

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE
FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ
KATEDRA EKOLOGIE



**Česká zemědělská
univerzita v Praze**

Vplyv priehľadnosti vody na vodné vtáky
BAKALÁRSKA PRÁCA

Vedúci práce: doc. RNDr. Petr Musil, Ph.D.

Konzultant: Mgr. Šárka Neužilová, Ph.D.

Bakalant: Sofia Medviďová

2023

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Sofia Medvid'ová

Aplikovaná ekologie

Název práce

Vplyv priehľadnosti vody na vodné vtáky

Název anglicky

Effect of water transparency on waterbirds

Ciele práce

Cieľom práce je zhrnutie literárnych poznatkov o vplyve priehľadnosti vody na vodné vtáky. Práca bude vychádzať z rešerše dostupnej literatúry na nasledujúce témy:

- Biotické a abiotické faktory ovplyvňujúce priehľadnosť vody
- Indikačný význam priehľadnosti vody (brownification)
- Vnútrosezónne zmeny priehľadnosti vody a ich príčiny
- Dlhodobé zmeny priehľadnosti vody a ich príčiny
- Vplyv priehľadnosti vody na početnosť a reprodukčnú úspešnosť vodných vtákov

Súčasťou práce bude aj meranie priehľadnosti vody na vybraných rybníkoch v CHKO Třeboňsko a v okolitých oblastiach s cieľom zachytiť vnútrosezónnu dynamiku priehľadnosti vody a posúdiť vplyv priehľadnosti vody na počet rodiniek vybraných druhov vodných vtákov.

Metodika

Postup riešenia práce:

- Súhrn literatúry o vplyve priehľadnosti vody na vodné vtáky
- Meranie priehľadnosti vody na vybraných rybníkoch v CHKO Třeboňsko a v okolitých oblastiach
- Analýza vplyvu priehľadnosti vody na počet rodiniek vybraných druhov vodných vtákov
- Zhodnotenie medzidruhových rozdielov vo vplyve priehľadnosti vody na vodné vtáky v závislosti na ich potravnjej špecializácii

Harmonogram:

- marec – november 2022: súhrn literárnych zdrojov
- máj – júl 2022: zber dát (meranie priehľadnosti vody) v teréne
- október 2022 – február 2023: spracovanie literárnej rešerše

- október 2022 – február 2023: analýza terénnych dát
- marec 2023: dokončenie bakalárskej práce



Doporučený rozsah práce

cca 30 stran

Klíčová slova

priehľadnosť vody, vodné vtáky, eutrofizácia, vnútrosezónna dynamika, potravná špecializácia

Doporučené zdroje informácií

- Hrbáček J. 1996: Vztahy v potravní síti. In: Eiseltová (ed.) Obnova jezerních ekosystémů: holistický přístup. Wetlands International Publication No.32: 44–58.
- IUCN 1996: Význam rybníků pro krajinu střední Evropy. Trvale udržitelné využívání rybníků v Chráněné krajinné oblasti a biosferické rezervaci Třeboňsko. České koordinační středisko IUCN – Světového svazu ochrany přírody. Praha a IUCN Gland, Švýcarsko a Cambridge, Velká Británie.
- Musil P. 2006a: Effect of intensive fish production on waterbird breeding population: Review of current knowledge. In: Boere G.C., Galbraith C.A., Stroud D.A., (eds). Waterbirds around the world. The Stationery Office, Edinburgh, UK: 520–521.
- Owen M. & Black J. M. 1990: Waterfowl Ecology. Blackie, Glasgow and London
- Pokorný J., Schlott G., Schlott K., Pechar L. & Koutníková J. 1994: Monitoring of changes in fishpond ecosystems. In: Aubrecht G., Dick G. & Prentice C. (eds.) 1994: Monitoring of Ecological Change in Wetlands of Middle Europe. Proc. International Workshop, Linz, Austria, 1993. Stapfia 31, Linz, Austria, and IWRB Publication No. 30, Slimbridge, UK: 37–45.
- Seiche EK, Gerdeaux D, Gwiazda R, Lévai F, Musil P, Nemenonoks O, Strod T, Carss DN (2012) Cormorant-fisheries conflicts in Carp ponds areas in Europe and Israel – an overview. COST Action 635 Final Report, COST ESF SS01010280: Bussel. ISBN 978-1-906698-10-2
-

Předběžný termín obhajoby

2022/23 LS – FŽP

Vedoucí práce

doc. RNDr. Petr Musil, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra ekologie

Konzultant

Mgr. Šárka Neužilová, Ph.D.

Elektronicky schváleno dne 23. 3. 2023

prof. Mgr. Bohumil Mandák, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 23. 3. 2023

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 23. 03. 2023

Čestné prehlásenie

Prehlasujem, že som bakalársku prácu na tému Vplyv priehľadnosti vody na vodné vtáky vypracovala samostatne a citovala som všetky informačné zdroje, ktoré som v práci použila a ktoré som taktiež uviedla na konci práce v zozname použitých informačných zdrojov.

Som si vedomá, že na moju bakalársku prácu sa plne vzťahuje zákon 121/2000 Zb., o práve autorskom, o právach súvisiacich s právom autorským a o zmene niektorých zákonov, v znení neskorších predpisov, predovšetkým ustanovenie § 35 ods. 3 tohto zákona, tj. o použití tohto diela.

Som si vedomá, že odovzdaním bakalárskej práce súhlasím s jej zverejnením podľa zákona č. 111/1998 Zb., o vysokých školách a o zmene a doplnení ďalších zákonov, v znení neskorších predpisov, a to aj bez ohľadu na výsledok jej obhajoby.

Svojim podpisom taktiež prehlasujem, že elektronická verzia práce je totožná s verziou tlačenou, a že s údajmi uvedenými v práci bolo nakladané v súvislosti s GDPR.

V Prahe dňa _____

Sofia Medvidová

Pod'akovanie

Na tomto mieste by som chcela poďakovať doc. RNDr. Petrovi Musilovi, Ph.D., za odborné vedenie mojej bakalárskej práce a za prínosné rady, ktoré mi poskytoval pri jej spracovaní. Súčasne by som chcela poďakovať mojej konzultantke Mgr. Šárke Neužilovej, Ph.D., za pomoc s hľadaním literatúry a za cennú spätnú väzbu k mojej bakalárskej práci. V neposlednom rade patrí obrovské poďakovanie môjmu priateľovi a rodičom, ktorí ma počas celého štúdia podporovali, a bez ktorých by som túto prácu nemohla dokončiť.

Abstrakt

Priehľadnosť vody je dôležitým parametrom, ktorý významne vplýva na život organizmov vo vodnom prostredí. Táto bakalárska práca sumarizuje literárne poznatky o faktoroch ovplyvňujúcich priehľadnosť vody, o zmenách priehľadnosti vody počas roka i v dlhodobom horizonte, a taktiež o pozitívnych a negatívnych vplyvoch transparentnosti vody na početnosť a reprodukčnú úspešnosť vodných vtákov. V praktickej časti práce bol pomocou zovšeobecneného lineárneho modelu (GLM) skúmaný vplyv priehľadnosti vody, rozlohy vodnej hladiny rybníka, litorálnych porastov, a otvorenej krajiny či mokradí v okolí rybníkov na počet rodiniek 11 druhov vodných vtákov. Dáta boli zozbierané na rybníkoch v CHKO Třeboňsko a v blízkom okolí počas sezón 2018–2022. Štatistická analýza preukázala významný vplyv priehľadnosti vody na počet rodiniek u každého skúmaného druhu. Takmer u všetkých druhov bol tento vplyv pozitívny, negatívny vplyv bol preukázaný len u potápky chochlatej *Podiceps cristatus* a u husi divej *Anser anser*, čo bolo spôsobené ich potravnou špecializáciou a nárokmi na prostredie. U všetkých druhov bol taktiež zistený pozitívny vplyv mokradí v okolí. Vplyvy rozlohy vodnej hladiny, otvorenej krajiny v okolí a litorálnych porastov sa líšili podľa ekológie jednotlivých druhov.

Kľúčové slová: priehľadnosť vody, vodné vtáky, eutrofizácia, vnútrosezónna dynamika, potravná špecializácia

Abstract

Water transparency is a vital parameter that significantly impacts the life of aquatic organisms. This bachelor's thesis provides an overview of the literature on the factors that affect water transparency, including seasonal and long-term changes, as well as the positive and negative effects of water transparency on waterbirds. In the practical part of the thesis, a generalized linear model (GLM) is used to investigate the influence of water transparency, water surface area, littoral vegetation, and the presence of open landscapes and wetlands in the vicinity of the fishponds on the number of families of 11 waterbird species. Data was collected over a four-year period (2018–2022) from fishponds located in the Třeboň Biosphere Reserve and surrounding areas. Statistical analysis showed a significant effect of water transparency on the number of families for each species studied. For almost all species this effect was positive. Negative effect was shown only for the great crested grebe *Podiceps cristatus* and the greylag goose *Anser anser*, which was due to their food specialization and environmental requirements. A positive effect of wetlands in the vicinity of the fishponds was found for all species. The effects of water surface area, littoral vegetation and the presence of open landscapes in the vicinity varied according to the ecology of the species.

Key words: water transparency, waterbirds, eutrophication, intra-seasonal dynamics, food specialization

Obsah

1. Úvod.....	1
2. Ciele práce	2
3. Literárna rešerš	3
3.1 Faktory ovplyvňujúce priehľadnosť vody.....	3
3.1.1 Abiotické faktory	3
3.1.2 Biotické faktory	4
3.2 Brownification	6
3.3 Vnútrosezónne zmeny priehľadnosti vody a ich príčiny.....	8
3.4 Dlhodobé zmeny priehľadnosti vody a ich príčiny	10
3.5 Vplyv priehľadnosti vody na vodné vtáky	11
3.5.1 Pozitívny vplyv priehľadnosti vody	11
3.5.2 Negatívny vplyv priehľadnosti vody	13
4. Metodika.....	17
4.1 Zber dát.....	17
4.2 Charakteristika študovaných rybníkov	18
4.3 Štatistická analýza.....	19
5. Výsledky	20
6. Diskusia.....	31
7. Záver	34
8. Prehľad literatúry a použitých zdrojov	35

1. Úvod

Priehľadnosť vody je jedným z ekologicky najdôležitejších parametrov, ktorý ovplyvňuje organizmy vodných ekosystémov. Priehľadnosť určuje hĺbku prieniku slnečného žiarenia do vodného stĺpca, ktoré je zdrojom energie potrebnej na životné pochody rastlín a živočíchov. Pokles priehľadnosti vody spôsobený prítomnosťou rôznych častíc (Říhová Ambrožová, 2007) a s ním spojený nedostatok svetla teda môžu predstavovať významný negatívny vplyv na život organizmov.

Keďže sú vodné vtáky viazané na vodné nádrže, jazerá či rybníky, je pre ne podstatné, aby mala voda dostatočnú kvalitu vhodnú pre hniezdenie, odchov mláďat či lov potravy. Priehľadnosť vody má úzku súvislosť s jej kvalitou (Chang et al., 2020), preto je pre podporu vtáčích spoločenstiev potrebné zamedziť príliš nízke hodnoty priehľadnosti. Negatívne ovplyvniť priehľadnosť môže napríklad premnožený fytoplanktón (Pechar et Radová, 1996), nevhodná rybia obsádka tvorená kaprom obyčajným (Pokorný et al., 1994; Musil, 2006), či vysoká koncentrácia fosforu a dusíka (Pokorný et al., 1994; Pitter, 2015).

Rôzne hladiny priehľadnosti vody môžu vtáctvo ovplyvniť negatívne či pozitívne. Nízka priehľadnosť vody je všeobecne považovaná za negatívny faktor, pretože je spájaná so znížením počtu bezstavovcov (Arzel et al., 2020), ktoré sú potravou niektorých vodných vtákov a ich mláďat (Musil et al., 1997; Dessborn et al., 2011), a taktiež s úbytkom vodnej vegetácie (Robin et al., 2014). Vysoká priehľadnosť môže byť pre vtáky užitočná napríklad z dôvodu lepšej viditeľnosti pri zháňaní potravy (Eriksson, 1985; Moreno-Ostos et al., 2008; Gwiazda, 2009) a taktiež kvôli tomu, že podporuje rast makrofytov, ktoré sú potravou herbivorných vtákov (Moreno-Ostos et al., 2008; Hansson et al., 2010). Nie vždy však vysoká priehľadnosť ovplyvňuje vtáky pozitívne – jej vysoké hodnoty môžu indikovať nedostatok živín vo vode a teda nedostatok potravy (Schindler, 1998).

V európskych štúdiách je téma priehľadnosti vody a jej vplyvu na vodné vtáky študovaná hlavne na vodných plochách v severských krajinách, napr. vo Švédsku, Dánsku či Fínsku (Sjöberg et al., 2000; Hansson et al., 2010; Pöysä et al., 2013; Lehikoinen et al., 2016; Fox et al., 2019). V ostatných krajinách Európy sa tieto štúdie vyskytujú menej často a nie sú príliš súčasné, stále je však možné nájsť literatúru zo Španielska, Poľska, Nemecka, či z Českej republiky (Musil et al., 1997; Haas et al., 2007; Moreno-Ostos et al., 2008; Gwiazda, 2009). V praktickej časti tejto práce bude daný vzťah medzi priehľadnosťou vody a vodnými vtákmi bližšie skúmaný na dátach z rybníkov CHKO Třeboňsko a jej blízkeho okolia.

2. Ciele práce

Cieľom rešeršnej časti bakalárskej práce je zosumarizovať dostupné literárne poznatky o biotických a abiotických faktoroch ovplyvňujúcich priehľadnosť vody, o vnútrosezónnych a dlhodobých zmenách priehľadnosti vody, a taktiež o pozitívnych a negatívnych vplyvoch priehľadnosti vody na početnosť a reprodukčnú úspešnosť vodných vtákov.

Cieľom praktickej časti práce je na základe štatistickej analýzy zistiť, či a ako sú počty rodiniek 11 druhov vodných vtákov na rybníkoch CHKO Třeboňsko a v blízkom okolí ovplyvnené priehľadnosťou vody, rozlohou vodnej hladiny rybníka, litorálnou vegetáciou, či otvorenou krajinou a mokradami v okolí. Cieľom je taktiež zhodnotiť medzidruhové rozdiely vo vplyve priehľadnosti vody na skúmané vodné vtáky v závislosti na ich potravnej špecializácii.

3. Literárna rešerš

3.1 Faktory ovplyvňujúce priehľadnosť vody

Priehľadnosť je významnou fyzikálnou vlastnosťou vody, ktorá vplýva na množstvo svetelného žiarenia vstupujúceho do vodného stĺpca. Je ovplyvnená prítomnosťou biotických a abiotických častíc rozptýlených vo vode (Lellák et Kubíček, 1992; Říhová Ambrožová, 2007; Valentová et al., 2009; Robin et al., 2014; Chang et al., 2020).

Priehľadnosť vody sa značne líši v rôznych typoch vodných nádrží. V oligotrofných severských a vysokohorských jazerách môže mať priehľadnosť hodnotu aj 15–20 metrov. V mezotrofných až eutrofných jazerách či rybníkoch, v ktorých je zvýšený obsah živín, sa priehľadnosť môže pohybovať od niekoľkých desiatok centimetrov až do piatich metrov (Lellák et Kubíček, 1992). Priehľadnosť vody je ovplyvnená rôznymi abiotickými a biotickými faktormi, ktoré sú rozobrané v nasledujúcich podkapitolách.

