souvislosti s životem při nízkém pH by také

neměla chybět zmínka o některých zástupcích rodu *Polyarthra*, kteří dokáží snášet velmi kyselé vody. Mezi tyto druhy patří například druh *P. remata*, který byl popsán v silně acidifikovaných šumavských jezerech (Vrba et al. 2003), nebo další druhy popsané v kyselých vrchovištích jako je *P. vulgaris* (Bielańska-Grajner et al. 2017) nebo *P. dolichoptera* (Quiroga et al. 2013).

3.2 Trofie

Množství živin je limitující pro růst primárních producentů a úživnost obecně odpovídá kvantitativní produkci fytoplanktonu v ekosystému (McCullough et al. 2024). Trofie je dána převážně koncentrací N a P, případně může být měřena zástupnými parametry, jako je průhlednost vody měřená pomocí Secchiho desky nebo koncentrace chlorofylu *a* (Carlson 2007).

Organizmy nižších trofických úrovní (bakterie a mikrozooplankton) jsou environmentálními faktory ovlivněny méně a jejich společenstvo v rašelinných vodách je poměrně stabilní (Niedźwiecki et al. 2017). Vliv úživnosti prostředí na zooplankton kolísá podle trofické úrovně a potravní strategie daného společenstva (Quiroga et al. 2013, Niedźwiecki et al. 2017). Velikost částic potravy ve vodě (DOM, fytoplankton, bakterie) ovlivňuje výskyt určitých druhů filtrátorů. Geller & Müller (1981) označují druhy, které filtrují pouze větší a hrubší částice a nedokáží se efektivně uživit filtrováním bakterií (0,2–2 μm), jako makro-filtrátory. Většina druhů indikujících oligotrofní prostředí pak patří do této skupiny, oproti tomu druhy indikující eutrofní vody filtrují spíše větší množství menších a středních částic potravy (Geller & Müller 1981, Sommer & Sommer 2006, Drinan et al. 2013). Takové druhy makro-filtrátorů, které dokáží zpracovat větší částice DOM, nalezneme i v rašeliništích. Nicméně potravní síť v kyselých vodách rašelinišť je založená převážně na biomase bakterií (viz kap. 2.3) a posiluje hlavně druhy, které preferují vysokou koncentraci detritu a jsou schopni filtrovat bakterie a další mikro/nano částice potravy (Geller & Müller 1981).

Rašeliniště se vzájemně liší hloubkou a členitostí povrchu. Pokud obsahují větší rašelinná jezírka nebo se ve vrchovištích nachází šlenky s hloubkou >1 m, dochází k rozvoji druhů typických pro pelagiál, jako je například *Bosmina longirostris* (Bosminidae, Cladocera) nebo *Keratella cochlearis* (Brachionidae, Rotifera) (Lobunicheva & Philippov 2011). Dochází tak ke zvětšení diverzity i celkové biomasy druhů (Lobunicheva & Philippov 2011, Bielańska-Grajner et al. 2017). Obyvatelé pelagiálu však nenabývají velkých populací. Jedním z důvodů je pravděpodobně to, že podmínky v rašelinných vodách jsou limitující pro růst fytoplanktonu (viz kap. 2.3.1) a že ve vodním sloupci není dost potravy pro filtrátory a následně ani pro predátorské/omnivorní druhy. Typickými zástupci řas v rašeliništích jsou zmínění zástupci řádu Desmidiaceae (*Zygnematophyceae*). Těmto krásivkám oligotrofní voda v rašeliništích vyhovuje, v některých studiích, které se zabývají dopadem eutrofizace na vodní ekosystémy, mohou dokonce sloužit jako bioindikátory oligotrofie prostředí (González Garraza et al. 2019). Nicméně buňky většiny krásivek jsou moc velké na to, aby se udržely ve vodním sloupci stojatých vod. V rašeliništích je tedy najdeme spíše jako součást periphytonu na zatopených rostlinách nebo sedimentu na dně (Coesel 1997, Černá & Neustupa 2010). Buňky krásivek jsou navíc kvůli své

velikosti a tvaru z velké části pro korýše nepoživatelné, obzvláště druhy se slizovým obalem na povrchu (např. *Cosmarium*) (Coesel 1997). Rašelinné vody pak představují vhodné prostředí zejména pro druhy, které žijí v asociaci s podkladem (např. povrchem rostlin) nebo dnem.

3.2.1 Cladocera

V rašelinistích jsou nejčastější zástupci čeledi Macrothricidae a Chydoridae, kteří preferují litorální a bentické prostředí. Zástupci čeledi Macrothricidae se běžně vyskytují v bahnitých sedimentech na dnech jezer, kde filtrují usazený organický materiál (Šrámek-Hušek et al. 1962). Mezi zástupce této čeledi, kteří se v rašelinistích vyskytují, patří druhy jako je např. *Streblocerus serricaudatus*, *Drepanothrix dentata*, *Macrothrix rosea* (Semenova & Napreenko 2023) a *Macrothrix laticornis* (Šrámek-Hušek et al. 1962). *D. dentata* je dokonce dle Lanka et al. (2024) považován za indikátora oligotrofie. Zástupci čeledi Chydoridae žijí také v asociaci s různými substráty, kde seškrabují a filtrují detritus (Šrámek-Hušek et al. 1962, Agasild et al. 2025). Mělká rašelinistě s velkou hustotou submerzních rostlin pak pro vybrané zástupce představují vhodné podmínky. V rašelinistích jsou někteří zástupci čeledi Chydoridae dokonce označováni jako sphagnofilní, jelikož je jejich výskyt nejfrekventovanější mezi mechy rašeliníky. Jedná se například o druhy *Chydorus ovalis*, *Pleuroxus trigonellus* (Bledzki & Rybak 2016), *Alonella excisa* (Bledzki & Rybak 2016, Aksenova et al. 2021, Semenova & Napreenko 2023), *Alona affinis* a *Alona guttata* (Aksenova et al. 2021). Za sphagnofilní jsou považovány i druhy dalších čeledí: Daphniidae – *Scapholeberis microcephala* a Acantholeberidae – *Acantholeberis curvirostris* (Bledzki & Rybak 2016). Za indikátory oligotrofie jsou pak považovány druhy čeledi Chydoridae – *Alonella excisa* (De Eyto et al. 2003, Lanka et al. 2024), stejně jako *Alona rustica* (Lanka et al. 2024) a *Alonopsis elongata* (De Eyto et al. 2003). Dalším důležitým zástupcem oligotrofních vod s tolerancí k nízkému pH je *Holopedium gibberum* z čeledi Holopediidae (Geller & Müller, 1981; Lanka et al., 2024; Pejler, 1983; van Duinen et al., 2006).

V rašelinných vodách se vyskytují převážně herbivorní druhy perlooček. Velké predátory, jako je např. rod *Leptodora* (Leptodoridae), v rašelinných, či obecně kyselých vodách, téměř nenajdeme (Havens & Hanazato 1993). Důvodem je kombinace různých faktorů, které vyúsťují v obecně nízkou hustotu populací planktonu, jež by predátoři mohli lovit. Druhy, které jsou závislé převážně na lovu, pak v takových ekosystémech nemají dostatek potravy. Výjimku tvoří zmíněný acidofilní predátor *Polyphemus pediculus* (Polyphemidae), který je nalézán i ve vodách rašelinistí (Higgins et al. 2007, Semenova & Napreenko 2023).

Z čeledi Daphniidae se pak přímo v rašelinistích vyskytuje jen několik zástupců, kteří jsou typičtí spíše pro eutrofní vody. V rašelinných vodách byly popsány například *D. pulex* a *D. obtusa* (Aksenova et al. 2021), stejně jako *Ceriodaphnia quadrangula* (Semenova & Napreenko 2023). Jedním z možných vysvětlení je skutečnost, že většina druhů dafnií jsou potravní generalisté a dokáží efektivně filtrovat potravu různých velikostí, včetně bakterií (Geller & Müller 1981). Nicméně v rašelinistích jsou silně limitovány obsahem vápníku a koncentrací kyslíku ve vodě, jedná se tedy spíše o ojedinělé případy.

Klimaszyk a Kuczyńska-Kippen (2006) také komentují, že absence velkých dafnií v rašeliništích může být způsobena poměrně početnými populacemi dravé larvy *Chaoborus*, jejíž kořistí jsou často právě velké druhy perlooček. Existují ale i druhy z čeledi Daphniidae, které lze v rašelinných vodách běžně najít. Mezi takové druhy patří například menší *Daphnia galeata* (Semenova & Napreenko 2023), kterou můžeme najít nejen v eutrofních, ale i v oligotrofních vodách (Pejler 1983). V rašeliništích se vyskytuje například i *Ceriodaphnia quadrangula* (Semenova & Napreenko 2023), kterou rovněž najdeme i v kyselých šumavských jezerech (Vrba et al. 2003). Nebo také zástupci rodu *Simocephalus*, jako je například *S. exspinosus* (Aksenova et al. 2021), *S. vetulus* (Semenova & Napreenko 2023) a *S. serrulatus* (Lobunicheva & Philippov 2011).