3.1.1 Abiotické faktory

Medzi najdôležitejšie abiotické faktory ovplyvňujúce priehľadnosť vody sa radí zákal (Říhová Ambrožová, 2007; Valentová et al., 2009) a chemické látky, ako sú zlúčeniny dusíka a fosforu (Pokorný et al., 1994; Chang et al., 2020).

Priehľadnosť vody ovplyvňuje zákal – turbidita vody, ktorá je spôsobená rôznymi časticami rozptýlenými vo vode. Pôvodom týchto častíc môžu byť zvrátené organické látky alebo živé organizmy – fytoplanktón (Říhová Ambrožová, 2007). Príčinou zákalu môžu byť aj prudké dažde, pri ktorých dochádza k splachu látok do vody, alebo silný vietor, ktorý narušuje a premiešava hornú vrstvu vody (Valentová et al., 2009). Pri zníženej priehľadnosti dochádza k otepľovaniu horných vrstiev vody kvôli zachytávaniu slnečného žiarenia, ktoré sa nemôže dostať do hlbších častí nádrže. To môže viesť k podobným zmenám v teplotnej stratifikácii jazier, aké by spôsobilo oteplenie vzduchu (Pilla et al., 2018).

Priehľadnosť vody úzko súvisí s jej kvalitou. Je ovplyvnená abiotickými faktormi, ako je obsah anorganických pevných látok a organického detritu. Ďalej je priehľadnosť ovplyvnená zlúčeninami dusíka (amoniakálny dusík N-NH_4^+ a dusičnanový dusík N-NO_3^-), množstvom celkového fosforu (TP – z angl. total phosphorus), teplotou vody, rozpusteným kyslíkom a chemickou spotrebou kyslíka

(Chang et al., 2020). V rybníkoch je zníženie kvality vody ovplyvnené zvýšeným prísunom živín do vody, napríklad prostredníctvom hnojenia rybníkov alebo okolitej poľnohospodárskej pôdy minerálnymi či organickými hnojivami (Pokorný et al., 1994).

Dusík a fosfor patria medzi dôležité makrobiogénne prvky a sú limitnými prvkami rozvoja mikroorganizmov. Zlúčeniny dusíka môžu pochádzať napríklad z odpadových vôd alebo z dusíkatých hnojív, ktoré sa do vody dostanú splachom z poľnohospodárskej pôdy. Amoniakálny dusík pochádza najmä zo živočíšnej výroby. Fosfor sa do vody môže dostať prostredníctvom hnojenia fosforečnými hnojivami, alebo z exkrementov hospodárskych zvierat (Pitter, 2015). Fosfor môže mať taktiež prírodný pôvod z minerálov v sedimente dna vodnej nádrže a z exkrécie vodných organizmov (Tundisi et Tundisi, 2011), alebo môže byť antropogénneho pôvodu, napríklad z pracích a čistiacich prostriedkov používaných v domácnostiach (Pitter, 2015). Fosfor je hlavným parametrom, ktorý ovplyvňuje rozvoj rias – čím viac fosforu sa vo vode nachádza, tým je počet rias vyšší (LaBounty, 2008; Qin et al., 2014). Podľa štúdie vykonanej na plytkých dánskych jazerách (Jeppesen et al., 2000), so zvýšeným obsahom celkového fosforu významne poklesla diverzita zooplanktónu. Podobne pri vyššej koncentrácii fosforu poklesla diverzita makrofytov.

3.1.2 Biotické faktory

Existujú taktiež rôzne biotické faktory, ktoré významne ovplyvňujú priehľadnosť vody. Je to napríklad rybia obsádka (Pokorný et al., 1994; Musil, 2006), koncentrácia chlorofylu *a* (Hrbáček, 1996; Robin et al., 2014), premnoženie fytoplanktónu či zooplanktónu (Pechar et Radová, 1996; Říhová Ambrožová, 2007; Valentová et al., 2009) alebo makrofyty (Van Donk et al., 1993; Madsen et al., 2001; Kufel et Kufel, 2002). Transparentnosť vody nám môže o stave nádrže a o chemizme vody poskytnúť dôležité informácie. Ak sa zníži priehľadnosť a zvýši sa zákal spôsobený fytoplanktónom, môže to indikovať zvyšovanie hodnôt pH. Na druhú stranu, ak priehľadnosť rýchlo stúpa, môže signalizovať možnosť vzniku kyslíkového deficitu, ktorý je spôsobený premnožením zooplanktónu (Valentová et al., 2009).

Medzi najdôležitejšie biotické faktory negatívne ovplyvňujúce priehľadnosť vody sa bezpochyby radí rybia obsádka, zvyšovanie jej množstva a nevhodné druhové zloženie. Planktivorné ryby vytvárajú silný predačný tlak na zooplanktón, konkrétne na veľké druhy perloočiek rodu *Daphnia*. Pokiaľ sú perloočky predované,

nemôžu z vodného stĺpca účinne filtrovať drobný fytoplanktón, a tým dochádza k rýchlemu rozvoju biomasy rias a siníc (Pokorný et al., 1994). Tento efekt vyvoláva najmä kapor obyčajný (*Cyprinus carpio*), ktorý sa živí zooplanktónom a bentickými organizmami (Musil, 2006). Pri hľadaní potravy kapor rozrýva dno, čím sa rozviruje sediment a voda sa stáva viac zakalenou. Bolo však zistené, že kapor prijíma potravu len pri určitých teplotách. Dolný a horný teplotný limit príjmu potravy sa stanovuje na 15 a 30°C (Roy et al., 2020). Ak sa kapor nachádza vo vysokej hustote, môže zhoršením svetelných podmienok podnietiť vývoj siníc adaptovaných na tieň (Pokorný et al., 1994).

Pri premnožení zooplanktónu však môže hroziť kyslíkový deficit, keďže je z vodného stĺpca veľmi rýchlo filtrovaný fytoplanktón, ktorý tento kyslík produkoval, a zároveň veľké množstvo zooplanktónu kyslík rapídne spotrebúva (Valentová et al., 2009). Na troch plytkých a eutrofných dánskych jazerách viedlo experimentálne zníženie biomasy planktivorných rýb k zvýšeniu priemernej veľkosti perloočiek, k zvýšeniu pomeru biomasy zooplanktónu k fytoplanktónu a súčasnému poklesu koncentrácie chlorofylu *a* (Jeppesen et al., 2000). Avšak o 5 rokov neskôr, Søndergaard et al. (2005) zistili, že v malých a plytkých jazerách a rybníkoch, v ktorých sa prirodzene nevyskytujú ryby, bola početnosť perloočiek aj napriek absencii rýb nízka. Je to pravdepodobne kvôli tomu, že v týchto jazerách majú na perloočky negatívny vplyv predátori z radov bezstavovcov.

Ako bolo spomínané v podkapitole 3.1.1, dusík a fosfor sú limitnými prvkami rozvoja mikroorganizmov, a teda aj fytoplanktónu (Pitter, 2015). Medzi fytoplanktónom a obsahom živín bola pozorovaná pozitívna korelácia (Robin et al., 2014). Fytoplanktón je taktiež limitovaný svetlom (Sommer et al., 2012), no dokáže sa rozvíjať aj pri nízkych teplotách (Robin et al., 2014). Fytoplanktón však zásadne zhoršuje svetelné podmienky vo vodnom stĺpci, a s jeho premnožením klesá priehľadnosť vody (Pechar et Radová, 1996). Na indikáciu prítomnosti fytoplanktónu vo vode sa používa koncentrácia chlorofylu *a* (Hrbáček, 1996). Fytoplanktón rozptýlený vo vode môže vytvárať tzv. vegetačný zákal, ktorý znižuje jej priehľadnosť. Tento zákal má ale odlišný charakter od zákalu tvoreného abiotickými časticami (Říhová Ambrožová, 2007).

Podľa OECD (1982) sa za eutrofné jazerá považujú jazerá s koncentráciou chlorofylu *a* v rozmedzí 25–75 µg/l, hypertrofné jazerá sa pohybujú v hodnotách 75 µg/l a vyššie (Tabuľka 1). Na celkovo 99 eutrofizovaných plytkých jazerách na juhovýchode Francúzska bolo zistené, že pri hodnotách koncentrácie chlorofylu *a* nad 50–60 µg/l dochádza k výraznému poklesu druhovej diverzity

rastlín a bezstavovcov. Konkrétne, zlomové koncentrácie chlorofylu *a*, pri prekročení ktorých prudko poklesol pokryv makrofytov, sa pohybovali v rozmedzí 58–65 µg/l. Pre pokles druhovej bohatosti bezstavovcov postačili už hodnoty 46–55 µg/l (Robin et al., 2014).

Tabuľka 1: Klasifikácia jazier do trofických úrovní podľa obsahu celkového fosforu (µg/l), chlorofylu *a* (µg/l) a priehľadnosti vody (m) (OECD, 1982).

Kategória jazera	Celkový fosfor (µg/l)	Chlorofyl <i>a</i> (µg/l)	Priehľadnosť vody (m)
Ultra-oligotrofné	< 4	< 2.5	> 6
Oligotrofné	< 10	< 8	> 3
Mezotrofné	10–35	8–25	3–1.5
Eutrofné	35–100	25–75	1.5–0.7
Hypertrofné	> 100	> 75	< 0.7

Vplyv na priehľadnosť vody majú aj ponorené vyššie rastliny – makrofyty. Kladne prispievajú tým, že môžu do svojej biomasy ukladať živiny, ako dusík a fosfor (Van Donk et al., 1993; Kufel et Kufel, 2002), a zvyšujú sedimentáciu častíc rozptýlených vo vode (Madsen et al., 2001). Pre zooplanktón môžu makrofyty pôsobiť ako útočisko pred predáčnym tlakom rýb (Schriver et al., 1995). Vodné rastliny sú negatívne ovplyvnené zvýšeným zákalom vody a vysokým obsahom chlorofylu *a*, pretože tieto faktory znižujú množstvo dostupného svetla, ktoré je potrebné pre rast makrofytov (Robin et al., 2014).

3.2 Brownification

Dôležitý faktor, ktorý sa spája s priehľadnosťou vody, je jej hnednutie, teda brownification. Za posledné tri dekády sa na severovýchode Severnej Ameriky a na severe Európy zvýšil počet jazier ovplyvnených týmto hnednutím (Monteith et al., 2007).

Zvyšovanie hnedého sfarbenia jazier je spôsobené hlavne rozpustenými organickými látkami (DOM – z angl. dissolved organic matter), ktoré pochádzajú buď z produkcie planktónu a makrofytov, alebo majú suchozemský pôvod. V sladkovodných ekosystémoch často dominujú suchozemské DOM, a skladajú sa

prevažne z humínových látok (Graneli, 2012). Hnednutie môže byť taktiež čiastočne vysvetlené zvýšeným obsahom železa vo vode (Graneli, 2012; Kritzberg et Ekström, 2012), avšak presné dôvody a príčiny hnednutia nie sú úplne jasné. V riekach na severovýchode USA bolo zistené, že organické látky, ktoré zapríčiňujú hnednutie vody, majú vplyv na zvýšenú mobilizáciu ortuti (Dittman et al. 2009).

Priehľadnosť vody negatívne koreluje s jej hnednutím. Na jazerách vo Fínsku, ktoré postihlo hnednutie, sa znižovala priehľadnosť vody so zvyšujúcim sa sfarbením najrýchlejšie pri hodnotách sfarbenia do 50 mg Pt/l. Hĺbka eufotickej zóny sa taktiež znižovala, a to z 10 metrov na 4 metre pri hodnotách sfarbenia 20 mg Pt/l. Pri hodnotách 60–70 mg Pt/l bola eufotická vrstva široká len 1.5 metra (Eloranta, 1978). Na 12 jazerách na severovýchode USA medzi rokmi 1995 a 2008 taktiež poklesla transparentnosť vody. Bolo zistené, že tento pokles nevysvetľujú vysoké hodnoty chlorofylu *a*, ale zvýšenie množstva organických látok, ktoré zapríčinili hnednutie vody. Na niektorých jazerách došlo k zmenšeniu šírky epilimnia – vrchnej vrstvy nádrže, ktoré bolo spôsobené vysokou koncentráciou DOM (Strock et al., 2017).

Jav brownification ovplyvňuje taktiež vodné bezstavovce. Na oligotrofných boreálnych jazerách vo Fínsku v rokoch 1989 až 2008 so zvýšeným hnednutím vody prudko poklesla početnosť vodných bezstavovcov (Arzel et al., 2020). Na vysoko humóznom jazere v Nemecku, ktorého už tak vysoký obsah organických látok bol navýšený silnými dažďami v priebehu dvoch rokov, vznikli anoxické podmienky v spodnej vrstve jazera, ktoré sa pravidelne rozširovali až k vodnej hladine. Tento stav zapríčinil takmer úplnú záhubu rýb a makroskopických druhov bezstavovcov (Brothers et al. 2014).

V štáte Pensylvánia, USA, pozorovali Williamson et al. (2015) na dvoch jazerách od roku 1988 do roku 2014 zmeny spôsobené hnednutím vody. V oligotrofnom jazere Giles s čistou vodou došlo k poklesu priehľadnosti vody, ale taktiež k zmenšeniu hĺbky, do ktorej preniká fotosynteticky aktívne žiarenie (PAR), a to z pôvodných 23 metrov na menej než 15 metrov. K zmenšeniu priehľadnosti došlo aj na druhom jazere Lacawac, avšak pokles bol miernejší. Jazero Giles bolo teda viac ovplyvnené hnednutím, než jazero Lacawac, ktoré malo už od začiatku vyšší obsah DOM. Toto zistenie je v súlade aj so zistením Strock et al. (2017) zo severovýchodu USA, ktorí spozorovali, že na jazerách s čistejšou vodou došlo k väčšiemu poklesu priehľadnosti vplyvom hnednutia (-0.3 m/rok), než na jazerách, ktoré mali už predtým hnedú vodu (-0.1 m/rok). Williamson et al. (2015) na oboch skúmaných jazerách zaznamenali tiež oteplenie povrchovej vody o 2–3°C

v súvislosti s vyššou koncentráciou DOM, a to aj napriek tomu, že nedošlo k žiadnym zmenám v teplote vzduchu.

3.3 Vnútrosezónne zmeny priehľadnosti vody a ich príčiny

Priehľadnosť vody je ovplyvnená ročným obdobím – v lete býva nižšia priehľadnosť než v zime z dôvodu väčšieho množstva fytoplanktónu (Lellák et Kubíček, 1992; Wu et al., 2015), ktorý spôsobuje vegetačný zákal (Říhová Ambrožová, 2007).

Na rybníkoch dvoch lokalít na juhu Českej republiky, v meste Blatná a v CHKO Třeboňsko, bol zaznamenaný nárast koncentrácie chlorofylu *a* počas jednej sezóny, a to z marcových hodnôt 50 µg/l, na hodnotu 150 µg/l v auguste. Tieto dáta boli namerané na 91 rybníkoch v roku 1992. V tomto období nastala aj významná zmena v dominancii siníc na rybníkoch – v marci sinice v rámci fytoplanktónu prevažovali len v pár percentách rybníkov, v auguste sa ich dominancia zvýšila až na 40% rybníkov. Jednou z príčin týchto zmien bola napríklad zvýšená obsádka planktivorných rýb, ktoré odstránili zooplanktón, a tým umožnili rozvoj siniciam. (Pokorný et al., 1994)

Na vodnej priehrade Xin'anjiang v Číne letné mesiace vykazovali najnižšie úrovne priehľadnosti, ktoré sa zhodujú so zvýšeným splavom materiálu z riek a zvýšeným množstvom fytoplanktónu. V zime bola naopak priehľadnosť najvyššia vďaka zníženému odtoku riek, ktorý bol spôsobený menšími zrážkami, a vďaka poklesu mikroskopických rias, ktoré boli limitované svetlom (Wu et al., 2015). V morských vodách obklopujúcich Blakely Island v štáte Washington, USA, bola priehľadnosť takisto najvyššia v jari a v zime, a naopak najnižšia v lete a v jeseni (Nelson et al., 2003).

Na vodnej nádrži Lake Mead v USA bola zistená najvyššia transparentnosť vody vo februári a marci, najnižšia priehľadnosť bola v letných mesiacoch, v júli a auguste. Dáta pochádzajú z obdobia medzi rokmi 1990 a 2007. Dokázaný bol taktiež silný vzťah medzi priehľadnosťou a chlorofylom *a*, a následne medzi chlorofylom *a* a obsahom celkového fosforu. Koncentrácia chlorofylu *a*, ktorá sa navýšila kvôli obohateniu živinami, a teda najmä kvôli fosforu, mala najväčší vplyv na priehľadnosť vody v tejto nádrži. (LaBounty, 2008)

Najnovšie dáta za obdobie 2020–2022 z rybníkov v CHKO Třeboňsko a jej okolia (Musil et al., 2022; Tabuľka 2) rovnako potvrdzujú najvyššiu priehľadnosť na začiatku sezóny, v máji, ktorá neskôr v letných mesiacoch klesá. Priemerná

prieľadnosť vody v mesiaci máj sa pohybovala v rozmedzí od cca 50 cm do 72 cm, v mesiaci jún bola v hodnotách okolo 44 cm, v júli bola prieľadnosť priemerne 30 cm. Do kategórie prieľadnosti vody 101–160 cm spadalo najviac rybníkov práve v máji. V júli už bolo v tejto kategórii s najvyššou prieľadnosťou len pár rybníkov, najviac zastúpené boli kategórie s prieľadnosťou 1–25 cm a 26–50 cm. Kapor je na Třeboňských rybníkoch hlavnou chovanou rybou (Kubů et al., 1996). Skutočnosť, že kapor požíra potravu len v teplotnom rozmedzí od 15 do 30°C (Roy et al., 2020), by mohla vysvetľovať vysoké hodnoty prieľadnosti vody na začiatku sezóny, kedy je ešte teplota vody nízka a kapor nespôsobuje znižovanie prieľadnosti vody svojim požieraním.

Tabuľka 2: Zmeny v počte rybníkov, ktoré sa radia k daným kategóriám prieľadnosti vody, počas mesiacov máj–júl za obdobie 2020–2022 (Musil et al., 2022).

Rok	Mesiac	Počet rybníkov	Počet rybníkov v kategórii prieľadnosti vody					Priemer (cm)
			1–25 cm	26–50 cm	51–75 cm	76–100 cm	101–160 cm	
2020	máj	173	57	63	11	15	24	52.45
2020	jún	173	52	72	16	17	13	43.37
2020	júl	173	95	56	7	8	4	29.91
2021	máj	283	19	96	61	37	64	71.99
2021	jún	283	54	136	40	29	15	47.63
2021	júl	283	129	117	25	5	6	33.05
2021	máj	173	12	60	37	23	39	71.51
2021	jún	173	39	87	17	18	11	46.48
2021	júl	173	82	64	15	2	2	29.3
2022	máj	173	34	49	32	28	33	62.11
2022	jún	173	67	63	23	12	8	41.05
2022	júl	173	109	50	9	2	2	27.52

Poznámka: Počet rybníkov = počet všetkých skúmaných rybníkov, na ktorých sa zisťovala prieľadnosť vody (v roku 2021 sa prieľadnosť získavala až z 283 rybníkov). Priemer (cm) = priemerná prieľadnosť vody v danom mesiaci.

3.4 Dlhodobé zmeny priehľadnosti vody a ich príčiny

Vo vyššie spomínanej štúdii na rybníkoch v lokalitách Blatná a CHKO Třeboňsko, klesla priehľadnosť vody za 39 rokov z 1.70 m na 0.52 m (Tabuľka 3). Táto zmena nastala konkrétne medzi rokmi 1954 až 1993. V súvislosti s poklesom priehľadnosti sa zvýšila koncentrácia chlorofylu *a* z pôvodných 35 µg/l na 95 µg/l. Spolu so zmenou priehľadnosti nastali v daných rokoch aj živinové zmeny v koncentráciách celkového dusíka a fosforu. Celkový dusík narástol za skúmané obdobie takmer 2.5-krát. Obsah celkového fosforu sa však zásadne nemenil – zaznamenaný pokles na hodnotu 0.11 mg/l v 70. rokoch bol spojený s upustením od vysokých množstiev minerálnych hnojív, a nárast na hodnotu 0.29 mg/l v 90. rokoch naopak zapríčinili vysoké dávky organických hnojív. (Pokorný et al., 1994)

Tabuľka 3: Priemerné hodnoty koncentrácie celkového dusíka, celkového fosforu, priehľadnosti vody a koncentrácie chlorofylu *a* v rybníkoch na lokalitách Blatná a CHKO Třeboňsko, v rokoch 1954 až 1993 (Pokorný et al., 1994).

Period	Total N (mg/l)	Total P (mg/l)	Transparency (m)	Chl-a (µg/l)	No. loc.	Region
1954 - 1958	1,00	0,20	1,70	35	9	Blatná
1973 - 1978	1,27	0,11	1,27	66	10	Třeboň
1979 - 1980	1,55	0,12	0,97	48	33	Blatná
1990 - 1991	2,60	0,29	0,45	121	35	Třeboň
1992 - 1993	2,48	0,24	0,52	95	89	Třeboň

Na vodnej priehrade Xin'anjiang v Číne poklesla priehľadnosť vody za 26 rokov, konkrétne od roku 1988 do roku 2013, o viac než dva metre. Tento pokles môže byť čiastočne vysvetlený zvýšeným množstvom fytoplanktónu, eutrofizáciou a zvýšenou koncentráciou celkového dusíka splaveného z riek, ktorá bola spojená s pôdnou eróziou. Na tejto nádrži bola taktiež preukázaná negatívna korelácia medzi priehľadnosťou vody a koncentráciou chlorofylu *a* (Wu et al., 2015). Na jazere Fuxian v Číne však pokles priehľadnosti vody medzi rokmi 1980 a 2014 nebol spojený s chlorofylom *a*, ale so zvýšeným množstvom rozpustených organických látok (Zhou et al., 2018). Dlhodobý pokles priehľadnosti spojený s brownification bol spomínaný v kapitole 3.2 (Strock et al., 2017), a v tomto prípade šlo rovnako o pokles zapríčinený rozpustenými organickými látkami. Pokles transparentnosti nastal za obdobie medzi rokmi 1995 až 2008 na 12 boreálnych jazerách v USA, a pohyboval sa v rozmedzí od 0.7 m do 3 m.

V dlhodobej štúdií v Číne (2003–2016) na 50 veľkých jazerách, polovica jazier vykazovala pokles priehľadnosti vody, zatiaľ čo v druhej polovici došlo k zvýšeniu priehľadnosti. Medzi antropogénne vplyvy, ktoré ovplyvnili priehľadnosť, sa zaradili živinové vstupy z chemických hnojív, priemyselných odpadových vôd a z exkrementov hospodárskych zvierat. Ovplyvnenie človekom malo vo vplyve na priehľadnosť väčšiu rolu, než prírodné javy. (Feng et al., 2019)

3.5 Vplyv priehľadnosti vody na vodné vtáky

Vodné vtáky môžu byť priehľadnosťou vody ovplyvnené pozitívne, ale aj negatívne. Vysoká priehľadnosť vody môže zvýšiť potravné zdroje v podobe makrofytov pre herbivorné vtáky (Moreno-Ostos et al., 2008; Hansson et al., 2010), či zlepšiť podmienky na hniezdenie a odchov mláďat ako následok rozvoja makrofytov (Fox et al., 2019). Piscivorné vtáky môžu mať prospech zo zvýšenej priehľadnosti napríklad pri nízkej hustote rýb v nádrži (Eriksson, 1985; Gwiazda, 2009). S priehľadnosťou taktiež súvisí trofia (úživnosť) jazier. Oligotrofia boreálnych jazier s vysokou transparentnosťou vody môže negatívne vplyvať na dostupnosť potravy a ovplyvniť tak prežívanie mláďat (Sjöberg et al., 2000; Gunnarsson et al., 2004). S vysokou eutrofizáciou prostredia však klesá druhová diverzita vodných vtákov (Nilsson, 1978). Vtáky negatívne ovplyvňuje aj kapor obyčajný, ktorý znižuje priehľadnosť vody (Musil, 2006) a vyžiera makrofyty či bezstavovce, ktorými sa živia niektoré vodné vtáky (Haas et al., 2007), a hlavne ich mláďatá (Musil et al., 1997). Vtáky si teda môžu s rybami konkurovať o zdroje potravy (Pykal et Janda, 1994).

3.5.1 Pozitívny vplyv priehľadnosti vody

V štúdií vykonanej na dvoch plytkých jazerách v Španielsku (Moreno-Ostos et al., 2008), v ktorých sa striedali obdobia s vysokou a nízkou priehľadnosťou vody, sa počas obdobia vysokej priehľadnosti vody významne zvýšili počty vodných vtákov vyskytujúcich sa na lokalite. Konkrétne to boli druhy potápka malá (*Tachybaptus ruficollis*), kačica divá (*Anas platyrhynchos*), hrdzavka potápavá (*Netta rufina*), potápnica bieločelá (*Oxyura leucocephala*) a lyska čierna (*Fulica atra*). Voda s vyššou priehľadnosťou umožnila svetlu preniknúť do vodného stĺpca, a tým stimulovala rozvoj vodných makrofytov. Makrofyty sú potravou skúmaných vodných vtákov, preto mal ich rozvoj pozitívny vplyv na zvýšený počet jedincov a na zvýšený počet mláďat, ktoré prosperovali z nového zdroja potravy. Pozitívny vplyv nastal aj

pre potáпку malú, ktorá potrebuje vodu s vyššou priehľadnosťou, pretože loví svoju korisť – drobné vodné živočíchy – vo vodnom stĺpci.

Podobný pozitívny efekt priehľadnosti vody a následného rozvoja makrofytov na zvýšenú početnosť vodných vtákov zaznamenali Hansson et al. (2010) na plytkom jazere vo Švédsku. Bolo však zistené, že na zvýšené množstvo makrofytov nereagujú všetky skupiny vtákov rovnako. Ovplyvnené je vodné vtáctvo živiace sa bezstavovcami, makrofytmami či rybami. Naopak u druhov, ktoré sa živia hlavne mimo jazera, nebol preukázaný vplyv makrofytov na zvýšenú početnosť.

Na dvoch dánskych jazerách (Fox et al., 2019) bol skúmaný vplyv priehľadnosti vody na chochlačku sivú (*Aythya ferina*). Na týchto jazerách bol vykonaný management, ktorý zlepšil priehľadnosť vody a pokryv makrofytov. Konkrétne išlo o zníženie obsahu živín a zmenu rybej obsádky z pleskáča vysokého (*Abramis brama*) a plotice obyčajnej (*Rutilus rutilus*) na dravú šťuku severnú (*Esox lucius*). Početnosť samičiek chochlačky sivej sa zvýšila na prvom jazere z 0 až 4 hniezdiacich samíc do roku 1997, na 5 až 20 samíc medzi rokmi 1998 a 2007. Počty boli ešte viac priaznivejšie na druhom skúmanom jazere – pred rokom 1997 ich bolo 15–36, po roku 1997 sa ich počet zvýšil na 20–205 samíc. Na zvýšenie počtu samíc na jazerách mal vplyv priehľadný vodný stĺpec a prítomnosť makrofytov, pretože samiciam poskytli lepšie podmienky na hniezdenie a odchov mláďat, než aké ponúkali zakalené jazerá. Makrofyty pre nich taktiež slúžili ako zdroj potravy. V nasledujúcej štúdii na týchto jazerách (Fox et al., 2020) bolo zistené, že existuje priama súvislosť medzi priehľadnosťou vody a druhovým bohatstvom hniezdiacich vodných vtákov. V rámci posudzovania priehľadnosti vody boli zohľadnené parametre ako rozptýlené častice vo vodnom stĺpci či koncentrácia chlorofylu *a*.

Zvýšená priehľadnosť vody môže taktiež kompenzovať znížený počet rýb v nádrži a pomôcť tak piscivorným vtákom, ktorý sa za svojou korisťou potápajú pod vodnú hladinu, aby videli svoju korisť. K týmto vtákom patria napríklad niektoré potápky (*Podicipediformes*), potápače (*Mergus*), potáplice (*Gavia*), a taktiež druhy z čeľade kormoránovitých (*Phalacrocoracidae*) (Eriksson, 1985). V Poľsku toto zistenie potvrdil Gwiazda (2009) na zaplavenej povrchovej sírnej bani s hĺbkou 21 metrov a vysokým mediánom priehľadnosti vody – 3.5 metra. Potápka chochlatá (*Podiceps cristatus*) na tejto oligotrofnej nádrži úspešne hniezdila v rokoch 2000 a 2001 v počte 6 a 7 párov, a to aj napriek tomu, že v nádrži bola nízka hustota rýb a litorálna zóna bola úzka. Found et al. (2008) takisto zistili, že druhy z čeľade volavkovitých (*Ardeidae*), rybár riečny (*Sterna hirundo*), alebo už spomínané potáplice, pri výbere habitatu preferujú vodu s vysokou priehľadnosťou.

3.5.2 Negatívny vplyv priehľadnosti vody

Ponuka potravy pre vodné vtáky súvisí s priehľadnosťou a trofiou (úživnosťou) vody. Na boreálnych jazerách, ktoré majú zvyčajne vysokú priehľadnosť vody, je často možné nájsť len nízky počet druhov vodných vtákov, pretože sú tieto jazerá málo produktívne (Schindler, 1998). Nedostatok potravy na oligotrofných boreálnych jazerách môže napríklad ovplyvniť prežitie mláďat kačice divej (Gunnarsson et al., 2004). Podobný efekt zaznamenali aj Sjöberg et al. (2000), kedy bola v málo produktívnych švédskych jazerách hmotnosť mláďat kačice divej limitovaná nedostatkom potravy.

Pre vodné vtáky živiace sa bezstavovcami je veľmi dôležité, aby týchto drobných živočíchov bolo vo vodnom stĺpci dostatok. Početnosť vodných bezstavovcov však môže negatívne ovplyvniť napríklad jav „brownification“, pri ktorom dochádza k hnedému zafarbeniu vody a zníženiu priehľadnosti (Arzel et al., 2020). Podľa štúdie Arzel et al. (2015) vykonanej na 10 jazerách na juhu Fínska, počet párov študovaných vodných vtákov bol oveľa vyšší pri vysokom množstve vodných bezstavovcov vo veľkosti 3–25 mm. Počas hniezdnej sezóny sa v strave samíc a mláďat druhov kačica hvizdárka (*Anas penelope*), kačica ostrochvostá (*Anas acuta*), kačica divá a kačica chrapka (*Anas crecca*), vyskytujú prevažne bezstavovce, ktoré obsahujú veľké množstvo bielkovín potrebných na produkciu vajíčok a vývin mláďat (Dessborn et al., 2011). Na jazere Lough Neagh v Írsku, ktoré je silno eutrofizované, sa znížila početnosť bezstavovcov medzi rokmi 1997–2010 o dve tretiny, z pôvodných 15 300 jedincov na m², na 5 115 jedincov na m² (Tománková et al., 2014). Zníženie dostupnosti bezstavovcov bolo pravdepodobne jedným z faktorov, ktoré spôsobili významný pokles počtu zimujúcich vtákov na lokalite v zime 2000/2001. Konkrétne šlo o druhy chochlačka sivá, chochlačka vrkočatá (*Aythya fuligula*) a hlaholka severská (*Bucephala clangula*) (Tománková et al., 2013).