3.2.2 Copepoda

Různé čeledi klanonožců se vzájemně odlišují podle typu mikrohabitatů, ve kterých se nejčastěji vyskytují. To pak stejně jako u perlooček ovlivňuje poměr zástupců jednotlivých čeledí v rašeliništi. Zástupci řádu Harpacticoida (plazivky) jsou převážně bentické druhy živící se fytoplanktonem, mikrop planktonem a bakteriemi (Jayabarathi et al. 2015). Mezi druhy tohoto řádu popsáné v rašeliništích patří například zástupci rodu *Bryocamptus*, jako je například *B. minutus* (Aksenova et al. 2021), *B. pygmaeus* (Higgins et al. 2007) nebo *B. abnobensis* (Battes 2014).

Zástupci řádu Cyclopoida (buchanky) mohou být jak pelagické, tak litorální druhy (Higgins et al. 2007). Buchanky jsou, stejně jako plazivky, omnivorní, a kromě predace se dokáží žít i detritem (Brandl 1998). Zástupci řádu Calanoida (vznášivky) jsou naopak typickými obyvateli pelagiálu (Min et al. 2021). Zástupci vznášivek jsou obecně rovněž omnivorní (Šorf & Brandl 2012). Nicméně v omezeném prostoru volné vody v rašeliništích pro ně nemusí být dost potravy, což je pravděpodobně jeden z důvodů, proč jsou vůči ostatním řádům klanonožců v rašelinných vodách v menšině (García et al. 2017, Aksenova et al. 2021). Mezi zástupce čeledi Calanoida, které v rašelinných vodách můžeme najít, patří například zástupci rodu *Arctodiaptomus*, jako je *A. dentifer* a *A. fischeri* (Aksenova et al. 2021), nebo například druh *Diaptomus gracilis* (Higgins et al. 2007).

Klanonožci se mohou společně s jinými bezobratlými, jako jsou např. dravé larvy koreter (rod *Chaoborus*) (Klimaszyk & Kuczyńska-Kippen, 2006), stát hlavními predátory v rašelinných vodách. Zejména ve vodních ekosystémech bez přítomnosti ryb má predace bezobratlými druhy velký vliv na složení struktury zooplanktonu (Arnott & Vanni 1993). Korelace výskytu buchanek a redukce populací ostatního zooplanktonu byla popsána převážně v literatuře zabývající se biodiverzitou jezer (Arnott & Vanni 1993, Dieguez 2002, Lapesa et al. 2002), nicméně pravděpodobně lze předpokládat stejný princip i v rašeliništích. Například Higgins et al. (2007) popisuje, že zvýšená přítomnost *Tropocyclops prasinus* v rašeliništi na okraji kyselého jezera Clongawny (Irsko) výrazně korelovala s úbytkem populace malých druhů perlooček a vířníků. Mezi další druhy buchanek běžných v rašeliništích patří například zástupci rodu *Paracyclops*, jako je například *P. poppei* a *P. fimbriatus*, nebo například zástupci rodu *Diacyclops*, jako je *D. bicuspidatus* a *D. bisetosus* (Lobunicheva & Philippov 2011, Aksenova et al. 2021).

Za indikátora oligotrofie je často mezi klanonožci označován *Cyclops scutifer* (Cyclopoida) (Pejler 1983). Tento druh se běžně vyskytuje například v hyper-oligotrofních vysokohorských jezerech (Sheveleva et al. 2017). Nicméně se jedná o stenotermní psychrofilní druh, tedy druh, který potřebuje stálou nižší teplotu vody (Sheveleva et al. 2017). Takže i přes oligotrofní prostředí ve vrchovištích se v rašelinných vodách zpravidla nevyskytuje. Další druh, indikující oligotrofní prostředí, je dle Pejler (1983) *Heterocope appendiculata* (Calanoida). Tento druh se často vyskytuje v kyselých oligotrofních vodách, zejména tam, kde je omezená míra rybí predace (Andersen & Nilssen 1984). Stejně jako např. *H. saliens*, který je často popisován v oligotrofních kyselých šumavských jezerech (Vrba et al. 2003). Nicméně přítomnost obou druhů není v rašeliništích příliš častá, pravděpodobně kvůli omezenému prostoru volné vody a hustým porostům rašeliníků (Kurbatova & Ershov 2012).

3.2.3 Rotifera

Některé studie ukazují, že velikost populace vírníků souvisí s velikostí populace perlooček a klanonožců. Perloočky a klanonožci mají vliv na populace vírníků vlivem kompetice nebo predace (Burns & Gilbert 1986, Gilbert 1988). Například Burns & Gilbert (1986) zjistili, že populace vírníků je regulována množstvím velkých dafnií. Buď vlivem kompetice o potravní zdroje nebo přímou interakcí, jelikož dafnie filtrují neselektivně a občas do svého filtračního aparátu nasají i vírníka (Gilbert 1988). Téměř úplná absence velkých perlooček rodu *Daphnia* pak může přispívat k bohatým populacím vírníků v rašeliništích (Burns & Gilbert 1986). Nicméně dle Yoshida et al. (2003) je abundance vírníků v prostředí ovlivněna spíše dostupností potravy, než predacním tlakem (spíš než principu *top-down*³ podléhá principu *bottom-up*⁴). Hojnost vírníků v rašeliništích tedy pravděpodobně souvisí spíše s velkou biomasou bakterií a množstvím detritu. Vírníci v kyselých vodách jsou převážně ne-planktonní nebo semi-planktonní (Bērziņš & Pejler 1987), v rašeliništích se pak nejvíce vyskytují zpravidla mezi porosty rašeliníků (van Duinen et al. 2006).

Za indikátora oligotrofie lze považovat například zástupce *Asplanchna herricki* (Asplanchnidae) (Pejler 1983). Rod *Asplanchna* je obecně považován za omnivorní. Nicméně dle výzkumu Chang et al. (2010) se *A. herricki* živí výhradně detritem, narozdíl od např. *A. girodi* a *A. priodonta*, jejichž potrava se skládá z variace fytoplanktonních a zooplanktonních druhů. Oligotrofní rašeliniště, kde je nízká úživnost pro fytoplankton a zooplankton, ale vysoká koncentrace detritu, pak představují pro *A. herricki* dobré podmínky. Bērziņš & Pejler (1987), kteří se zabývali výzkumem preference pH u vírníků, studovali i výskyt vírníků v souvislosti s trofíí (Bērziņš & Pejler 1989), přičemž sledovali preferenci vírníků pro konduktivitu a obsah fosforu ve vodě. Z jejich výsledků vyplývá, že oligotrofní druhy jsou převážně stejné jako druhy, které preferují nízké pH (Bērziņš & Pejler 1987, 1989) (viz kap. 3.1.3).

³ *top-down control* (kontrola shora-dolů) – trofická úroveň nahoře ovlivňuje trofické úrovně pod ní (např. vysoká abundance predátorů způsobí redukci populací zooplanktonu, což způsobí vysokou abundanci fytoplanktonu a *vice versa*) (McQueen et al. 1986)

⁴ *bottom-up control* (kontrola zdola-nahoru) – poslední trofická úroveň ovlivňuje trofické úrovně nad ní (např. abundance fytoplanktonu způsobí nárůst populace zooplanktonu, který umožní nárůst populace predátorů a *vice versa*) (McQueen et al. 1986)

3.3 Koncentrace kyslíku

U mnoha druhů zooplanktonu je popsána vertikální migrace. Zásadním faktorem ovlivňujícím vertikální migraci je predáční tlak, kdy zooplankton migruje do hlubších vrstev, aby se vyhnul predátorům. Migrování do hlubších vrstev umožní také například vyhnout se škodlivému UV záření během dne. Během noci pak zooplankton migruje zpět do epilimnia, kde je větší množství potravy (fytoplanktonu) (Vanderploeg et al. 2009, Doubek et al. 2018). Nicméně setrvání v refugiu v hlubší vodě může být omezeno kvůli sníženému obsahu rozpuštěného kyslíku, záleží pak tedy na schopnosti daného organismu tyto podmínky zvládat. Zejména potom pokud je v meta/hypolimniu anoxie, zooplankton zůstává v epilimniu i během dne, aby se vyhnul stresu z nedostatku kyslíku (Doubek et al. 2018). Druhy, popsány převážně v jezerních ekosystémech, které dokáží čelit hypoxickým podmínkám a využívají hypoxické vrstvy meta/hypolimniu jako refugia, jsou pak nepřekvapivě ty stejné, které byly popsány ve vrchovištních jezírkách, kde je koncentrace kyslíku rovněž nízká.

Koncentrace kyslíku je jedním z hlavních faktorů, které se podílí na vertikální stratifikaci zooplanktonu (Vad et al. 2013, Karpowicz et al. 2020). Ve vodách rašelinišť se zooplankton vyskytuje převážně u hladiny (v datech Vad et al. (2013) v prvních 20 cm), kde je koncentrace kyslíku nejvyšší ve srovnání s celkově málo okysličenou vrchovištní vodou. V hlubších vrstvách se pak zooplankton obecně nevyskytuje buď vůbec, nebo v omezených počtech v závislosti na daném druhu a koncentraci kyslíku v konkrétním rašeliništi.