Na švédskych jazerách Nilsson (1978) zistil nárast početnosti potápky chochlatej so zvyšujúcim sa obsahom celkového fosforu. Vysoké množstvo živín spôsobilo nárast počtu rýb v jazerách, ktorými sa tento druh živí. Žiaden vplyv medzi početnosťou a trofiou jazier však nebol preukázaný u lisky čiernej, u ktorej sa v strave vyskytujú ponorené makrofyty. Avšak, na lokalite bol pozorovaný pokles druhej diverzity vodných vtákov so zvyšovaním obsahu celkového fosforu vo vode. Eutrofizácia prirodzene oligotrofných jazier spočiatku zvyšuje početnosť vodného vtáctva, ale druhy viazané na vysokú priehľadnosť vody, ako sú napríklad

potáplice, miznú. Na druhú stranu, u prirodzene eutrofného jazera zvyšovanie množstva živín vedie k úbytku vtáctva v dôsledku poklesu ponorených makrofytov. Pöysä et al. (2013) v štúdií vo Fínsku zistili, že druhy vodných vtákov, ktoré preferujú hniezdiť na eutrofných jazerách, poklesli od roku 1997 viac v porovnaní s generalistami alebo s druhmi hniezdiacimi na oligotrofných jazerách. Vo svojej štúdií Lehikoinen et al. (2016) zaznamenali od začiatku 90. rokov v eutrofných mokradných ekosystémoch vo Fínsku významný pokles populácií 16 druhov vodných vtákov, a to priemerne o polovicu. Pravdepodobnou príčinou tohto poklesu je nadmerná eutrofizácia prostredia. V eutrofných mokradiach bol preukázaný dlhodobý pokles početnosti v populáciách 3 z 5 druhov vtákov – kačica hvizdárka, kačica chrapka a chochlačka vrkočatá. Tento efekt nebol preukázaný v oligotrofnom prostredí. Zo zvyšných dvoch druhov, kačica divá prosperovala v oboch druhoch prostredia s lepším trendom v oligotrofných biotopoch, a hlaholka severská mala mierne lepšie výsledky v eutrofných jazerách. Na plytkých eutrofných a hypertrofných Třeboňských rybníkoch mláďatá chochlačky vrkočatej, chochlačky sivej a hlaholky severskej preferovali vodu s vyššou priehľadnosťou (Musil et al., 1997).

V kapitole 3.1.2 bol spomínaný negatívny vplyv kapra, ktorý svojim spôsobom požírania zapríčiňuje zníženie priehľadnosti vody (Musil, 2006). Vo svojej štúdií Haas et al. (2007) zistili negatívny efekt kapra na využívanie rybníkov vodnými vtákmi v období preperovania. Bolo to z dôvodu, že kapor znížil dostupnosť makrofytov a bezstavovcov, ktoré boli pre skúmané vtáky potravou, a zvýšil vegetačný zákal. Tento efekt bol najsilnejší na konci sezóny, v septembri. Bolo skúmaných celkovo 19 druhov vtákov, a šlo jednak o herbivorné, karnivorné i omnivorné druhy. S týmto súvisí aj zistenie, že ryby a vodné vtáky s rovnakou zložkou potravy, ktorou sú bezstavovce, si vo vodných ekosystémoch konkurujú o potravné zdroje (Pykal et Janda, 1994). Dospelci a mláďatá hlaholky severskej sa na oligotrofných švédskych jazerách vyhýbali vysokej hustote rýb a s ňou spojeným nedostatkom vodných bezstavovcov, avšak toto neplatilo pre kačicu divú ani pre kačicu chrapku (Eriksson, 1983). Aby bolo vytvorené vhodné prostredie na hniezdenie vodného vtáctva, rybníky by mali mať nízku hustotu rýb a vysokú priehľadnosť vody. Konkrétne by zásoba rýb nemala presiahnuť 400 kg/ha a priehľadnosť vody by mala byť aspoň 50 centimetrov (Musil, 2006).

V Tabuľke 4 je zobrazený zjednodušený súhrn pozitívnych a negatívnych vplyvov priehľadnosti vody na vodné vtáky, ktoré boli spomínané v tejto kapitole.

Tabuľka 4: Súhrn pozitívnych a negatívnych vplyvov priehľadnosti vody na vodné vtáky z kapitoly 3.5.

DRUHY/SKUPINY VTÁKOV	MIESTO	OBDOBIE	VPLYV PRIEHĽADNOSTI VODY	CITÁCIA
<i>Tachybaptus ruficollis</i> , <i>Anas platyrhynchos</i> , <i>Netta rufina</i> , <i>Oxyura leucocephala</i> , <i>Fulica atra</i>	Plytké jazerá v Španielsku	Celý rok/hniezdenie	Zvýšenie počtu dospelých jedincov/mláďat vďaka rozvoju makrofytov a zvýšenej priehľadnosti	<i>Moreno-Ostos et al., 2008</i>
<i>Tachybaptus ruficollis</i>	Plytké jazerá v Španielsku	Celý rok	Pozitívny vplyv na lov koristi vo vodnom stĺpci pri zvýšenej priehľadnosti	<i>Moreno-Ostos et al., 2008</i>
<i>Aythya ferina</i>	Jazerá v Dánsku	Hniezdenie	Zvýšenie počtu samíc vďaka rozvoju makrofytov a zvýšenej priehľadnosti	<i>Fox et al., 2019</i>
<i>Podicipediformes</i> , <i>Mergus</i> , <i>Gavia</i> , <i>Phalacrocoracidae</i>	Jazerá vo Švédsku	Hniezdenie	Kompenzácia nízkeho počtu rýb v nádrži pre piscivorné vtáky pri vysokej priehľadnosti	<i>Eriksson, 1985</i>
<i>Podiceps cristatus</i>	Zaplavená sírna baňa v Poľsku	Hniezdenie	Úspešné hniezdenie pri vysokej priehľadnosti aj napriek nízkej hustote rýb	<i>Gwiazda, 2009</i>
<i>Anas platyrhynchos</i>	Jazerá vo Švédsku	Hniezdenie	Zníženie prežívania mláďat kvôli nedostatku potravy na oligotrofných jazerách s vysokou priehľadnosťou	<i>Gunnarsson et al., 2004</i>
<i>Anas platyrhynchos</i>	Jazerá vo Švédsku	Hniezdenie	Hmotnosť mláďat limitovaná nedostatkom potravy v oligotrofných jazerách s vysokou priehľadnosťou	<i>Sjöberg et al., 2000</i>

DRUHY/SKUPINY VTÁKOV	MIESTO	OBDOBIE	VPLYV PRIEHLADNOSTI VODY	CITÁCIA
<i>Aythya ferina</i> , <i>Aythya fuligula</i> , <i>Bucephala clangula</i>	Jazero v Írsku	Zimovanie	Pokles počtu vtákov kvôli zníženej dostupnosti bezstavovcov, ktorá bola spojená s eutrofizáciou	<i>Tománková et al., 2013</i>
<i>Podiceps cristatus</i>	Jazerá vo Švédsku	Hniezdenie	Zvýšenie početnosti tohto piscivorného druhu pri zvýšenom obsahu celkového fosforu a pri zníženej priehľadnosti, vďaka vysokému množstvu rýb	<i>Nilsson, 1978</i>
<i>Anas penelope</i> , <i>Anas crecca</i> , <i>Aythya fuligula</i>	Mokrade vo Fínsku	Hniezdenie	Dlhodobý pokles početnosti druhov kvôli eutrofizácii prostredia	<i>Lehikoinen et al., 2016</i>
19 druhov vodných vtákov (herbivorné, karnivorné i omnivorné druhy)	Jazerá v Nemecku	Preperovanie	Negatívny efekt kapra na využívanie rybníkov vodnými vtákmi kvôli tomu, že znížil priehľadnosť vody a tým spôsobil pokles makrofytov a bezstavovcov, ktoré boli pre vtáky potravou	<i>Haas et al., 2007</i>
<i>Aythya fuligula</i> , <i>Aythya ferina</i> , <i>Bucephala clangula</i>	Rybníky v CHKO Třeboňsko (ČR)	Hniezdenie	Preferencia vyššej priehľadnosti vody u mláďat	<i>Musil et al., 1997</i>

4. Metodika

V praktickej časti tejto práce bol analyzovaný vplyv priehľadnosti vody, rozlohy vodnej hladiny rybníka, litorálnych porastov a vplyv otvorenej krajiny či mokradí v okolí rybníkov na počet rodiniek 11 druhov vodných vtákov hniezdiacich na rybníkoch v Chránenej krajinskej oblasti Třeboňsko a v blízkom okolí.

Analýza bola zameraná na nasledujúce druhy vodných vtákov – potápka chochlatá (*Podiceps cristatus*), potápka malá (*Tachybaptus ruficollis*), labuť veľká (*Cygnus olor*), hus divá (*Anser anser*), kačica divá (*Anas platyrhynchos*), kačica chriplavka (*Mareca strepera*), hrdzavka potápavá (*Netta rufina*), lyska čierna (*Fulica atra*), chochlačka sivá (*Aythya ferina*), chochlačka vrkočatá (*Aythya fuligula*) a hlaholka severská (*Bucephala clangula*).

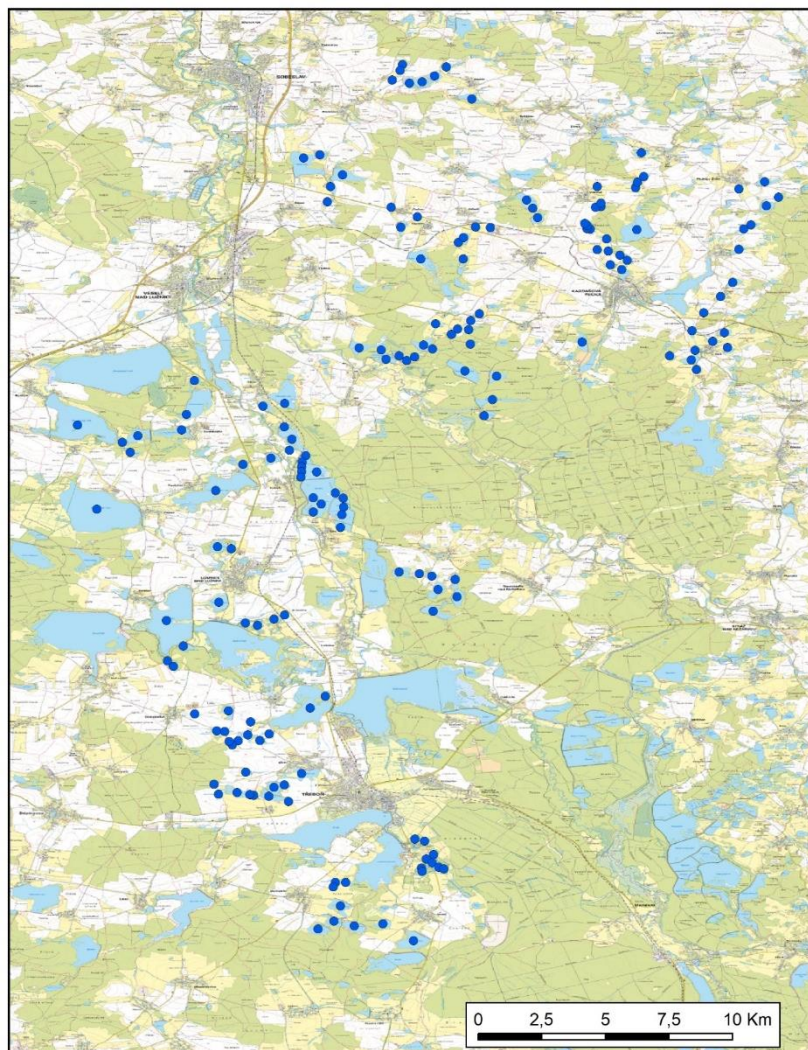
4.1 Zber dát

Sčítanie rodiniek vodných vtákov prebiehalo na 173 rybníkoch Třeboňska, Kardašorečicka a Soběslavska (južné Čechy 48.9685–49.2647 N, 14.6622–14.9007 E; obrázok 1) v rokoch 2018 až 2022, pri 9 kontrolách v priebehu hniezdnej sezóny (apríl až august). Sčítania sa vykonávali z pevne stanovených bodov, z ktorých bolo možné monitorovať celú vodnú plochu konkrétneho rybníka. Celková doba sčítania bola vždy prispôbená veľkosti rybníka, celkovej početnosti vodného vtáctva a poveternostným podmienkam.

Stanovenie počtu rodiniek pre jednotlivé rybníky bolo založené na identifikácii jednotlivých rodiniek získaných pri 9 kontrolách počas hniezdnej sezóny, a to podľa počtu a veku mláďat (Gollop et Marshall, 1954; Du Rau et al., 2003; Musil et al., 2017; Poláková et al., 2018), prípadne podľa individuálneho značenia samíc. Na základe týchto údajov bol získaný počet rodiniek 11 druhov vodných vtákov v danej hniezdnej sezóne pre každý sledovaný rybník.

Dáta boli zozbierané ornitologickým tímom FŽP ČZU pod vedením doc. RNDr. Petra Musila, Ph. D. Počas hniezdnej sezóny v roku 2022 som sa zberu dát zúčastnila aj ja.

Obrázok 1: Rozmiestnenie 173 rybníkov (modré body) pokrytých podrobným monitoringom hniezdných populácií vodných vtákov (9 kontrol od apríla do augusta).



Priehľadnosť vody bola určovaná pomocou Secchiho dosky – kotúč s priemerom 30 cm, rozdelený na 4 časti, v ktorých sa strieda biela a čierna farba. Pomocou Secchiho dosky sa dá taktiež určiť sfarbenie vody, a to vďaka kontrastu na bielej časti dosky (Říhová Ambrožová, 2007).

4.2 Charakteristika študovaných rybníkov

Na skúmanej lokalite dochádza počas sezóny k poklesu priehľadnosti vody až na hodnoty pár desiatok centimetrov (bližšie kapitola 3.3 – Musil et al., 2022). Hlavné vplyvom ľudskej činnosti, napríklad kvôli intenzívnemu obhospodarovaniu rybníkov alebo kvôli poľnohospodárskej výrobe, býva voda v rybníkoch značne eutrofizovaná (Pechar et Radová, 1996).

V Tabuľke 5 sa nachádzajú minimálne a maximálne hodnoty daných charakteristík prostredia, ktorých vplyv na rodinky bol analyzovaný. V tabuľke sú taktiež zobrazené ich priemerné hodnoty so smerodajnými odchýlkami. Kategória „mokrade v okolí“ zahŕňa rybníky, trstiny, vodné toky a ďalšie typy mokradných biotopov, ktoré sú zastúpené v krajine vo vzdialenosti do 1 km od rybníka. Kategória „otvorená krajina v okolí“ zahŕňa napríklad lúky a polia.

Tabuľka 5: Charakteristiky skúmaných rybníkov.

Charakteristika prostredia	Min–Max	Priemer ± smerodajná odchýlka
Priehľadnosť vody (cm)	4–190	42.31 ± 24.19
Rozloha vodnej hladiny (ha)	0.21–298.00	13.10 ± 31.84
Podiel litorálnych porastov (%)	1.03–100.00	19.34 ± 14.96
Podiel otvorenej krajiny v okolí (%)	3.32–97.10	56.02 ± 21.68
Podiel mokradí v okolí (%)	1.83–44.83	15.08 ± 9.33

4.3 Štatistická analýza

Analýza dát bola vykonaná pomocou štatistického softvéru R verzie 4.1.1 (R Core Team, 2021) a vývojového prostredia RStudio (Posit team, 2022). Na vizualizáciu výsledkov bola použitá knižnica ggplot2 (Wickham, 2016). Na analýzu bol použitý zovšeobecnený lineárny model (GLM). Ako závislá premenná boli určené počty rodiniek jednotlivých druhov. Keďže tieto hodnoty sú celé nezáporné čísla, bolo špecifikované, že sa jedná o Poissonovo rozdelenie pomocou argumentu $family = poisson$. Ako nezávislé premenné boli určené parametre prostredia, ktorých vplyv na vtáky bol testovaný, pričom tieto parametre boli testované zároveň, v jednom modeli.

Pri hodnotení vplyvu boli posudzované 3 výstupy modelu – odhad regresných koeficientov (coef.), ich štandardná chyba (std. error) a p-hodnoty (p-value). Kladné či záporné znamienko odhadu koeficientu určovalo pozitívny či negatívny vzťah medzi premennými, hodnota koeficientu naznačovala silu vzťahu. Štandardné chyby určovali presnosť odhadu koeficientov – čím boli tieto chyby menšie, tým bol odhad presnejší. Hladina významnosti α bola stanovená na hodnotu 0.05. P-hodnoty menšie ako 0.05 indikovali štatistickú významnosť regresných koeficientov, a teda vplyv parametru bol štatisticky významný.

5. Výsledky

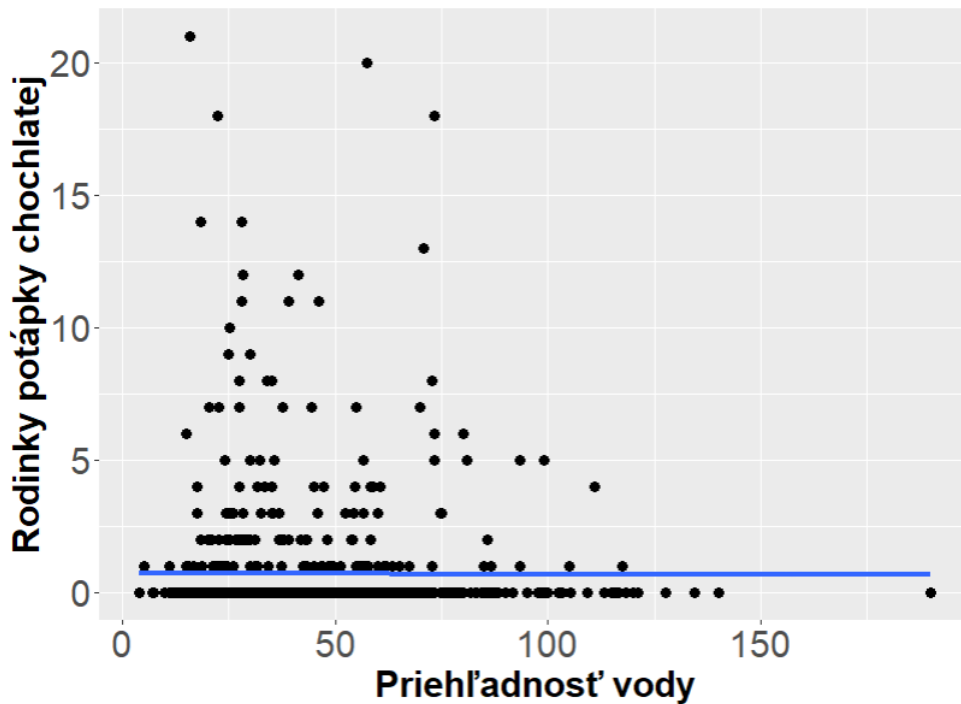
Na rodinky potápky chochlatej (n = 570, Tabuľka 6) bol preukázaný signifikantný negatívny vplyv priehľadnosti vody, avšak iba mierny (coef. = -0.004, p < 0.05). Vplyv rozlohy vodnej hladiny (coef. = 0.004, p < 0.001) a vplyv mokradí v okolí (coef. = 0.059, p < 0.001) boli pozitívne. Vplyvy litorálnych porastov a otvorenej krajiny v okolí naopak preukázané neboli.

Rodinky potápky malej (n = 186, Tabuľka 6) boli signifikantne ovplyvnené priehľadnosťou vody (coef. = 0.022, p < 0.001), litorálnymi porastmi (coef. = 0.013, p < 0.01) a mokradami v okolí (coef. = 0.043, p < 0.001), pričom tieto vplyvy boli pozitívne. Naopak, vplyvy rozlohy vodnej hladiny a otvorenej krajiny v okolí u tohto druhu preukázané neboli.

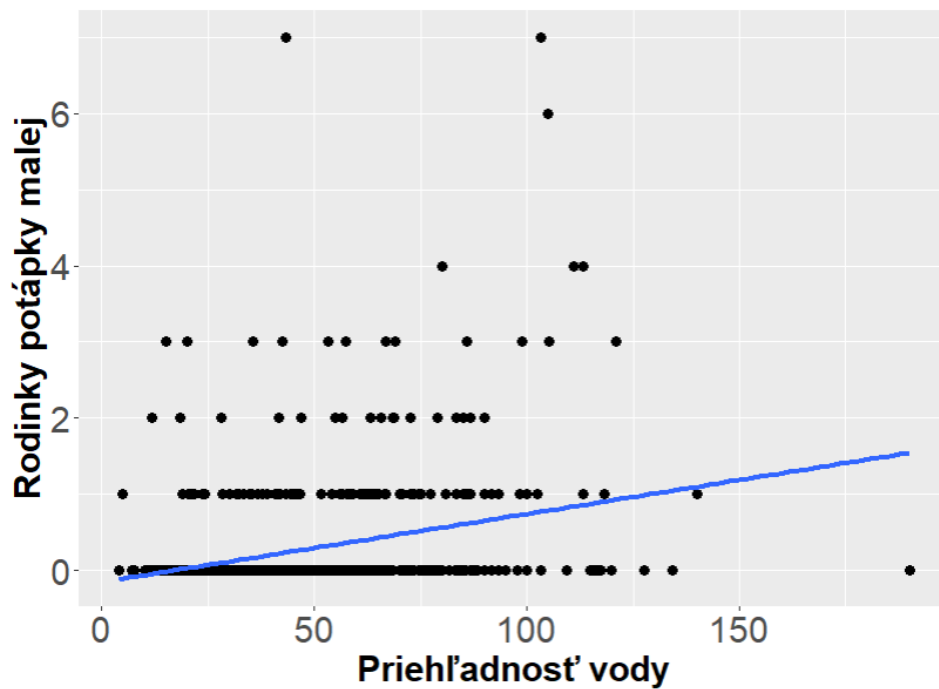
Tabuľka 6: Výsledky GLM skúmajúceho vplyv podmienok prostredia na počet rodiniek potápky chochlatej (*Podiceps cristatus*) a potápky malej (*Tachybaptus ruficollis*). V tabuľke sú uvedené hodnoty regresných koeficientov (coef.), ich štandardné chyby (std. error), hodnoty z-value a p-hodnoty (p-value). Signifikantné výsledky sú vyznačené tučne.

	<i>Podiceps cristatus</i>				<i>Tachybaptus ruficollis</i>			
	Coef.	Std. error	z-value	p-value	Coef.	Std. error	z value	p-value
(Intercept)	-1.256	0.206	-6.083	p < 0.001	-3.688	0.336	-10.991	p < 0.001
Priehľadnosť vody	-0.004	0.002	-2.239	p < 0.05	0.022	0.002	10.350	p < 0.001
Rozloha vodnej hladiny	0.004	0.001	4.830	p < 0.001	-0.005	0.004	-1.241	0.215
Podiel litorálnych porastov	-0.0004	0.003	-0.139	0.889	0.013	0.004	3.125	p < 0.01
Podiel otvorenej krajiny v okolí	-0.002	0.002	-0.655	0.513	0.0007	0.004	0.167	0.867
Podiel mokradí v okolí	0.059	0.005	12.104	p < 0.001	0.043	0.008	5.432	p < 0.001

Obrázok 2: Vzťah medzi počtom rodínok potápky chochlatej (*Podiceps cristatus*) a priehľadnosťou vody v cm (n = 570, coef. = -0.004, p < 0.05).



Obrázok 3: Vzťah medzi počtom rodínok potápky malej (*Tachybaptus ruficollis*) a priehľadnosťou vody v cm (n = 186, coef. = 0.022, p < 0.001).



Pre rodinky labute veľkej (n = 271, Tabuľka 7) bol nájdený signifikantný pozitívny vplyv len pri dvoch parametrov prostredia, a to pri priehľadnosti vody (coef. = 0.011, p < 0.001) a pri vplyve mokradí v okolí (coef. = 0.027, p < 0.001). Vplyv ostatných parametrov preukázaný nebol.

Na rodinky husi divej (n = 585, Tabuľka 7) mala signifikantný negatívny vplyv priehľadnosť vody (coef. = -0.007, p < 0.001). Signifikantne pozitívny vplyv mala rozloha vodnej hladiny (coef. = 0.006, p < 0.001) a mokrade v okolí (coef. = 0.030, p < 0.001). Podiel litorálnych porastov a podiel otvorenej krajiny v okolí na tento druh nemali signifikantný vplyv.

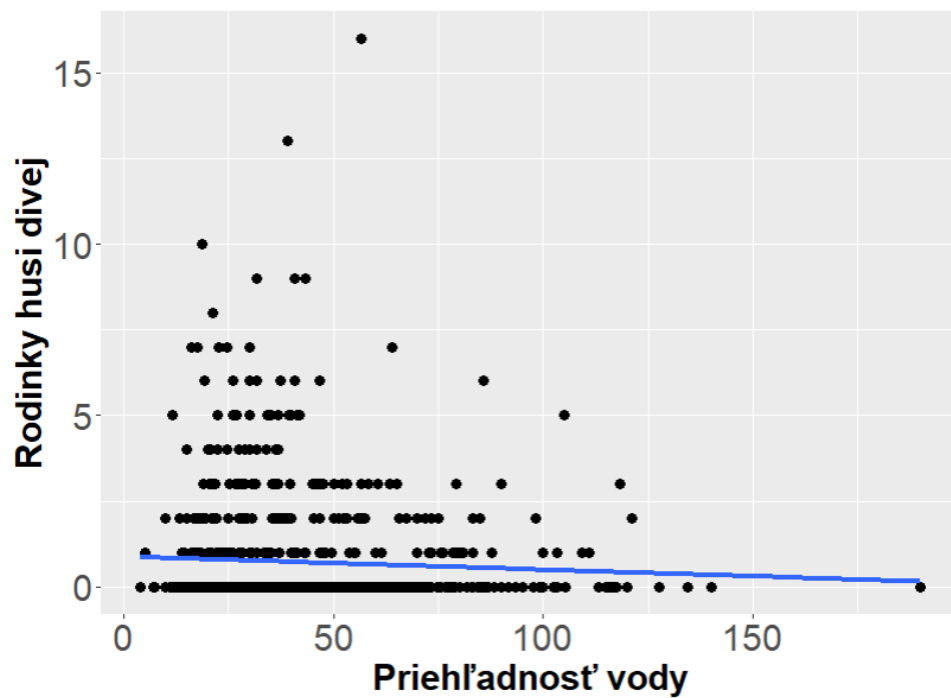
Tabuľka 7: Výsledky GLM skúmajúceho vplyv podmienok prostredia na počet rodiniek labute veľkej (*Cygnus olor*) a husi divej (*Anser anser*). V tabuľke sú uvedené hodnoty regresných koeficientov (coef.), ich štandardné chyby (std. error), hodnoty z-value a p-hodnoty (p-value). Signifikantné výsledky sú vyznačené tučne.

	<i>Cygnus olor</i>				<i>Anser anser</i>			
	Coef.	Std. error	z value	p-value	Coef.	Std. error	z value	p-value
(Intercept)	-1.855	0.298	-6.218	p < 0.001	-0.432	0.212	-2.038	p < 0.05
Priehľadnosť vody	0.011	0.002	5.303	p < 0.001	-0.007	0.002	-3.529	p < 0.001
Rozloha vodnej hladiny	0.002	0.002	1.177	0.239	0.006	0.0007	9.096	p < 0.001
Podiel litorálnych porastov	-0.006	0.004	-1.381	0.167	-0.005	0.003	-1.522	0.128
Podiel otvorenej krajiny v okolí	-0.003	0.004	-0.785	0.432	-0.003	0.002	-1.223	0.221
Podiel mokradí v okolí	0.027	0.008	3.650	p < 0.001	0.030	0.005	5.551	p < 0.001

Obrázok 4: Vzťah medzi počtom rodínok labute veľkej (*Cygnus olor*) a priehľadnosťou vody v cm ($n = 271$, coef. = 0.011, $p < 0.001$).



Obrázok 5: Vzťah medzi počtom rodínok husi divej (*Anser anser*) a priehľadnosťou vody v cm ($n = 585$, coef. = -0.007, $p < 0.001$).



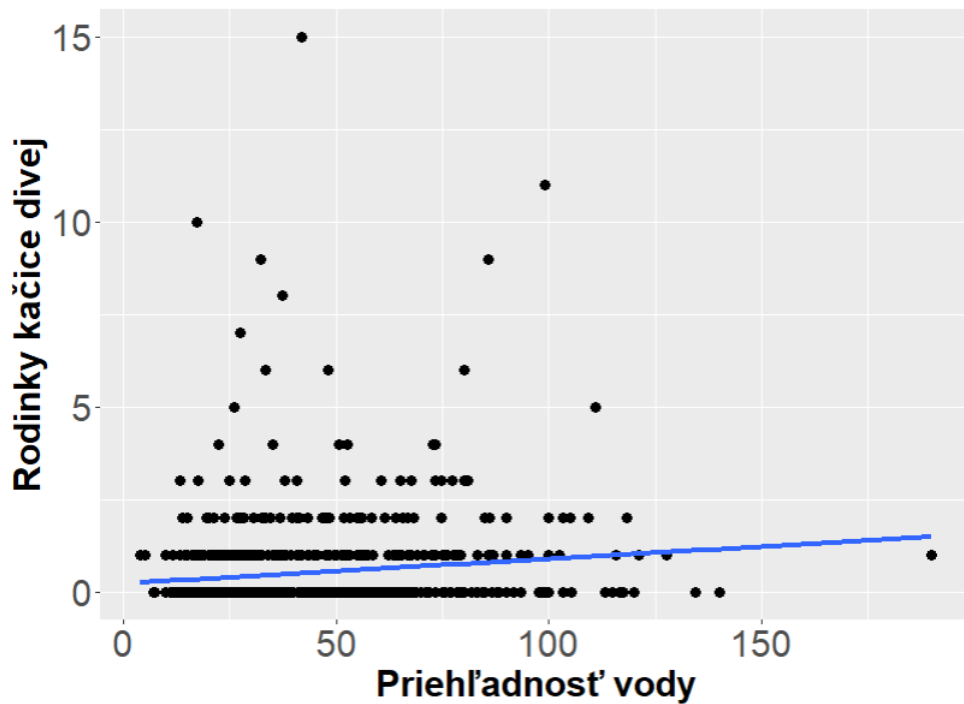
Počet rodiniek u kačice divej ($n = 415$, Tabuľka 8) bol signifikantne ovplyvnený 4 z 5 parametrov. Pozitívny vplyv mala priehľadnosť vody (coef. = 0.010, $p < 0.001$), rozloha vodnej hladiny (coef. = 0.004, $p < 0.001$) a podiel mokradí v okolí (coef. = 0.027, $p < 0.001$). Negatívny vplyv bol preukázaný u otvorenej krajiny v okolí (coef. = -0.008, $p < 0.01$). Vplyv litorálnych porastov preukázaný nebol.