3.3.1 Cladocera

Perloočky s větší velikostí těla obecně hůře tolerují nižší obsah kyslíku ve vodě, jelikož s větším tělem souvisí vyšší metabolické nároky na koncentraci kyslíku v prostředí (Vanderploeg et al. 2009). To je pravděpodobně další z důvodů, proč v rašeliných vodách, a obecně ve vodách s nízkou koncentrací kyslíku, převažují druhy perlooček s malou velikostí těla. Mezi takové druhy patří například zástupci rodu *Bosmina* (Bosminidae). Tento druh je obecně považován za druh tolerantní vůči nízkým koncentracím kyslíku ve vodě (Vanderploeg et al. 2009). Například *Bosmina longirostris* byla popsána v hypolimniu jezer s hladinou rozpuštěného kyslíku pouze okolo $0,3 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Vanderploeg et al. 2009). Karpowicz et al. (2020) popisují preferenci *B. berolinensis* pro hypoxické vody jezer, ale naopak u *B. crassicornis* popisují preferenci pro dobře okysličené vrstvy. Tvrzení se tedy pravděpodobně nedá vztáhnout na celý rod a je potřeba vždy přihlídnout ke konkrétní populaci a prostředí.

Pro většinu druhů z čeledi Daphniidae může být koncentrace kyslíku ve vodě značně limitující. Například *Daphnia mendotae* ve studii Vanderploeg et al. (2009) migrovala během dne do hypolimnia pouze dokud byla hodnota rozpuštěného kyslíku ve vodě větší než $2 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Stejně tak bylo pozorováno, že druh *D. cucullata* preferuje horní okysličené vrstvy jezer (Karpowicz et al. 2020). Nicméně existuje i několik výjimek. Například *D. longiremis* přežívala v hypolimniu během dne i pokud byly hodnoty rozpuštěného kyslíku menší než $1,0 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Vanderploeg et al. 2009). Vad et al. (2013) zase popisuje

migraci *D. curvirostris* za potravou do hlubších vrstev rašelinných vod při sezónním úbytku fytoplanktonu.

Odolávání nízkým koncentracím kyslíku je u některých druhů možné díky speciálnímu přizpůsobení, které je zejména u rodu *Daphnia* dobře popsáno. Pokud dojde k deficitu O_2 , zvýší se syntéza hemoglobinu v hemolymfě a ten zvýší transportní kapacitu kyslíku v těle. To dává těmto organismům charakteristické červené zbarvení (Pirow et al. 2001, Vad et al. 2013, Zeis 2020). Zvýšení množství hemoglobinu v těle však s sebou přináší i několik trade-offs. Syntéza hemoglobinu je energeticky náročný proces, který spotřebuje energii, která mohla být investována do růstu a rozmnožování. S rostoucí hloubkou a klesající koncentrací kyslíku u dafnií dochází k redukci velikosti těla. V populacích také začnou převládat samci a dochází k poklesu produkce potomstva (Krylov et al. 2022). Výskyt *Daphnia* spp. s charakteristickým červeným zbarvením může sloužit jako bioindikátor nízké hladiny kyslíku v rašelinných vodách (Vad et al. 2013). Toto červené zbarvení lze pozorovat i u jiných druhů perlooček, jako jsou například někteří zástupci rodu *Ilyocryptus* (Ilyocryptiidae) (Fox 1957) (viz Obrázek 8), kteří jsou v rašelinistích běžně popisováni (Higgins et al. 2007, Semenova & Napreenko 2023).



Obrázek 8: *Ilyocryptus sordidus* (Ilyocryptiidae) se zvýšenou syntézou hemoglobinu v hemolymfě.
Autor fotografie: Ivan Sinkov,
převzato z
<https://www.inaturalist.org/taxa/338149->

3.3.2 Copepoda

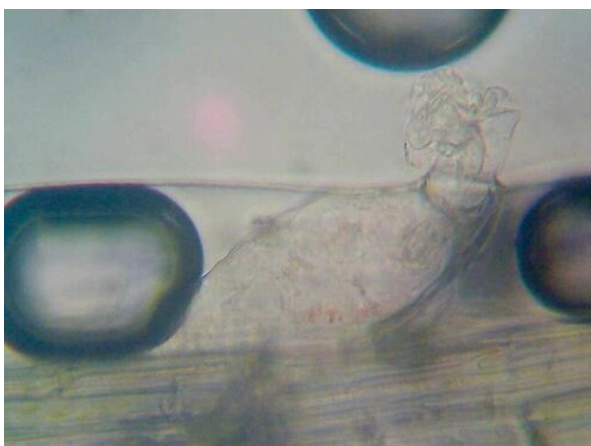
Na klanonožce nemá koncentrace kyslíku ve vodě velký vliv. Dle dat Karpowicz et al. (2020) se zdá, že na rozdíl od ostatních perlooček nejsou klanonožci nijak vyhraněni na určitou koncentraci rozpuštěného kyslíku ve vodě. Klanonožci také nejsou hladinou koncentrace kyslíku příliš omezeni a dokážou přežít i v poměrně nízkých hodnotách. Např. *Mesocyclops edax* (Cyclopidae) se během dne nachází v hypolimniu jezer i při hodnotách rozpuštěného kyslíku menších než $1,2 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. *Diacyclops thomasi* (Cyclopidae) vydrží v hypolimniu jezer dokonce při hodnotách rozpuštěného kyslíku menších než $1,0 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Vanderploeg et al. 2009). Zástupci rodu *Mesocyclops* a *Diacyclops* jsou pak také často popisováni i v rašelinných vodách (Higgins et al. 2007, Quiroga et al. 2013, Niedźwiecki et al. 2017, Aksenova et al. 2021). Dobrá odolnost vůči nízké koncentraci kyslíku je jeden z důvodů, proč ve vrchovištních vodách převažují omnivorní predátorské druhy klanonožců (převážně Cyclopoida) nad např. velkými druhy perlooček (viz výše).

3.3.3 Rotifera

Vířníci jsou obecně velmi tolerantní k nízké koncentraci kyslíku ve vodě (Karpowicz et al. 2020) a jsou vůči hypoxii odolnější více než korýši (Esparcia et al. 1989, Dimante-Deimantovica et al. 2011). Stejně jako u klanonožců není koncentrace kyslíku ve vodě pro vířníky příliš rozhodující, nicméně u některých druhů byly popsány preference pro určitou hodnotu rozpuštěného kyslíku. Zvýšený výskyt ve vodě s hypoxií byl popsán u *Asplanchna priodonta*, *Collotheca mutabilis*, *Conochiloides dossuarius*, *Keratella quadrata* a *Polyarthra vulgaris* (Karpowicz et al. 2020). Naopak preference pro dobře okysličené vody je popsána například u *Polyarthra remata* (Karpowicz et al. 2020).

3.4 Asociace s rostlinami v rašeliníštích

Některé druhy vířníků, převážně zástupci rodu *Habrotrocha* (Bdelloidea) žijí přímo ve stélkách rašeliníků (Gilbert & Mitchell 2006, Bielańska-Grajner et al. 2017). Jedná se například o zástupce *Habrotrocha roeperi* (viz Obrázek 9) a *H. reclusa*, kteří žijí přímo v buňkách rašeliníků (Gerson 1982). Rašeliníky mají specializované hyalinní buňky, které jim slouží jako zásobárna vody. Jedná se o buňky se silnou buněčnou stěnou protáhlého tvaru, který ústí v úzký pór (Crum & Buck, 1988; Gerson, 1982). Pro vířníky pak tyto buňky představují prostředí, které zůstává vlhké i během suchých období roku. Zároveň jim také slouží jako úkryt před predátory (Gilbert & Mitchell 2006).



Obrázek 9: *Habrotrocha roeperi* v hyalinních buňkách.
Autor fotografie: Janet Wright, převzato z <https://inaturalist.lu/photos/259916848>



Obrázek 10: špirlice nachová (*Sarracenia purpurea*). Autor fotografie: Ellen Goddard, převzato z Goddard et al. (2022)

Kromě rašeliníků existuje i několik druhů rostlin rostoucích v rašeliníštích, které rovněž představují specifické prostředí pro určité druhy zooplanktonu. Mezi takové rostliny patří například masožravá rostlina špirlice nachová (*Sarracenia purpurea*) (viz Obrázek 10), která roste v kyselých rašeliníštích Severní Ameriky (Bledzki & Ellison 2002). Uvnitř kalichů této rostliny se drží voda, která představuje unikátní habitat pro řadu živočichů. Mezi ně patří například vzácný druh klanonožce *Paracyclops canadensis* (Cyclopoida) (Hamilton et al. 2000) nebo vířník *Habrotrocha rosa* (Bdelloidea) (Bledzki & Ellison 2002).

4 Kolonizace nových prostředí

4.1 Životní cyklus a disperze zooplanktonu

Zooplanktonní druhy mají specializované životní cykly, které jim nejen umožňují přežít v nepříznivých podmínkách, ale také šířit se a osídlovat nová stanoviště. Mnoho druhů zooplanktonu disponuje schopností partenogeneze. Schopnost partenogeneze zvyšuje šanci na úspěšnou disperzi a kolonizaci nových prostředí, protože umožňuje rozmnožovat se i v prostředí, kde je obtížné nalézt sexuálního partnera. Jeden jedinec pak dokáže založit novou populaci (Havel & Shurin 2004). U perlooček je popsána cyklická partenogeneze, fázi asexuálního rozmnožování střídá rozmnožování sexuální (Smirnov 2017). U vířníků je fakultativní partenogeneze pouze u zástupců třídy Monogononta, u zástupců třídy Bdelloidea je partenogeneze obligátní (rozmnožují se pouze asexuálně) (Birky & Gilbert 1971). Klanonožci se z převážné většiny rozmnožují výhradně sexuálně, ačkoliv literatura popisuje několik výjimek a popisuje rozmnožování partenogenezí u některých zástupců řádu Harpacticoida (Sarvala 1979).