U kačice chriplavky ($n = 268$, Tabuľka 8) bol na počet rodiniek preukázaný signifikantný vplyv priehľadnosti vody (coef. = 0.014, $p < 0.001$), vplyv otvorenej krajiny v okolí (coef. = 0.011, $p < 0.01$) a vplyv mokradí v okolí (coef. = 0.040, $p < 0.001$), pričom tieto vplyvy boli pozitívne. Vplyvy rozlohy vodnej hladiny a litorálnych porastov preukázané neboli.

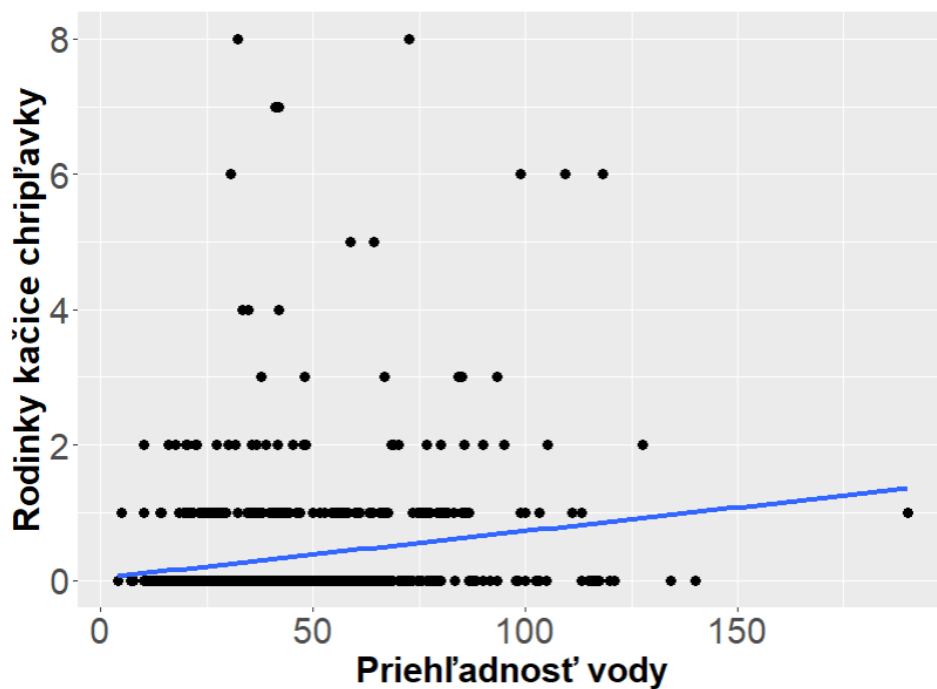
Tabuľka 8: Výsledky GLM skúmajúceho vplyv podmienok prostredia na počet rodiniek kačice divej (*Anas platyrhynchos*) a kačice chriplavky (*Mareca strepera*). V tabuľke sú uvedené hodnoty regresných koeficientov (coef.), ich štandardné chyby (std. error), hodnoty z-value a p-hodnoty (p-value). Signifikantné výsledky sú vyznačené tučne.

	<i>Anas platyrhynchos</i>				<i>Mareca strepera</i>			
	Coef.	Std. error	z value	p-value	Coef.	Std. error	z value	p-value
(Intercept)	-1.112	0.237	-4.686	$p < 0.001$	-2.921	0.313	-9.323	$p < 0.001$
Priehľadnosť vody	0.010	0.002	5.472	$p < 0.001$	0.014	0.002	6.970	$p < 0.001$
Rozloha vodnej hladiny	0.004	0.001	3.488	$p < 0.001$	-0.002	0.002	-0.874	0.382
Podiel litorálnych porastov	-0.006	0.004	-1.739	0.081	-0.007	0.004	-1.477	0.140
Podiel otvorenej krajiny v okolí	-0.008	0.003	-2.898	$p < 0.01$	0.011	0.004	3.042	$p < 0.01$
Podiel mokradí v okolí	0.027	0.006	4.553	$p < 0.001$	0.040	0.008	5.280	$p < 0.001$

Obrázok 6: Vzťah medzi počtom rodiniek kačice divej (*Anas platyrhynchos*) a priehľadnosťou vody v cm ($n = 415$, coef. = 0.010, $p < 0.001$).



Obrázok 7: Vzťah medzi počtom rodiniek kačice chriplavky (*Mareca strepera*) a priehľadnosťou vody v cm ($n = 268$, coef. = 0.014, $p < 0.001$).



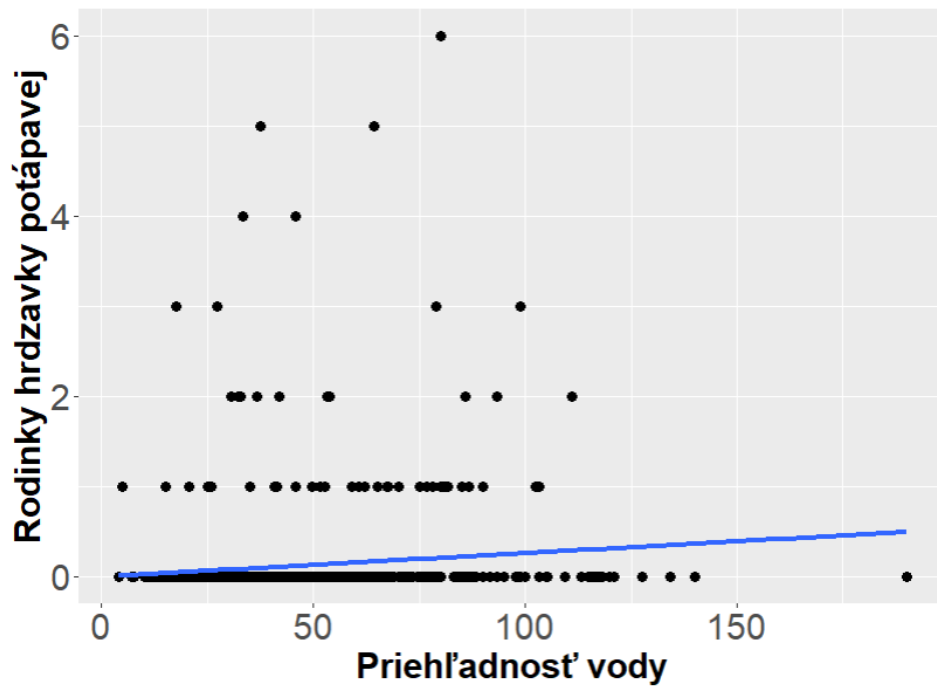
Na počet rodiniek hrdzavky potápavej (n = 87, Tabuľka 9) mali signifikantný vplyv 4 parametre. Pozitívny vplyv mala priehľadnosť vody (coef. = 0.017, p < 0.001) a mokrade v okolí (coef. = 0.059, p < 0.001). Negatívny vplyv bol preukázaný u litorálnych porastov (coef. = -0.025, p < 0.05) a u otvorenej krajiny v okolí (coef. = -0.019, p < 0.01). Vplyv rozlohy vodnej hladiny nebol štatisticky preukázateľný.

Počet rodiniek lysky čiernej (n = 469, Tabuľka 9) bol signifikantne pozitívne ovplyvnený priehľadnosťou vody (coef. = 0.014, p < 0.001), otvorenou krajinou v okolí (coef. = 0.015, p < 0.001) a mokradami v okolí (coef. = 0.046, p < 0.001). Naopak, vplyv litorálnych porastov a rozlohy vodnej hladiny nebol preukázaný.

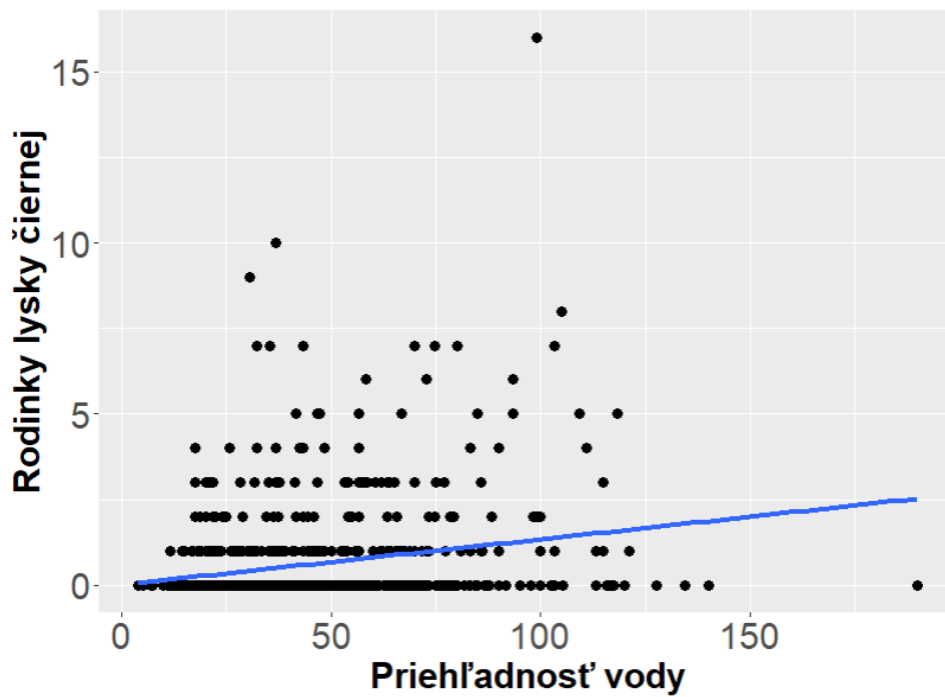
Tabuľka 9: Výsledky GLM skúmajúceho vplyv podmienok prostredia na počet rodiniek hrdzavky potápavej (*Netta rufina*) a lysky čiernej (*Fulica atra*). V tabuľke sú uvedené hodnoty regresných koeficientov (coef), ich štandardné chyby (std. error), hodnoty z-value a p-hodnoty (p-value). Signifikantné výsledky sú vyznačené tučne.

	<i>Netta rufina</i>				<i>Fulica atra</i>			
	Coef.	Std. error	z value	p-value	Coef.	Std. error	z value	p-value
(Intercept)	-2.966	0.529	-5.609	p < 0.001	-2.914	0.234	-12.440	p < 0.001
Priehľadnosť vody	0.017	0.004	4.695	p < 0.001	0.014	0.002	9.544	p < 0.001
Rozloha vodnej hladiny	0.004	0.002	1.782	0.075	-0.002	0.002	-1.078	0.281
Podiel litorálnych porastov	-0.025	0.010	-2.534	p < 0.05	0.003	0.003	1.153	0.249
Podiel otvorenej krajiny v okolí	-0.019	0.007	-2.936	p < 0.01	0.015	0.003	5.416	p < 0.001
Podiel mokradí v okolí	0.059	0.012	4.788	p < 0.001	0.046	0.006	8.303	p < 0.001

Obrázok 8: Vzťah medzi počtom rodiniek hrdzavky potápavej (*Netta rufina*) a priehľadnosťou vody v cm ($n = 87$, coef. = 0.017, $p < 0.001$).



Obrázok 9: Vzťah medzi počtom rodiniek lysky čiernej (*Fulica atra*) a priehľadnosťou vody v cm ($n = 469$, coef. = 0.014, $p < 0.001$).



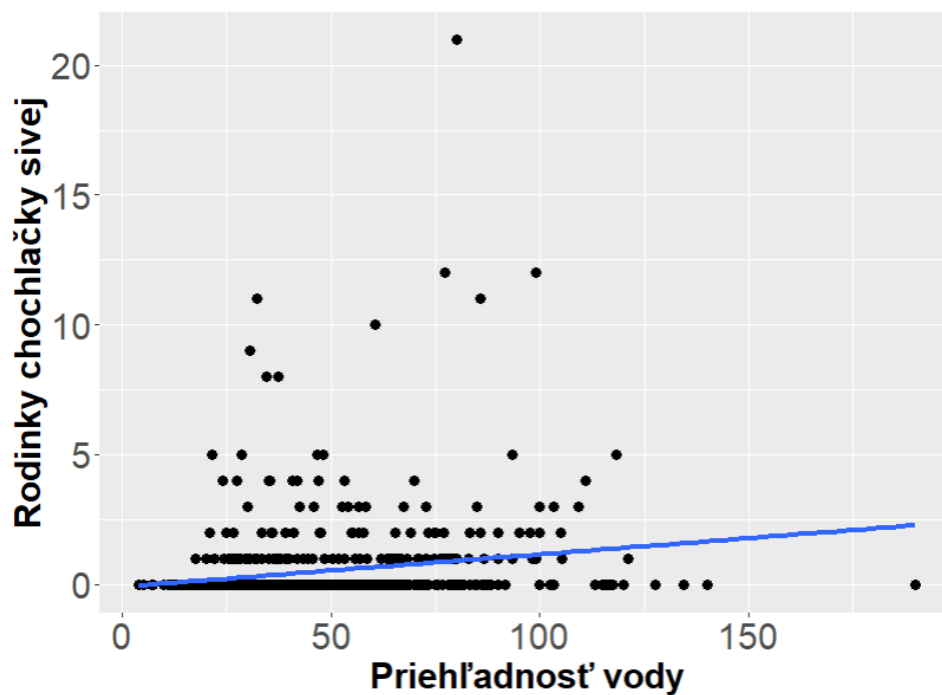
Rodinky chochlačky sivej (n = 348, Tabuľka 10) boli významne pozitívne ovplyvnené priehľadnosťou vody (coef. = 0.018, p < 0.001), rozlohou vodnej hladiny (coef. = 0.004, p < 0.01) a mokradami v okolí (coef. = 0.048, p < 0.001). Vplyv litorálnych porastov a otvorenej krajiny v okolí nebol preukázaný.

Na rodinky chochlačky vrkočatej (n = 332, Tabuľka 10) mala signifikantne pozitívny vplyv priehľadnosť vody (coef. = 0.022, p < 0.001), rozloha vodnej hladiny (coef. = 0.008, p < 0.001) a mokrade v okolí (coef. = 0.034, p < 0.001). Otvorená krajina v okolí mala signifikantne negatívny vplyv (coef. = -0.030, p < 0.001). Vplyv litorálnych porastov preukázaný nebol.