Důležitou součástí životního cyklu zooplanktonu je stádium diapauzy, které je klíčové nejen pro úspěšný transport a disperzi. Diapauza je obecně pozastavení vývoje či určitých životních pochodů organismu, které umožňuje organismu přežít nepříznivé podmínky prostředí. Je to stav dormance, který je postupně indukovaný vnějšími vlivy prostředí. To je například změna denní fotoperiody, která naznačuje přicházející zimu a s ní nepříznivé podmínky pro zooplankton (Gyllström & Hansson 2004). U většiny zooplanktonu se stádium diapauzy objevuje v rámci trvalých vajíček, které vznikají při sexuálním rozmnožování. Taková vajíčka jsou velmi odolná – jsou schopná odolat vyschnutí, přemrznutí i průchodu trávicím traktem predátorů. Ukládají se do sedimentu za vzniku tzv. vaječných bank a mohou být životaschopná i desítky let. Po znovunastolení příznivých podmínek se líhnou a umožňují tak znovu obnovit populaci (Dodson & Frey 2001, Gyllström & Hansson 2004, Smirnov 2017).

Zástupci řádu Cyclopoida narozdíl od ostatních klanonožců trvalá vajíčka neprodukuje. U buchanek se stádium diapauzy objevuje během vývoje, kdy u juvenilního stádia (často čtvrtého nebo pátého instaru) dojde k pozastavení vývoje a životních procesů. Tito jedinci v diapauze buď zůstávají v pelagiálu (aktivní diapauza), nebo klesnou na dno do sedimentu (pasivní diapauza), kde nepříznivé podmínky přečkají (Frisch, 2001; Gyllström & Hansson, 2004). Také zástupci vířníků třídy Bdelloidea (pijavenky) sexuální rozmnožování a produkci trvalých vajíček nemají. Je u nich ale popsána schopnost anhydrobiózy, která jim umožní přežít některé nepříznivé podmínky prostředí. Pokud dojde k vyschnutí habitatu, pijavenky dokážou přežít v téměř úplně dehydratovaném scvrklém stavu a po rehydrataci znovu obnovit své životní funkce (Marotta et al. 2010).

Pro disperzi druhů do nových stanovišť jsou dormantní stádia zooplanktonu zejména důležitá, jelikož odolávají vyschnutí a jiným nepříznivým podmínkám během transportu. Mezi nejčastější

způsoby disperze zooplanktonu patří přenos pomocí větru, povrchové vody nebo zvířecích vektorů (Cohen & Shurin 2003, Havel & Shurin 2004), jako jsou například mokřadní ptáci (Jenkins & Underwood 1998).

4.2 Osidlování revitalizovaných vrchovišť

Již od přelomu 19. a 20. století probíhala stavba odvodňovacích kanálů a vysoušení rašelinišť převážně za účelem využití rašelinišť pro zemědělské účely a těžbu rašeliny (Bufková 2024). V posledních letech proto probíhají revitalizační programy, které se snaží tyto rychle mizící ekosystémy obnovit. Samotný proces revitalizace spočívá převážně ve vytvoření vhodných abiotických podmínek pro obnovu růstu klíčových druhů rostlin, charakteristická fauna pak postupně v návratu do prostředí následuje (van Duinen et al. 2006). Klíčovým druhem pro vrchoviště jsou právě mechy rodu *Sphagnum*, proto se procesy obnovy soustředí převážně na obnovu hydrologických podmínek, které umožní rašeliníkům v prostředí znovu růst (Tuittila et al. 2003). Mezi procesy revitalizace patří převážně blokáce odvodňovacích kanálů a stavba přehrad, které způsobí zvednutí hladiny vody v rašeliništi (Armstrong et al. 2009, Bufková et al. 2010) a zavodňování jam po těžbě rašeliny, za vzniku umělých rašelinných jezírek (Higgins et al. 2007, Niedźwiecki et al. 2017).

Míra izolovanosti rašeliniště je pravděpodobně jeden z nejdůležitějších faktorů, který ovlivňuje jeho rekolonizaci zooplanktonem. Disperze zooplanktonu na krátké vzdálenosti (5–60 m) je poměrně rychlá (Cohen & Shurin 2003). Cohen & Shurin (2003) testovali míru kolonizace zooplanktonu pomocí umístění umělých experimentálních jezírek do okolí přirozených rybníků. Z jejich pozorování pak vyplynulo, že z původní populace zooplanktonu kolonizovalo experimentální jezírka 78 % druhů, některé druhy již během několika dní. Jenkins & Underwood (1998) naopak na základě vzorků trvalých vajíček přenášených větrem a exkrementy vodních ptáků ukazují, že při větších vzdálenostech od původních jezer (> 1 km) může být disperze zooplanktonu do nových habitatů značně omezená a jednotlivé druhy se v míře disperze vzájemně liší.

Z předchozích kapitol vyplývá, že mnoho druhů zooplanktonu v rašeliništích jsou druhy oportunistické, které se kromě rašelinišť budou vyskytovat i v jiných vodách v jeho okolí. Pokud se tedy rašeliniště nachází v blízkosti jiných vodních ploch, lze předpokládat, že znovuosídlení těmito druhy bude probíhat poměrně snadno. Kolonizace rašeliništními specialisty bude pak záviset na vzdálenosti revitalizovaného rašeliniště od ostatních rašelinišť. Obzvláště ve vysušených vrchovištích se nabízí snadný přenos větrem, jelikož dochází k vysychání sedimentu s trvalými vajíčky a vaječné banky jsou tak exponovány povětrnostním podmínkám (Pinceel et al. 2016). Nicméně pravděpodobnější způsob, jak dochází k obnově populací specializovaných (i oportunistických) druhů v revitalizovaných rašeliništích, je líhnutí zooplanktonu z vaječných bank, které se zachovaly v sedimentu (van Duinen et al. 2006, Higgins et al. 2007).

Výzkum van Duinen et al. (2003, 2006) se zabýval složením fauny nizozemských vrchovišť, která byly zasažena těžbou rašeliny a následně revitalizována zavodněním některých vytěžených oblastí (oba

procesy probíhaly zhruba před 5–30 lety, přesnější časový údaj autor bohužel neuvádí). Výzkum se zabýval porovnáním společenstev nerevitalizovaných vrchovišť s populacemi uměle zavodněných vrchovišť. Výsledky ukázaly, že rozdíly ve složení i velikosti zooplanktonních populací nejsou příliš signifikantní (van Duinen et al. 2006). Podobné výsledky popsal i Higgins et al. (2007), který porovnával populace zooplanktonu umělých jezer vytvořených zavodněním jam po těžbě rašeliny s populacemi přírodního rašelinného jezera v jejich blízkosti. Oproti tomu populace větších bezobratlých (převážně Hexapoda) obsahovala méně druhů v revitalizovaných vrchovištích (van Duinen et al. 2003). To bylo způsobeno pravděpodobně úbytkem různých typů mikrohabitatů rašelinišť během procesu revitalizace, na které byly určité druhy vázány (van Duinen et al. 2003). Navíc například vodní hmyz má oproti zooplanktonu komplexnější životní cykly a je obecně náročnější na podmínky prostředí. Revitalizační procesy pak mají na strukturu populace těchto organismů větší vliv než na zooplanktonní společenstva (van Duinen et al. 2003).

Z výše zmíněných studií vyplývá, že nejen vysoušení, ale ani těžba rašeliny, při které byla pravděpodobně společně s rašelinou odstraněna i velká část sedimentu s vaječnými bankami, nepředstavuje zásadní překážku pro obnovu populací zooplanktonu. Literatura, která by se věnovala otázce znovuosidlování rašelinných ekosystémů po jejich revitalizaci, je však bohužel velmi skromná. Většina projektů, které se zabývají obnovou rašelinišť, bohužel nezahrnuje data o populacích zooplanktonu, a proto je obecně málo informací o tom, jak revitalizace ovlivňuje strukturu zooplanktonního společenstva. Proto bych se tomuto tématu chtěla více věnovat ve své budoucí diplomové práci.

5 Závěr

Většina druhů zooplanktonu, které v rašelinných vodách žijí, jsou oportunistické druhy tolerantní k širokému spektru podmínek prostředí, nicméně zde nalezneme také několik druhů specializovaných, jejichž výskyt je téměř výhradně s rašeliništi provázán. Život v rašelinných vodách vyžaduje toleranci vůči nízkému pH a omezenému množství rozpuštěného kyslíku a také schopnost vypořádat se s oligotrofním prostředím, kde je nízká míra primární produkce. Na druhou stranu rašelinné vody obsahují vysokou koncentraci detritu, která může být pro některé druhy dobrým zdrojem potravy. Porosty rašeliníků také představují heterogenní prostředí, které může sloužit jako efektivní refugium před predátory. Zda se daný druh v rašeliništích vyskytuje tedy vždy záleží na konkrétní charakteristice daného druhu.