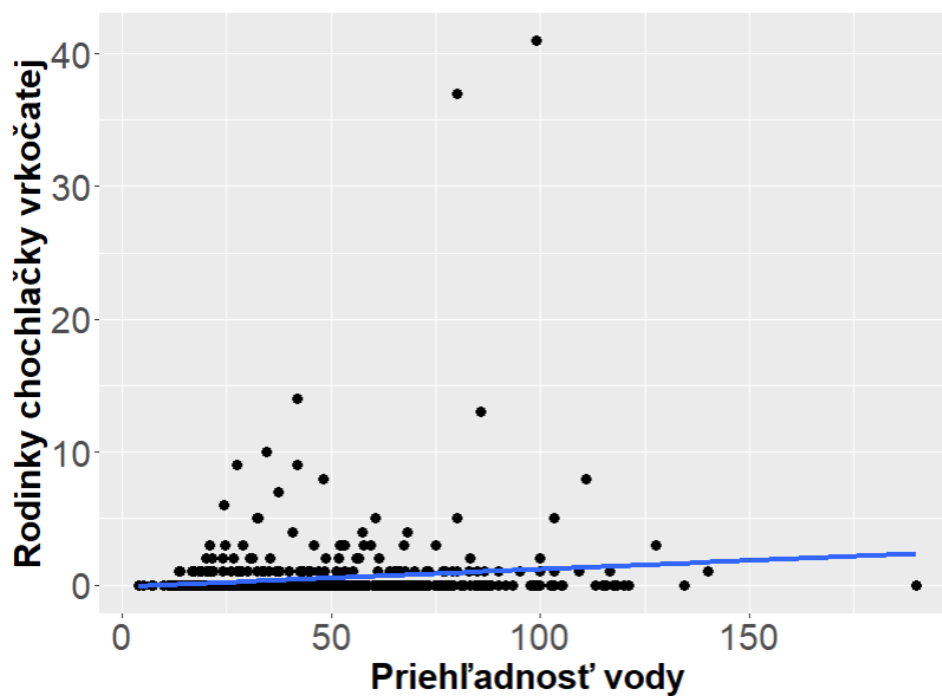
Tabuľka 10: Výsledky GLM skúmajúceho vplyv podmienok prostredia na počet rodiniek chochlačky sivej (*Aythya ferina*) a chochlačky vrkočatej (*Aythya fuligula*). V tabuľke sú uvedené hodnoty regresných koeficientov (coef.), ich štandardné chyby (std. error), hodnoty z-value a p-hodnoty (p-value). Signifikantné výsledky sú vyznačené tučne.

	<i>Aythya ferina</i>				<i>Aythya fuligula</i>			
	Coef.	Std. error	z value	p-value	Coef.	Std. error	z value	p-value
(Intercept)	-2.840	0.256	-11.083	p < 0.001	-1.611	0.245	-6.583	p < 0.001
Priehľadnosť vody	0.018	0.002	10.979	p < 0.001	0.022	0.002	12.801	p < 0.001
Rozloha vodnej hladiny	0.004	0.001	3.228	p < 0.01	0.008	0.001	7.440	p < 0.001
Podiel litorálnych porastov	0.001	0.004	0.336	0.737	0.006	0.003	1.872	0.061
Podiel otvorenej krajiny v okolí	0.002	0.003	0.607	0.544	-0.030	0.003	-9.633	p < 0.001
Podiel mokradí v okolí	0.048	0.006	7.829	p < 0.001	0.034	0.006	5.775	p < 0.001

Obrázok 10: Vzťah medzi počtom rodínok chochlačky sivej (*Aythya ferina*) a priehľadnosťou vody v cm (n = 348, coef. = 0.018, p < 0.001).



Obrázok 11: Vzťah medzi počtom rodínok chochlačky vrkočatej (*Aythya fuligula*) a priehľadnosťou vody v cm (n = 332, coef. = 0.022, p < 0.001).

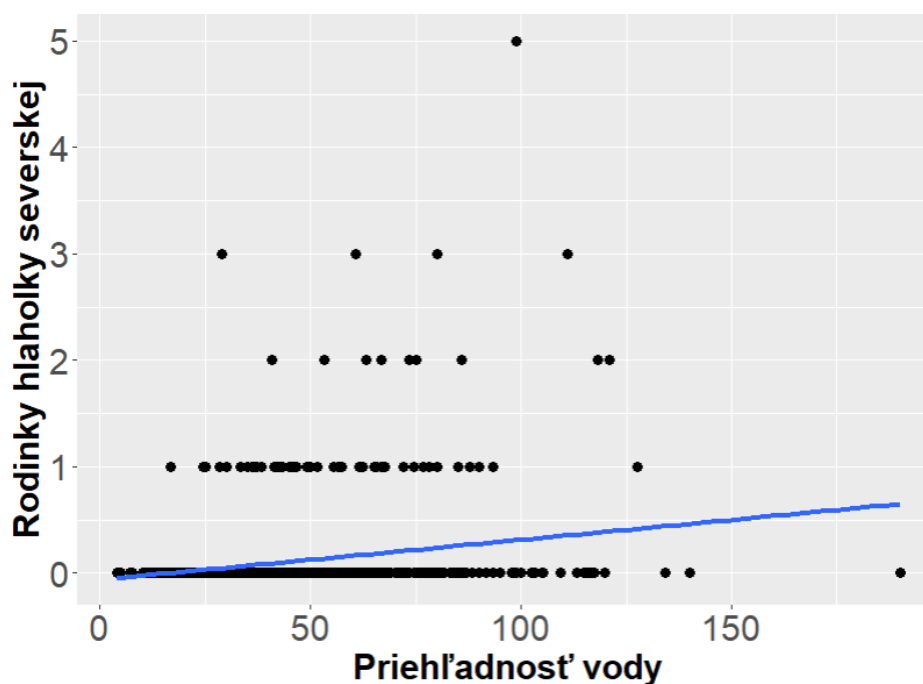


Rodinky hlaholky severskej (n = 78, Tabuľka 11) boli významne pozitívne ovplyvnené priehľadnosťou vody (coef. = 0.025, p < 0.001), litorálnymi porastmi (coef. = 0.015, p < 0.05) a mokradami v okolí (coef. = 0.027, p < 0.05). Signifikantne negatívny vplyv mal podiel otvorenej krajiny v okolí (coef. = -0.030, p < 0.001). Vplyv rozlohy vodnej hladiny nebol u tohto druhu preukázaný.

Tabuľka 11: Výsledky GLM skúmajúceho vplyv podmienok prostredia na počet rodínok hlaholky severskej (*Bucephala clangula*). V tabuľke sú uvedené hodnoty regresných koeficientov (coef.), ich štandardné chyby (std. error), hodnoty z-value a p-hodnoty (p-value). Signifikantné výsledky sú vyznačené tučne.

<i>Bucephala clangula</i>				
	Coef.	Std. error	z value	p-value
(Intercept)	-3.230	0.484	-6.672	p < 0.001
Priehľadnosť vody	0.025	0.003	7.247	p < 0.001
Rozloha vodnej hladiny	0.003	0.004	0.975	0.330
Podiel litorálnych porastov	0.015	0.006	2.543	p < 0.05
Podiel otvorenej krajiny v okolí	-0.030	0.006	-4.748	p < 0.001
Podiel mokradí v okolí	0.027	0.012	2.273	p < 0.05

Obrázok 12: Vzťah medzi počtom rodínok hlaholky severskej (*Bucephala clangula*) a priehľadnosťou vody v cm (n = 78, coef. = 0.025, p < 0.001).



6. Diskusia

Analýza preukázala štatisticky významný vplyv priehľadnosti vody na počet rodiniek u každého z 11 druhov vodných vtákov. Takmer u všetkých druhov bol tento vplyv pozitívny, negatívny vplyv bol preukázaný len u potápky chochlatej a u husi divej. U všetkých druhov bol taktiež zistený pozitívny vplyv mokradí v okolí. Vplyvy rozlohy vodnej hladiny rybníka, otvorenej krajiny v okolí a litorálnych porastov boli variabilné a medzi druhmi rozdielne.

Priehľadnosť vody je indikátorom trofického stavu vodnej nádrže, a rovnako môže slúžiť ako indikátor dostupnosti potravy (Musil et al., 1997). Dostupnosť potravy pre mláďatá v období hniezdenia je kľúčovou podmienkou prostredia, v ktorom sa nachádzajú. Bolo zistené, že kačica divá pri výbere hniezdiaceho habitatu určitým spôsobom predvídala dostupnosť potravy v období hniezdenia, a tomu prispôsobila svoj výber (Pöysä et al., 2000).

Takmer u všetkých druhov bol preukázaný signifikantný pozitívny vplyv priehľadnosti vody na počet rodiniek. Pre mláďatá vodných vtákov je v prvých týždňoch života veľmi podstatná strava obsahujúca dostatok bezstavovcov a vodného hmyzu, ktoré im poskytujú bielkoviny na vývin (Musil et al., 1997; Gardarsson et Einarsson, 2004; Dessborn et al., 2011). Pozitívny vplyv priehľadnosti na väčšinu druhov vodných vtákov by mohol byť vysvetlený skutočnosťou, že počet vodných bezstavovcov je závislý na vyššej priehľadnosti vody (Arzel et al., 2020).

Pre rodinky potápky chochlatej a husi divej bol však nájdený negatívny vplyv priehľadnosti vody. Mláďatá potápky chochlatej sú závislé na dostupnosti rýb, ktoré prevládajú v ich strave (Musil et al., 1997; Šťastný, 2019). Prítomnosť kapra, ktorý je najviac zastúpenou rybou na skúmaných lokalitách v CHKO Třeboňsko (Kubů et al., 1996), a jeho spôsob požírania však spôsobujú pokles priehľadnosti vody (Pokorný et al., 1994; Musil, 2006). Nilsson (1978) vo svojej štúdií vo Švédsku našiel silnú negatívnu koreláciu medzi početnosťou potápky chochlatej a priehľadnosťou vody na eutrofizovaných jazerách. Vysoké množstvo živín totiž zapríčinilo zvýšenie počtu rýb v jazerách. Toto zistenie implikuje, že potápke chochlatej nevadí nižšia priehľadnosť spojená s vysokým živinovým obsahom, pretože môže byť spojená s vyššou dostupnosťou rýb. U rodiniek husi divej môže byť tento efekt vysvetlený tým, že sa živí rastlinami (Šťastný, 2019), ktoré môže vyhľadávať aj v okolí rybníkov, preto nie je závislá na trofickom stave vody. U týchto dvoch druhov bola viac dôležitá rozloha vodnej hladiny rybníka, než vysoká priehľadnosť.

Rozloha vodnej hladiny rybníka mala signifikantný pozitívny vplyv na rodinky potápky chochlatej, husi divej, kačice divej, chochlačky sivej a chochlačky vrkočatej. Rovnaký výsledok pre rody *Podiceps* a *Aythya*, do ktorých patria druhy potápka chochlatá, chochlačka sivá a chochlačka vrkočatá, našli v boreálnych jazerách Elmberg et al. (1994). Tieto druhy radi hniezdia na rybníkoch s väčšou plochou voľnej vodnej hladiny (Šťastný, 2019), čo by mohlo vysvetľovať pozitívny vplyv tohto faktoru.

Vplyv litorálnej vegetácie bol signifikantný len u potápky malej, hrdzavky potápavej a hlaholky severskej. Potápka malá a hrdzavka potápavá radi hniezdia na rybníkoch s rozvinutou vegetáciou, a v strave hrdzavky potápavej sa dominantne vyskytujú vodné rastliny (Šťastný, 2019). Môže sa však zdať otázne, prečo bol vplyv preukázaný u hlaholky severskej, ktorá si robí hniezda v stromových dutinách a v ktorej strave dominuje živočíšna zložka (Šťastný, 2019). Rovnaký výsledok, ako v tejto práci, bol ale preukázaný aj v štúdiách vo Fínsku (Nummi et Pöysä, 1993; Paasivaara et Pöysä, 2008). Mláďatá hlaholky severskej v týchto štúdiách často využívali jazerá s bohatou vegetáciou. Bolo to z dôvodov, že sa na nich nachádzal vysoký počet bezstavovcov, ktoré sa vyskytujú v ich strave, a taktiež kvôli úkrytu, ktorý vegetácia poskytuje.

Je prekvapivé, že vplyv litorálnej vegetácie nebol preukázaný u ostatných druhov, keďže väčšina študovaných vtákov hniezdi okrem iného v litorálnej vegetácii, alebo táto vegetácia tvorí významnú časť ich potravy (Šťastný, 2019). Nesignifikantný výsledok analýzy pre rodinky kačice divej a kačice chriplavky, patriacich do rodu *Anas*, je v rozpore so štúdiou Elmberg et al. (1993), v ktorej bol preukázaný kladný vplyv bujnej litorálnej vegetácie na hniezdenie kačíc tohto rodu.

Otvorená krajina v okolí rybníkov mala pozitívny vplyv na počet rodiniek kačice chriplavky a lysky čiernej. Naopak, negatívny efekt bol preukázaný u rodiniek kačice divej, hrdzavky potápavej, chochlačky vrkočatej a hlaholky severskej. Andrén (1992) zistil zvýšenú predáciu hniezd v poľnohospodárskej krajine vtákmi z čeľade krkavcovité (*Corvidae*). Gunnarsson et Elmberg (2008) vo svojej štúdii zistili, že miera predácie hniezd bola vyššia v otvorenej krajine než v lesnej krajine. Hnojenie okolitej poľnohospodárskej pôdy môže taktiež zapríčiniť eutrofizáciu rybníkov (Pokorný et al., 1994). Tieto zistenia by teda mohli vysvetľovať negatívny efekt otvorenej krajiny v blízkom okolí. Na druhú stranu, poľnohospodárska krajina môže predstavovať doplnkové zdroje potravy dostupné pre vtáky (Huhta et al., 1996), čo by mohlo vysvetľovať pozitívny vplyv tohto faktoru.

Mokrade v okolí skúmaných rybníkov mali na počet rodiniek všetkých skúmaných druhov signifikantný pozitívny vplyv. Inými slovami, rodinky boli početnejšie na rybníkoch, ktoré boli obklopené ďalšími rybníkmi a vodnými plochami. Môže to byť vďaka tomu, že mokrade v blízkosti poskytujú ďalšie, doplnkové zdroje potravy (Arzel et al., 2015). Napríklad v štúdií vo Fínsku (Hilli-Lukkarinen et al., 2011) bolo zistené, že pri znížení rozlohy mokradí v okolí rybníkov sa znížil počet hniezdiacich párov vodných vtákov. Rybníky v blízkom okolí miesta vyliahnútia sú veľmi dôležité napríklad pre hlaholku severskú. Je to kvôli tomu, že sa samica s mláďatami počas ich prvých týždňov života premiestňuje z miesta vyliahnútia na ďalšie rybníky. Počas presunu medzi vodnými plochami sú mláďatá zraniteľnejšie voči predátorom, ktorými môžu byť cicavce alebo dravé vtáky (Pöysä et Paasivaara, 2006). K presunom samice s mláďatami medzi vodnými plochami dochádza taktiež u kačice divej (Rotella et Ratti 1992). Je preto dôležité, aby rybníky neboli príliš ďaleko od seba.

V budúcom výskume by bolo pre presnejšie výsledky vhodné analyzovať dáta z väčšieho množstva sezón. Keďže dáta pochádzali len z krátkeho obdobia piatich rokov, výsledky boli viac náchylné na ovplyvnenie rôznymi externými faktormi – napríklad klímou, poveternostnými podmienkami, a podobne. Pre budúcu analýzu by mohli byť zaradené taktiež údaje o početnostiach dospelých jedincov vodných vtákov.