Nízká konduktivita vody, která je provázána s nízkým pH v rašeliništích, je limitující pro výskyt velkých zástupců s kalcifikovanými exoskelety, jako jsou například zástupci rodu *Daphnia* (Cladocera). V rašeliništích obecně převažují druhy zooplanktonu s menší velikostí těla, což souvisí i s lepší schopností zvládat nízké koncentrace kyslíku ve vodě. Další faktor, který se výrazně odráží v početním zastoupení jednotlivých skupin zooplanktonu, je potravní strategie a preference určitých mikrohabitátů daných druhů. Oblast pelagiálu je v rašeliništích velmi omezená, jelikož vodní plocha je prorostlá hustými porosty rašeliníků. Druhy, které jsou převážně pelagické, jsou pak v rašeliništích zastoupeny výrazně méně, nebo vůbec, a dominantními se stávají druhy, které žijí v asociaci s povrchem rostlin nebo dnem. Rašeliniště se také vyznačují omezenou mírou primární produkce fytoplanktonu, který slouží jako zdroj potravy pro většinu zooplanktonických druhů. V oblasti volné vody tedy mimo jiné pro pelagické druhy není dostatek potravy. Z perlooček převažují převážně zástupci z čeledi jako jsou například Chydoridae a Macrothricidae. Z klanonožců zde nalezneme zástupce převážně čeledi Cyclopidae. Hlavní zdroj potravy v rašeliništích je převážně biomasa bakterií a detritu, výhodu tedy získávají převážně filtrátoři, kteří jsou schopni tyto částice potravy zpracovat. Vysoká koncentrace bakterií a obecně malých částic potravy dává výraznou výhodu populacím vířníků, které tvoří největší část biomasy sledovaných skupin zooplanktonu v rašeliništích. Vířníci patří mezi kořist buchanek, ale absence jiných predátorských druhů, jako jsou například zmíněné velké druhy dafnií, přispívá k jejich velké abundanci. Malá velikost těla vířníků jim navíc umožňuje dobře odolávat nízkým koncentracím kyslíku ve vodě.

Disperze zooplanktonu je z velké části podmíněna schopností zooplanktonu tvořit dormantní stádia, která pomohou obnovit či znovu založit novou populaci. Úspěšnost kolonizace rašelinišť závisí převážně na poloze a přístupnosti daného rašeliniště a jeho vzdálenosti od ostatních vodních zdrojů. Při delších vzdálenostech bude hrát významnou roli schopnost disperze jednotlivých druhů, při větší blízkosti bude naopak více záležet na biotických faktorech (např. vzájemná konkurence, přítomnost predátoru atd). Celkově však je málo literatury, která by otázkou disperze zooplanktonu v souvislosti

s rašelinnými ekosystémy řešila, což představuje zajímavý podnět pro budoucí výzkum, kterého bych v budoucnu ráda také byla součástí.

6 Seznam použité literatury

Sekundární citace jsou označeny: *

- Agasild, H., Blank, K., Haberman, J., Tuvikene, L., Zingel, P., Nöges, P., Olli, K., Bernotas, P., & Cremona, F. (2025). Interactive effects shape the dynamics of *Chydorus sphaericus* (O.F. Müller, 1776) population in a shallow eutrophic lake. *Hydrobiologia*, 852(2), 341–357. <https://doi.org/10.1007/s10750-024-05612-4>
- Aksenova, M. D., Chertoprud, E. S., Novichkova, A. A., Tsyganov, A. N., Pechenkin, D. S., & Mazei, Yu. A. (2021). Cladocera and Copepoda of Montane Peatlands of the North Caucasus, Russia: Composition and Formation Patterns of Species Complexes. *Biology Bulletin*, 48(7), 926–933. <https://doi.org/10.1134/S1062359021070025>
- Almer, B., & Dickson, W. (2021). The discovery and early study of acidification of lakes in Sweden. *Ambio*, 50(2), 266–268. <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01439-0>
- Andersen, R., & Nilssen, J. P. (1984). Mechanisms of co-existence of *Heterocope saliens* (Crustacea, Copepoda) and planktivorous fish. *Fauna norvegica*, 5, 31–36. <https://doi.org/10.5324/fn.v5i0.6123>
- Armstrong, A., Holden, J., Kay, P., Foulger, M., Gledhill, S., McDonald, A. T., & Walker, A. (2009). Drain-blocking techniques on blanket peat: A framework for best practice. *Journal of Environmental Management*, 90(11), 3512–3519. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.06.003>
- Arnott, S. E., & Vanni, M. J. (1993). Zooplankton Assemblages in Fishless Bog Lakes: Influence of Biotic and Abiotic Factors. *Ecology*, 74(8), 2361–2380. <https://doi.org/10.2307/1939588>
- Arsenault, J., Talbot, J., & Moore, T. R. (2018). Environmental controls of C, N and P biogeochemistry in peatland pools. *Science of The Total Environment*, 631–632, 714–722. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.064>
- Baird, A. J., Belyea, L. R., Comas, X., Reeve, A. S., & Slater, L. D. (2009). Carbon Cycling in Northern Peatlands. In *Carbon Cycling in Northern Peatlands*. American Geophysical Union. <https://doi.org/10.1029/GM184>
- Bateman, L. E., & Davis, C. C. (1980). The Rotifera of Hummock-Hollow Formations in a Poor (Mesotrophic) Fen in Newfoundland. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 65(1), 127–153. <https://doi.org/10.1002/iroh.19800650108>
- Battes, K. P. (2014). Planktonic microcrustaceans (Crustacea: Cladocera, Copepoda) from several protected peat wetlands, differing in trophic state. In *Article in North-Western Journal of Zoology*. <http://biozoojournals.ro/nwjz/index.html>
- Belyaeva, M., & Deneke, R. (2007). Colonization of acidic mining lakes: *Chydorus sphaericus* and other Cladocera within a dynamic horizontal pH gradient (pH 3–7) in Lake Senftenberger See (Germany). *Hydrobiologia*, 594(1), 97–108. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-9082-5>
- Bergström, A., Creed, I. F., Paltsev, A., de Wit, H. A., Lau, D. C. P., Drakare, S., Vrede, T., Isles, P. D. F., Jonsson, A., Gebrink, E., Kortelainen, P., Vuorenmaa, J., Vuorio, K., Kahilainen, K. K., & Hessen, D. O. (2024). Declining calcium concentration drives shifts toward smaller and less nutritious zooplankton in northern lakes. *Global Change Biology*, 30(3). <https://doi.org/10.1111/gcb.17220>
- Bērziņš, B., & Pejler, B. (1987). Rotifer occurrence in relation to pH. *Hydrobiologia*, 147(1), 107–116. <https://doi.org/10.1007/BF00025733>
- Bērziņš, B., & Pejler, B. (1989). Rotifer occurrence and trophic degree. *Hydrobiologia*, 182(2), 171–180. <https://doi.org/10.1007/BF00006043>
- Bielańska-Grajner, I., Cudak, A., & Mieczan, T. (2011). Epiphytic Rotifer Abundance and Diversity in Moss Patches in Bogs and Fens in the Polesie National Park (Eastern Poland). *International Review of Hydrobiology*, 96(1), 29–38. <https://doi.org/10.1002/iroh.201011290>

- Bieleńska-Grajner, I., Mieczan, T., & Cieplak, A. (2017). Ecology of moss-dwelling rotifers in a raised bog: Differentiation of rotifer communities in microhabitats. *Biologia*, 72(2), 175–183. <https://doi.org/10.1515/biolog-2017-0014>
- Birky, C. W., & Gilbert, J. J. (1971). Parthenogenesis in Rotifers: The Control of Sexual and Asexual Reproduction. *American Zoologist*, 11(2), 245–266. <https://doi.org/10.1093/icb/11.2.245>
- Bledzki, L. A., & Ellison, A. M. (2002). Nutrient regeneration by rotifers in New England (USA) bogs. *SIL Proceedings, 1922-2010*, 28(3), 1328–1331. <https://doi.org/10.1080/03680770.2001.11902671>
- Bledzki, L. A., & Ellison, A. M. (2003). Diversity of rotifers from northeastern U.S.A. bogs with new species records for North America and New England. *Hydrobiologia*, 497(1/3), 53–62. <https://doi.org/10.1023/A:1025457503900>
- Bledzki, L. A., & Rybak, J. I. (2016). *Freshwater Crustacean Zooplankton of Europe*. Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-29871-9>
- Brandl, Z. (1998). Feeding strategies of planktonic cyclopoids in lacustrine ecosystems. *Journal of Marine Systems*, 15(1–4), 87–95. [https://doi.org/10.1016/S0924-7963\(97\)00042-0](https://doi.org/10.1016/S0924-7963(97)00042-0)
- Bräuer, L. S., Basiliko, N., M. P. Siljanen, H., & H. Zinder, S. (2020). Methanogenic archaea in peatlands. *FEMS Microbiology Letters*, 367(20). <https://doi.org/10.1093/femsle/fnaa172>
- Bridgman, S. D., Pastor, J., Janssens, J. A., Chapin, C., & Malterer, T. J. (1996). Multiple limiting gradients in peatlands: A call for a new paradigm. *Wetlands*, 16(1), 45–65. <https://doi.org/10.1007/BF03160645>
- Bufková, I. (2024). Report on the restoration of wetlands, springs and streams in a mountain landscape. *European Journal of Environmental sciences*, 14(2), 105–119. <https://doi.org/10.14712/23361964.2024.12>
- Bufková, I., Stíbal, F., & Mikulášková, E. (2010). *Restoration of Drained Mires in the Šumava National Park, Czech Republic* (s. 331–354). https://doi.org/10.1007/978-90-481-9265-6_16
- Burns, C. W., & Gilbert, J. J. (1986). Effects of daphnid size and density on interference between *Daphnia* and *Keratella cochlearis*. *Limnology and Oceanography*, 31(4), 848–858. <https://doi.org/10.4319/lo.1986.31.4.0848>
- Carlson, R. (2007). Estimating Trophic State. *LakeLine*, 27, 25–28.
- Coesel, P. F. M. (1997). The edibility of *Staurastrum chaetoceras* and *Cosmarium abbreviatum* (desmidiaceae) for *Daphnia galeata/hyalina* and the role of desmids in the aquatic food web. *Aquatic Ecology*, 31(1), 73–78. <https://doi.org/10.1023/A:1009987217642>
- Cohen, G. M., & Shurin, J. B. (2003). Scale-dependence and mechanisms of dispersal in freshwater zooplankton. *Oikos*, 103(3), 603–617. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2003.12660.x>
- Cowgill, U. (1976). The chemical composition of two species of *Daphnia*, their algal food and their environment. *Science of The Total Environment*, 6(1), 79–102. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(76\)90008-5](https://doi.org/10.1016/0048-9697(76)90008-5)
- Crum, H., & Buck, W. R. (1988). A Contribution to the Sphagnum (Sphagnaceae) Flora of Paraguay. *Brittonia*, 40(2), 188. <https://doi.org/10.2307/2807003>
- Černá, K., & Neustupa, J. (2010). The pH-related morphological variations of two acidophilic species of Desmidiaceae (Viridiplantae) isolated from a lowland peat bog, Czech Republic. *Aquatic Ecology*, 44(2), 409–419. <https://doi.org/10.1007/s10452-009-9296-x>
- De Eyto, E., Irvine, K., García-Criado, F., Gyllström, M., Jeppensen, E., Kornijow, R., Miracle, M., Rosa Nykänen, M., Bareiss, C., Cerbin, S., Salujõe, J., Franken, R., & Stephens, D. (2003). The distribution of chydorids (Branchiopoda, Anomopoda) in European shallow lakes and its application to ecological quality monitoring. *Archiv für Hydrobiologie*, 156(2), 181–202. <https://doi.org/10.1127/0003-9136/2003/0156-0181>

- Deneke, R. (2000). Review rotifers and crustaceans in highly acidic environment soft pH values ≤ 3 . *Hydrobiologia*, 433(1/3), 167–172. <https://doi.org/10.1023/A:1004047510602>
- Dick, J. J., Soulsby, C., Birkel, C., Malcolm, I., & Tetzlaff, D. (2016). Continuous Dissolved Oxygen Measurements and Modelling Metabolism in Peatland Streams. *PLOS ONE*, 11(8), e0161363. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0161363>
- * Dickson, W. (1975). The acidification of Swedish lakes. *Report No. 54. Drottningholm: Institute of Freshwater Research.* Převzato z Almer & Dickson (2021) - *The discovery and early study of acidification of lakes in Sweden.*
- Dieguez, M. C. (2002). Suppression of the rotifer *Polyarthra remata* by the omnivorous copepod *Tropocyclops extensus*: predation or competition. *Journal of Plankton Research*, 24(4), 359–369. <https://doi.org/10.1093/plankt/24.4.359>
- Dimante-Deimantovica, I., Skute, A., & Skute, R. (2011). Vertical variability of pelagic zooplankton fauna in deep Latvian lakes, with some notes on changes in ecological conditions. *Estonian Journal of Ecology*, 61(4), 247. <https://doi.org/10.3176/eco.2012.4.02>
- Dodson, S. I., & Frey, D. G. (2001). Cladocera and other Branchiopoda. In *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates* (s. 849–913). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-012690647-9/50022-3>
- Doubek, J. P., Campbell, K. L., Doubek, K. M., Hamre, K. D., Lofton, M. E., McClure, R. P., Ward, N. K., & Carey, C. C. (2018). The effects of hypolimnetic anoxia on the diel vertical migration of freshwater crustacean zooplankton. *Ecosphere*, 9(7). <https://doi.org/10.1002/ecs2.2332>
- Drinan, T. J., Graham, C. T., O'Halloran, J., & Harrison, S. S. C. (2013). The impact of conifer plantation forestry on the Chydoridae (Cladocera) communities of peatland lakes. *Hydrobiologia*, 700(1), 203–219. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1230-x>
- Esparcia, A., Miracle, M. R., & Serra, M. (1989). *Brachionus plicatilis* tolerance to low oxygen concentrations. *Hydrobiologia*, 186–187(1), 331–337. <https://doi.org/10.1007/BF00048929>
- Fox, H. M. (1957). Hæmoglobin in the Crustacea. *Nature*, 179(4551), 148–148. <https://doi.org/10.1038/179148a0>
- Frisch, D. (2001). Life cycles of the two freshwater copepods *Cyclops strenuus* Fischer and *Cyclops insignis* Claus (Cyclopoida, Copepoda) in an amphibious floodplain habitat. In *Copepoda: Developments in Ecology, Biology and Systematics* (s. 285–293). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/0-306-47537-5_23
- García, P. E., García, R. D., Marinone, M. C., Casa, V., Garraza, G. G., & Mataloni, G. (2017). Aquatic microinvertebrate abundance and species diversity in peat bogs of Tierra del Fuego (Argentina). *Limnology*, 18(1), 85–96. <https://doi.org/10.1007/s10201-016-0492-9>
- Geller, W., & Müller, H. (1981). The filtration apparatus of Cladocera: Filter mesh-sizes and their implications on food selectivity. *Oecologia*, 49(3), 316–321. <https://doi.org/10.1007/BF00347591>
- Gerson, U. (1982). Bryophytes and Invertebrates. In *Bryophyte Ecology* (s. 291–332). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-009-5891-3_9
- Gilbert, Amblard, C., Bourdier, G., & Francez, A.-J. (1998). The Microbial Loop at the Surface of a Peatland: Structure, Function, and Impact of Nutrient Input. *Microbial Ecology*, 35(1), 83–93. <https://doi.org/10.1007/s002489900062>
- Gilbert, J. J. (1988). Susceptibilities of Ten Rotifer Species to Interference From *Daphnia Pulex*. *Ecology*, 69(6), 1826–1838. <https://doi.org/10.2307/1941160>
- Gilbert, & Mitchell, E. A. D. (2006). *Chapter 13 Microbial diversity in Sphagnum peatlands* (s. 287–318). [https://doi.org/10.1016/S0928-2025\(06\)09013-4](https://doi.org/10.1016/S0928-2025(06)09013-4)

- Glime, J. M. (2017). Arthropods: Crustacea - Copepoda and Cladocera. In *Bryophyte Ecology Volume 2: Bryological Interaction* (Roč. 2). Michigan Technological University. <http://digitalcommons.mtu.edu/bryophyte-ecology2/>
- Goddard, E., Naczi, R., Walker, K., Millett, J., & Wood, P. (2022). First records of the pitcher plant mite *Sarraceniopus gibsoni* (Nesbitt, 1954) (Astigmata: Histiostomatidae) in Europe. *BioInvasions Records*, *11*(1), 62–69. <https://doi.org/10.3391/bir.2022.11.1.07>
- González Garraza, G., Burdman, L., & Mataloni, G. (2019). Desmids (Zygnematophyceae, Streptophyta) community drivers and potential as a monitoring tool in South American peat bogs. *Hydrobiologia*, *833*(1), 125–141. <https://doi.org/10.1007/s10750-019-3895-x>
- González Garraza, G., Mataloni, G., Iturraspe, R., Lombardo, R., Camargo, S., & Quiroga, M. (2012). The limnological character of bog pools in relation to meteorological and hydrological features. *Mires and Peat, Vol 10*, 1–14.
- Gosselink, J. G., & Mitsch, W. J. (2000). Chapter 2 - Wetland Definitions. In *Wetlands* (s. 25–42). John Wiley & Sons.
- Gyllström, M., & Hansson, L.-A. (2004). Dormancy in freshwater zooplankton: Induction, termination and the importance of benthic-pelagic coupling. *Aquatic Sciences*, *66*(3). <https://doi.org/10.1007/s00027-004-0712-y>
- Hamilton, R., Reid, J. W., & Duffield, R. M. (2000). Rare Copepod, *Paracyclops canadensis* (Willey), Common in Leaves of *Sarracenia purpurea* L. *Northeastern Naturalist*, *7*(1), 17. <https://doi.org/10.2307/3858429>
- Havel, J. E., & Shurin, J. B. (2004). Mechanisms, effects, and scales of dispersal in freshwater zooplankton. *Limnology and Oceanography*, *49*(4part2), 1229–1238. https://doi.org/10.4319/lo.2004.49.4_part_2.1229
- Havens, K. E., & Hanazato, T. (1993). Zooplankton community responses to chemical stressors: A comparison of results from acidification and pesticide contamination research. *Environmental Pollution*, *82*(3), 277–288. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(93\)90130-G](https://doi.org/10.1016/0269-7491(93)90130-G)
- Helmer, E. H., Urban, N. R., & Eisenreich, S. J. (1990). Aluminum geochemistry in peatland waters. *Biogeochemistry*, *9*(3). <https://doi.org/10.1007/BF00000601>
- Hessen, D. O. (2000). Calcium limitation in *Daphnia magna*. *Journal of Plankton Research*, *22*(3), 553–568. <https://doi.org/10.1093/plankt/22.3.553>
- Higgins, T., Kenny, H., & Colleran, E. (2007). Plankton communities of artificial lakes created on Irish cutaway peatland. *Biology & Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy*, *107*(2), 77–85. <https://doi.org/10.3318/BIOE.2007.107.2.77>
- Chang, K.-H., Doi, H., Nishibe, Y., & Nakano, S. (2010). Feeding habits of omnivorous *Asplanchna*: comparison of diet composition among *Asplanchna herricki*, *A. priodonta* and *A. girodi* in pond ecosystems. *Journal of Limnology*, *69*(2), 209. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2010.209>
- Charlson, R. J., & Rodhe, H. (1982). Factors controlling the acidity of natural rainwater. *Nature*, *295*(5851), 683–685. <https://doi.org/10.1038/295683a0>
- Chytrý, M., Kučera, T., Kočí, M., Grulich, V., & Lustyk, P. (2010). *Katalog biotopů České republiky* (druhé vydání). Agentura ochrany přírody a krajiny ČR.
- Jayabarathi, R., Padmavati, G., & Anandavelu, I. (2015). Spatial heterogeneity of benthic copepods: a comparative aspect on composition, abundance, and correlation. *Zoological Studies*, *54*(1), 51. <https://doi.org/10.1186/s40555-015-0130-y>
- Jenkins, D. G., & Underwood, M. O. (1998). Zooplankton may not disperse readily in wind, rain, or waterfowl. *Hydrobiologia*, *387/387*, 15–21. <https://doi.org/10.1023/A:1017080029317>

- Jeziorski, A., & Yan, N. D. (2006). Species identity and aqueous calcium concentrations as determinants of calcium concentrations of freshwater crustacean zooplankton. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63(5), 1007–1013. <https://doi.org/10.1139/f06-019>
- Jones, R. I. (1992). The influence of humic substances on lacustrine planktonic food chains. *Hydrobiologia*, 229(1), 73–91. <https://doi.org/10.1007/BF00006992>
- Kajgrová L, Kolar V, Roy K, Adámek Z, Blabolil P, Kopp R, Mráz J, Musil M, Pecha O, Pechar L, Potužák J, Vrba J (2024) A stoichiometric insight into the seasonal imbalance of phosphorus and nitrogen in central European fishponds. *Environ Sci Eur* 36:139. <https://doi.org/10.1186/s12302-024-00968-9>
- Karpowicz, M., Ejsmont-Karabin, J., Kozłowska, J., Feniova, I., & Dzialowski, A. R. (2020). Zooplankton Community Responses to Oxygen Stress. *Water*, 12(3), 706. <https://doi.org/10.3390/w12030706>
- Klimaszyk, P., & Kuczyńska-Kippen, N. (2006). Peat-bog pool (Wielkopolski National Park) as a habitat of specific communities of zooplankton. *Acta Agrophysica*, 7(2), 375–381. <http://www.acta-agrophysica.org/Peat-bog-pool-Wielkopolski-National-Park-as-a-habitat-of-specific-communities-of,107877,0,2.html>
- Klimaszyk Piotrand, & Kuczyńska-Kippen, N. (2006). Peat-bog pool (Wielkopolski National Park) as a habitat of specific communities of zooplankton. *Acta Agrophysica*, 7(2), 375–381. <http://www.acta-agrophysica.org/Peat-bog-pool-Wielkopolski-National-Park-as-a-habitat-of-specific-communities-of,107877,0,2.html>
- Kotov, A. A. (2006). Adaptations of Anomopoda crustaceans (Cladocera) to the benthic mode of life. *Entomological Review*, 86(S2), S210–S225. <https://doi.org/10.1134/S0013873806110157>
- Krumins, J., & Klavins, M. (2022). *Characterisation of humic acids in boreal mires depending on a peat type*.
- Krylov, V. V., Sizova, A. A., & Sizov, D. A. (2022). Effects of Hypoxia and Hypomagnetic Field on Morphometric and Life-History Traits in Freshwater Cladoceran *Daphnia magna*. *Water*, 14(23), 3955. <https://doi.org/10.3390/w14233955>
- Kučerová, A., Čermák, J., Nadezhdina, N., & Pokorný, J. (2010). Transpiration of *Pinus rotundata* on a wooded peat bog in central Europe. *Trees*, 24(5), 919–930. <https://doi.org/10.1007/s00468-010-0463-4>
- Kurbatova, S. A., & Ershov, I. Yu. (2012). Development of a zooplankton community including *Heterocope saliens* Lillijeborg in an experiment with hydrophytes. *Inland Water Biology*, 5(1), 75–82. <https://doi.org/10.1134/S1995082912010075>
- Lamentowicz, M., & Mitchell, E. A. D. (2005). The Ecology of Testate Amoebae (Protists) in Sphagnum in North-western Poland in Relation to Peatland Ecology. *Microbial Ecology*, 50(1), 48–63. <https://doi.org/10.1007/s00248-004-0105-8>
- Lanka, A., Poska, A., Bakumenko, V., Dimante-Deimantovica, I., Liiv, M., Stivrins, N., Zagars, M., & Veski, S. (2024). Subfossil Cladocera as indicators of pH, trophic state and conductivity: Separate and combined effects in hemi boreal freshwater lakes. *Ecological Indicators*, 167, 112592. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.112592>
- Lapesa, S., Snell, T. W., Fields, D. M., & Serra, M. (2002). Predatory interactions between a cyclopoid copepod and three sibling rotifer species. *Freshwater Biology*, 47(9), 1685–1695. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00926.x>
- Lara, E., Mitchell, E. A. D., Moreira, D., & López García, P. (2011). Highly Diverse and Seasonally Dynamic Protist Community in a Pristine Peat Bog. *Protist*, 162(1), 14–32. <https://doi.org/10.1016/j.protis.2010.05.003>
- Lindsay, R. (2016). Peatland Classification. In Finlayson, C. Max, Everard, Mark, Irvine, Kenneth, McInnes, J. Robert, Middleton, A. Beth, Davidson, & C. Nick (Ed.), *The Wetland Book* (s. 1–14). Springer Netherlands.

- Lindsay, R. (2018). Peatland (Mire Types): Based on Origin and Behavior of Water, Peat Genesis, Landscape Position, and Climate. In *The Wetland Book* (s. 251–273). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-007-4001-3_279
- Lobunicheva, E. V., & Philippov, D. A. (2011). Zooplankton in hollow-pools (using raised bogs in Vologda oblast, Russia, as an example). *Inland Water Biology*, 4(2), 173–178. <https://doi.org/10.1134/S1995082911020313>
- Malmer, N. (1986). Vegetational gradients in relation to environmental conditions in northwestern European mires. *Canadian Journal of Botany*, 64(2), 375–383. <https://doi.org/10.1139/b86-054>
- Marotta, R., Leasi, F., Uggetti, A., Ricci, C., & Melone, G. (2010). Dry and survive: Morphological changes during anhydrobiosis in a bdelloid rotifer. *Journal of Structural Biology*, 171(1), 11–17. <https://doi.org/10.1016/j.jsb.2010.04.003>
- McCullough, I. M., Sun, X., Hanly, P. J., & Soranno, P. A. (2024). Knowing your limits: Patterns and drivers of nutrient limitation and nutrient–chlorophyll relationships in US lakes. *Limnology and Oceanography Letters*, 9(6), 725–734. <https://doi.org/10.1002/lol2.10420>
- McQueen, D. J., Post, J. R., & Mills, E. L. (1986). Trophic Relationships in Freshwater Pelagic Ecosystems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 43(8), 1571–1581. <https://doi.org/10.1139/f86-195>
- Min, C., Johansson, L. S., Søndergaard, M., Lauridsen, T. L., Chen, F., Sh, T., & Jeppesen, E. (2021). Copepods as environmental indicator in lakes: special focus on changes in the proportion of calanoids along nutrient and pH gradients. *Aquatic Ecology*, 55(4), 1241–1252. <https://doi.org/10.1007/s10452-021-09877-y>
- Mitchell, Gilbert, Buttler, A., Amblard, C., Grosvernier, P., & Gobat, J.-M. (2003). Structure of microbial communities in Sphagnum peatlands and effect of atmospheric carbon dioxide enrichment. *Microbial Ecology*, 46(2), 187–199. <https://doi.org/10.1007/BF03036882>
- Moore, T. R. (2003). Dissolved organic carbon in a northern boreal landscape. *Global Biogeochemical Cycles*, 17(4). <https://doi.org/10.1029/2003GB002050>
- Niedźwiecki, M., Adamczuk, M., & Mieczan, T. (2017). Trophic interactions among the heterotrophic components of plankton in man-made peat pools. *Journal of Limnology*. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2017.1594>
- Nieminen, M., Sarkkola, S., Hasselquist, E. M., & Sallantausta, T. (2021). Long-Term Nitrogen and Phosphorus Dynamics in Waters Discharging from Forestry-Drained and Undrained Boreal Peatlands. *Water, Air, & Soil Pollution*, 232(9), 371. <https://doi.org/10.1007/s11270-021-05293-y>
- Orru, M., Übner, M., & Orru, H. (2011). Chemical properties of peat in three peatlands with balneological potential in Estonia. *Estonian Journal of Earth Sciences*, 60(1), 43. <https://doi.org/10.3176/earth.2011.1.04>
- Pejler, B. (1983). Zooplanktic indicators of trophic and their food. *Hydrobiologia*, 101(1–2), 111–114. <https://doi.org/10.1007/BF00008662>
- Pejler, B., & Bērziņš, B. (1994). On the ecology of Lecane (Rotifera). *Hydrobiologia*, 273(2), 77–80. <https://doi.org/10.1007/BF00006849>
- Pinceel, T., Brendonck, L., & Vanschoenwinkel, B. (2016). Propagule size and shape may promote local wind dispersal in freshwater zooplankton—a wind tunnel experiment. *Limnology and Oceanography*, 61(1), 122–131. <https://doi.org/10.1002/lno.10201>
- Pirow, R., Bäumer, C., & Paul, R. J. (2001). Benefits of haemoglobin in the cladoceran crustacean *Daphnia magna*. *Journal of Experimental Biology*, 204(20), 3425–3441. <https://doi.org/10.1242/jeb.204.20.3425>
- Quiroga, M. V., Unrein, F., González Garraza, G., Küppers, G., Lombardo, R., Marinone, M. C., Menu Marque, S., Vinocur, A., & Mataloni, G. (2013). The plankton communities from peat bog pools:

- structure, temporal variation and environmental factors. *Journal of Plankton Research*, 35(6), 1234–1253. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbt082>
- Roman, M. R., Gauzens, A. L., Rhinehart, W. K., & White, J. R. (1993). Effects of low oxygen waters on Chesapeake Bay zooplankton. *Limnology and Oceanography*, 38(8), 1603–1614. <https://doi.org/10.4319/lo.1993.38.8.1603>
- Rydin, H., & Jeglum, J. (2013). *The biology of peatlands, second edition*.
- Sarvala, J. (1979). A parthenogenetic life cycle in a population of *Canthocamptus Staphylinus* (Copepoda, Harpacticoida). *Hydrobiologia*, 62(2), 113–129. <https://doi.org/10.1007/BF00037505>
- Semenova, A. S., & Napreenko, M. G. (2023). First Data on the Species Composition and Development of Cladocera (Crustacea: Branchiopoda) in Mire Ecosystems (Kaliningrad Oblast, Russia). *Inland Water Biology*, 16(5), 805–820. <https://doi.org/10.1134/S1995082923050115>
- Shapiera, M., Jeziorski, A., Yan, N. D., & Smol, J. P. (2011). Calcium content of littoral Cladocera in three softwater lakes of the Canadian Shield. *Hydrobiologia*, 678(1), 77–83. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0824-z>
- Sheveleva, N. G., Itigilova, M. Ts., & Chananbaator, A. (2017). Morphology and biology of *Cyclops scutifer* Sars, 1863 in high mountain lakes of East Siberia (including Lake Amut). *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 35(2), 258–264. <https://doi.org/10.1007/s00343-016-5105-2>
- Sjörs, H., & Gunnarsson, U. (2002). Calcium and pH in north and central Swedish mire waters. *Journal of Ecology*, 90(4), 650–657. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2002.00701.x>
- Smirnov, N. N. (2014). Ecophysiology. In *Physiology of the Cladocera* (s. 187–197). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-396953-8.00015-X>
- Smirnov, N. N. (2017). Reproduction. In *Physiology of the Cladocera* (s. 151–174). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-805194-8.00011-8>
- Sommer, U., & Sommer, F. (2006). Cladocerans versus copepods: the cause of contrasting top–down controls on freshwater and marine phytoplankton. *Oecologia*, 147(2), 183–194. <https://doi.org/10.1007/s00442-005-0320-0>
- Sprules, W. G. (1975). Midsummer Crustacean Zooplankton Communities in Acid-Stressed Lakes. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 32(3), 389–395. <https://doi.org/10.1139/f75-045>
- Strobl, K., Schmidt, C., & Kollmann, J. (2018). Selecting plant species and traits for phytometer experiments. The case of peatland restoration. *Ecological Indicators*, 88, 263–273. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.12.018>
- Šorf, M., & Brandl, Z. (2012). The rotifer contribution to the diet of *Eudiaptomus gracilis* (G. O. Sars, 1863) (Copepoda, Calanoida). *Crustaceana*, 85(12–13), 1421–1429. <https://doi.org/10.1163/15685403-00003133>
- Šrámek-Hušek, R., Straškraba, M., & Brtek, J. (1962). *Fauna ČSSR. Lupenonožci - Branchiopoda: Roč. Nakladatelství ČSAV, Academia*.
- Tsuraya, F., Rahmansyah, S., Fikri, F., & Hasanah, R. (2024). Identification of microalgae in peat swamp waters. *Biological Environment and Pollution*, 2. <https://doi.org/10.31763/bioenvipo.v3i2.654>
- Tuittila, E.-S., Vasander, H., & Laine, J. (2003). Success of re-introduced Sphagnum in a cut-away peatland. *Boreal Environment Research*, 8, 245–250.
- Vad, C. F., Horváth, Z., Kiss, K. T., Tóth, B., Péntek, A. L., & Ács, É. (2013). Vertical distribution of zooplankton in a shallow peatland pond: the limiting role of dissolved oxygen. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 49(4), 275–285. <https://doi.org/10.1051/limn/2013060>
- van Duinen, Brock, A. M. T., Kuper, J. T., Leuven, R. S. E. W., Peeters, T. M. J., Roelofs, J. G. M., van der Velde, G., Verberk, W. C. E. P., & Esselink, H. (2003). Do restoration measures rehabilitate fauna

- diversity in raised bogs? A comparative study on aquatic macroinvertebrates. *Wetlands Ecology and Management*, 11(6), 447–459. <https://doi.org/10.1023/B:WETL.0000007196.75248.a5>
- van Duinen, Zhuge, Y., Verberk, W. C. E. P., Brock, A. M. T., van Kleef, H. H., Leuven, R. S. E. W., van der Velde, G., & Esselink, H. (2006). Effects of Rewetting Measures in Dutch Raised Bog Remnants on Assemblages of Aquatic Rotifera and Microcrustaceans. *Hydrobiologia*, 565(1), 187–200. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1913-7>
- Vanderploeg, H. A., Ludsin, S. A., Cavaletto, J. F., Höök, T. O., Pothoven, S. A., Brandt, S. B., Liebig, J. R., & Lang, G. A. (2009). Hypoxic zones as habitat for zooplankton in Lake Erie: Refuges from predation or exclusion zones? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 381, S108–S120. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2009.07.015>
- Vicherová, E., Hájek, M., & Hájek, T. (2015). Calcium intolerance of fen mosses: Physiological evidence, effects of nutrient availability and successional drivers. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 17(5), 347–359. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2015.06.005>
- Vitt, D. H. (1994). An overview of factors that influence the development of Canadian peatlands. *Memoirs of the Entomological Society of Canada*, 126(S169), 7–20. <https://doi.org/10.4039/entm126169007-1>
- Vrba, J., Kopáček, J., Fott, J., Kohout, L., Nedbalová, L., Pražáková, M., Soldán, T., & Schaumburg, J. (2003). Long-term studies (1871–2000) on acidification and recovery of lakes in the Bohemian Forest (central Europe). *Science of The Total Environment*, 310(1–3), 73–85. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(02\)00624-1](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00624-1)
- Wærvågen, S. B., & Nilssen, J. P. (2010). Life histories and seasonal dynamics of common boreal pelagic copepods (Crustacea, Copepoda) inhabiting an oligotrophic Fennoscandian lake. *Journal of Limnology*, 69(2), 311. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2010.311>
- Wallace, R. L., & Snell, T. W. (2010). Rotifera. In *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates* (s. 173–235). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-374855-3.00008-X>
- Walseng, B., Yan, N. D., & Schartau, A. K. (2003). Littoral Microcrustacean (Cladocera and Copepoda) Indicators of Acidification in Canadian Shield Lakes. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 32(3), 208–213. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-32.3.208>
- Warner, B. G., & Asada, T. (2006). Biological diversity of peatlands in Canada. *Aquatic Sciences*, 68(3), 240–253. <https://doi.org/10.1007/s00027-006-0853-2>
- * Weber, C. A. (1902). Über die vegetation und entstehung des hochmoors von Augstumaal: im memeldelta mit vergleichenden ausblicken auf andere hochmoore der erde; eine formationsbiologisch-historische und geologische studie. *Převzato z Lindsay (2016) - The Wetland Book - Peatland Classification*.
- Wheeler, B. D., & Proctor, M. C. F. (2000). Ecological gradients, subdivisions and terminology of north-west European mires. *Journal of Ecology*, 88(2), 187–203. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2000.00455.x>
- Wollmann, K., Deneke, R., Nixdorf, B., & Packroff, G. (2000). Dynamics of planktonic food webs in three lakes across a pH gradient (pH 2–4). *Hydrobiologia*, 433(1/3), 3–14. <https://doi.org/10.1023/A:1004060732467>
- Yoshida, T., Urabe, J., & Elser, J. J. (2003). Assessment of ‘top-down’ and ‘bottom-up’ forces as determinants of rotifer distribution among lakes in Ontario, Canada. *Ecological Research*, 18(6), 639–650. <https://doi.org/10.1111/j.1440-1703.2003.00596.x>
- Zeis, B. (2020). Hemoglobin in Arthropods—Daphnia as a Model. In U. Hoeger & J. R. Harris (Ed.), *Vertebrate and Invertebrate Respiratory Proteins, Lipoproteins and other Body Fluid Proteins* (Roč. 94, s. 163–194). Springer International Publishing.