7. Záver

Slnéčné žiarenie je základným zdrojom energie pre všetky biologické procesy na Zemi. Pre vstup svetla do vodnej nádrže je ale potrebná dostatočne vysoká priehľadnosť vody. Táto bakalárska práca sa venovala rešerši biotických a abiotických faktorov, ktoré priehľadnosť vody ovplyvňujú. V práci boli taktiež zosumarizované doterajšie poznatky o rôznych aspektoch priehľadnosti vody, ktoré môžu ovplyvniť život vodných vtákov, ich reprodukčnú úspešnosť, početnosť či dostupnosť potravy. V neposlednom rade boli zhodnotené dlhodobé a vnútrosezónne zmeny priehľadnosti vody v rôznych typoch vodných ekosystémov.

Súčasťou práce bola štatistická analýza vplyvu priehľadnosti vody, rozlohy vodnej hladiny rybníkov, litorálnej vegetácie a otvorenej krajiny či mokradí v okolí rybníkov na počet rodiniek 11 druhov vodných vtákov. Analyzované dáta boli zozbierané na 173 rybníkoch Třeboňska, Kardašovečicka a Soběslavska v južných Čechách a pochádzali z obdobia piatich hniezdných sezón rokov 2018–2022. Zber dát bol uskutočnený ornitologickým tímom FŽP ČZU pod vedením doc. RNDr. Petra Musila, PhD.

Medzi hlavné výsledky štatistickej analýzy patrí preukázaný signifikantný vplyv priehľadnosti vody na počet rodiniek skúmaných druhov vodných vtákov. Takmer u všetkých druhov bol tento vplyv pozitívny, negatívny vplyv bol preukázaný len u potápky chochlatej a u husi divej. Ďalej bol preukázaný pozitívny vplyv mokradí – rybníkov, vodných tokov, trstín a iných mokradných ekosystémov v okolí študovaných rybníkov – na počet rodiniek u každého druhu. Vplyvy ostatných skúmaných faktorov prostredia, teda vplyv rozlohy vodnej hladiny rybníka, litorálnej vegetácie či podielu otvorenej krajiny boli rôzne podľa konkrétnych biotopových a potravných nárokov jednotlivých druhov.

Výsledky tejto bakalárskej práce potvrdili dôležitosť priehľadnosti vody ako faktoru, ktorý významným spôsobom ovplyvňuje reprodukčnú úspešnosť vodných vtákov. Táto práca zdôrazňuje potrebu chrániť priehľadnosť vody pred príliš nízkymi hodnotami, ktoré môžu mať negatívny dopad nielen na reprodukciu vodných vtákov. V budúcom výskume by mohla byť analyzovaná početnosť dospelých jedincov vodných vtákov vo vzťahu k priehľadnosti vody, a to na základe väčšieho množstva dát pre presnejšie výsledky.

8. Prehľad literatúry a použitých zdrojov

- Andrén H., 1992:** Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation: a landscape perspective. *Ecology* 73 (3), 794–804.
- Arzel C., Rönkä M., Tolvanen H., Aarras N., Kamppinen M. et Vihervaara P., 2015:** Species diversity, abundance and brood numbers of breeding waterbirds in relation to habitat properties in an agricultural watershed. *Annales Zoologici Fennici* 52 (1–2), 17–32.
- Arzel C., Nummi P., Arvola L., Pöysä H., Davranche A., Rask M., Olin M., Holopainen S., Viitala R., Einola E. et Manninen-Johansen S., 2020:** Invertebrates are declining in boreal aquatic habitat: the effect of brownification? *Science of the Total Environment* 724, 138199.
- Brothers S., Köhler J., Attermeyer K., Grossart H. P., Mehner T., Meyer N., Scharnweber K. et Hilt S., 2014:** A feedback loop links brownification and anoxia in a temperate, shallow lake. *Limnology and Oceanography* 59 (4), 1388–1398.
- Chang N., Luo L., Wang X. C., Song J., Han J., et Ao D., 2020:** A novel index for assessing the water quality of urban landscape lakes based on water transparency. *Science of the Total Environment* 735, 139351.
- Dessborn L., Brochet A. L., Elmberg J., Legagneux P., Gauthier-Clerc M. et Guillemain M., 2011:** Geographical and temporal patterns in the diet of pintail *Anas acuta*, wigeon *Anas penelope*, mallard *Anas platyrhynchos* and teal *Anas crecca* in the Western Palearctic. *European Journal of Wildlife Research* 57 (6), 1119–1129.
- Dittman J. A., Shanley J. B., Driscoll C. T., Aiken G. R., Chalmers A. T. et Towse J. E., 2009:** Ultraviolet absorbance as a proxy for total dissolved mercury in streams. *Environmental Pollution* 157 (6), 1953–1956.
- Du Rau P. D., Barbraud C. et Mondain-Monval J.-Y., 2003:** Estimating breeding population size of the red-crested pochard (*Netta rufina*) in the Camargue (southern France), taking into account detection probability: implications for conservation. *Animal Conservation* 6 (4), 379–385.
- Elmberg J., Nummi P., Pöysä H. et Sjöberg K., 1993:** Factors affecting species number and density of dabbling duck guilds in North Europe. *Ecography* 16 (3), 251–260.
- Elmberg J., Nummi P., Pöysä H. et Sjöberg K., 1994:** Relationships between species number, lake size and resource diversity in assemblages of breeding waterfowl. *Journal of Biogeography* 21 (1), 75–84.
- Eloranta P., 1978:** Light penetration in different types of lakes in central Finland. *Holarctic Ecology* 1 (4), 362–366.

- Eriksson M. O. G., 1983:** The role of fish in the selection of lakes by nonpiscivorous ducks: mallard, teal and goldeneye. *Wildfowl* 34, 27–32.
- Eriksson M. O. G., 1985:** Prey detectability for fish-eating birds in relation to fish density and water transparency. *Ornis Scandinavica (Scandinavian Journal of Ornithology)* 16 (1), 1–7.
- Feng L., Hou X. et Zheng Y., 2019:** Monitoring and understanding the water transparency changes of fifty large lakes on the Yangtze Plain based on long-term MODIS observations. *Remote Sensing of Environment* 221, 675–686.
- Found C., Webb S. M. et Boyce M. S., 2008:** Selection of lake habitats by waterbirds in the boreal transition zone of northeastern Alberta. *Canadian Journal of Zoology* 86 (4), 277–285.
- Fox A. D., Balsby T. J. S., Jørgensen H. E., Lauridsen T. L., Jeppesen E., Søndergaard M., Fugl K., Myssen P. et Clausen P., 2019:** Effects of lake restoration on breeding abundance of globally declining common pochard (*Aythya ferina* L.). *Hydrobiologia* 830, 33–44.
- Fox A. D., Jørgensen H. E., Jeppesen E., Lauridsen T. L., Søndergaard M., Fugl K., Myssen P., Balsby T. J. S. et Clausen P., 2020:** Relationships between breeding waterbird abundance, diversity, and clear water status after the restoration of two shallow nutrient-rich Danish lakes. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 30 (2), 237–245.
- Gardarsson A. et Einarsson A., 2004:** Resource limitation of diving ducks at Myvatn: food limits production. *Aquatic Ecology* 38 (2), 285–295.
- Gollop J. B. et Marshall W. H., 1954:** A guide for aging duck broods in the field. Flyway Council Technical Section, Mississippi.
- Graneli W., 2012:** Brownification of Lakes. In: Bengtsson L., Herschy R.W., Fairbridge R.W. (eds): *Encyclopedia of Lakes and Reservoirs. Encyclopedia of Earth Sciences Series.* Springer, Dordrecht, 117–119.
- Gunnarsson G., Elmberg J., Sjöberg K., Pöysä H. et Nummi P., 2004:** Why are there so many empty lakes? Food limits survival of mallard ducklings. *Canadian Journal of Zoology* 82 (11), 1698–1703.
- Gunnarsson G. et Elmberg J., 2008:** Density-dependent nest predation – an experiment with simulated mallard nests in contrasting landscapes. *Ibis* 150 (2), 259–269.
- Gwiazda R., 2009:** Can poor foraging habitat (an inundated opencast sulphur mine) be attractive to the great crested grebe (*Podiceps cristatus*)? *Oceanological and Hydrobiological Studies* 38 (3), 135–139.

- Haas K., Köhler U., Diehl S., Köhler P., Dietrich S., Holler S., Jaensch A., Niedermaier M. et Vilsmeier J., 2007:** Influence of fish on habitat choice of water birds: a whole system experiment. *Ecology* 88 (11), 2915–2925.
- Hansson L. A., Nicolle A., Brönmark C., Hargeby A., Lindström Å. et Andersson G., 2010:** Waterfowl, macrophytes, and the clear water state of shallow lakes. *Hydrobiologia* 646, 101–109.
- Hilli-Lukkarinen M., Kuitunen M. et Suhonen J., 2011:** The effect of changes in land use on waterfowl species turnover in Finnish boreal lakes. *Ornis Fennica* 88 (4), 185–194.
- Hrbáček J., 1996:** Vztahy v potravní síti. In: Eiseltová M. (ed.): *Obnova jezerních ekosystémů – holistický přístup*. Wetlands International 32, The Nature Conservation Bureau Limited, Berkshire, UK, 44–58.
- Huhta E., Mappes T. et Jokimäki J., 1996:** Predation on artificial ground nests in relation to forest fragmentation, agricultural land and habitat structure. *Ecography* 19 (1), 85–91.
- Jeppesen E., Peder Jensen J., Søndergaard M., Lauridsen T. et Landkildehus F., 2000:** Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshwater Biology* 45 (2), 201–218.
- Kritzberg E. S. et Ekström S. M., 2012:** Increasing iron concentrations in surface waters – a factor behind brownification? *Biogeosciences* 9 (4), 1465–1478.
- Kubů F., Hejný S. et Pecharová E., 1996:** Historický vývoj rybníků. In IUCN: *Význam rybníků pro krajinu střední Evropy. Trvale udržitelné využívání rybníků v Chráněné krajinné oblasti a biosferické rezervaci Třeboňsko*. České koordinační středisko IUCN – Světového svazu ochrany přírody. Praha a IUCN Gland, Švýcarsko a Cambridge, Velká Británie, 39–56.úú
- Kufel L. et Kufel I., 2002:** Chara beds acting as nutrient sinks in shallow lakes – a review. *Aquatic Botany* 72 (3-4), 249–260.
- LaBounty J. F., 2008:** Secchi transparency of Boulder Basin, Lake Mead, Arizona-Nevada: 1990–2007. *Lake and Reservoir Management* 24 (3), 207–218.
- Lehikoinen A., Rintala J., Lammi E. et Pöysä H., 2016:** Habitat-specific population trajectories in boreal waterbirds: alarming trends and bioindicators for wetlands. *Animal Conservation* 19 (1), 88–95.
- Lellák J. et Kubíček F., 1992:** *Hydrobiologie*. Nakladatelství Karolinum, Praha.
- Madsen J. D., Chambers P. A., James W. F., Koch E. W. et Westlake D. F., 2001:** The interaction between water movement, sediment dynamics and submersed macrophytes. *Hydrobiologia* 444, 71–84.

- Monteith D. T., Stoddard J. L., Evans C. D., de Wit H. A., Forsius M., Høgåsen T., Wilander A., Skjelkvåle B. L., Jeffries D. S., Vuorenmaa J., Keller B., Kopáček J. et Vesely J., 2007:** Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. *Nature* 450 (7169), 537–540.
- Moreno-Ostos E., Paracuellos M., de Vicente I., Nevado J. C. et Cruz-Pizarro L., 2008:** Response of waterbirds to alternating clear and turbid water phases in two shallow Mediterranean lakes. *Aquatic Ecology* 42 (4), 701–706.
- Musil P., 2006:** A review of the effects of intensive fish production on waterbird breeding populations. In: Boere G. C., Galbraith C. A. et Stroud D. A. (eds.): *Waterbirds around the world*. The Stationery Office, Edinburgh, UK, 520–521.
- Musil P., Pichlová R., Veselý P. et Cepák J., 1997:** Habitat selection by waterfowl broods on intensively managed fishponds in South Bohemia (Czech Republic). In: Faragó S. et Kerekes J. (eds.): *Proc. Limnology and Waterfowl, Monitoring, Modelling and Management*. Workshop, Sarród/Sopron, Hungary, 21–23 November. *Wetlands International Publication* 43, Wageningen, The Netherlands, 169–175.
- Musil P., Musilová Z. et Poláková K., 2017:** Facultative heterospecific brood parasitism among the clutches and broods of duck species breeding in South Bohemia, Czech Republic. *Wildfowl* 67 (1), 113–122.
- Musil P., Musilová Z., Neužilová Š., Kopřivová Stejskalová M., Sedláček O., Krejčí I., Rydval J., Zouhar J., Homolková M., Gajdošová D. et Šťastný K., 2022:** Průběžná zpráva 2022 - SS01010280: Optimalizace managementu rybníčních lokalit směřující k zachování biodiverzity v podmínkách klimatických změn. Projekt TAČR, Fakulta životního prostředí ČZU v Praze.
- Nelson T. A., Nelson A. V. et Tjoelker M., 2003:** Seasonal and spatial patterns of “green tides” (ulvoid algal blooms) and related water quality parameters in the coastal waters of Washington State, USA. *Botanica Marina* 46 (3), 263–275.
- Nilsson L., 1978:** Breeding waterfowl in eutrophicated lakes in south Sweden. *Wildfowl* 29, 101–110.
- Nummi P. et Pöysä H., 1993:** Habitat associations of ducks during different phases of the breeding season. *Ecography* 16 (4), 319–328.
- OECD, 1982:** *Eutrophication of Waters, Monitoring, Assessment and Control*. OECD, Paris, France.
- Paasivaara A. et Pöysä H., 2008:** Habitat-patch occupancy in the common goldeneye (*Bucephala clangula*) at different stages of the breeding cycle: implications to ecological processes in patchy environments. *Canadian Journal of Zoology* 86 (7), 744–755.

- Pechar L. et Radová J., 1996:** Hydrobiologické zhodnocení vývoje třeboňských rybníků od konce 19. století. In IUCN: Význam rybníků pro krajinu střední Evropy. Trvale udržitelné využívání rybníků v Chráněné krajinné oblasti a biosferické rezervaci Třeboňsko. České koordinační středisko IUCN – Světového svazu ochrany přírody. Praha a IUCN Gland, Švýcarsko a Cambridge, Velká Británie, 57–82.
- Pilla R. M., Williamson C. E., Zhang J., Smyth R. L., Lenters J. D., Brentrup J. A., Knoll L. B. et Fisher T. J., 2018:** Browning-related decreases in water transparency lead to long-term increases in surface water temperature and thermal stratification in two small lakes. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 123 (5), 1651–1665.
- Pitter P., 2015:** Hydrochemie. Vysoká škola chemicko-technologická (VŠCHT), Praha.
- Pokorný J., Schlott G., Schlott K., Pechar L. et Koutníková J., 1994:** Monitoring of changes in fishpond ecosystems. In: Aubrecht G., Dick G. et Prentice C. (eds.): Monitoring of Ecological Change in Wetlands of Middle Europe. Proc. International Workshop, Linz, Austria, 1993. *Stapfia* 31, Linz, Austria, and IWRB Publication No. 30, Slimbridge, UK, 37–45.
- Poláková K., Musil P., Musilová Z. et Zouhar J., 2018:** Density-dependent regulation of breeding success in the red-crested pochard *Netta rufina*. *Bird Study* 65 (1), 92–97.
- Posit team, 2022:** RStudio: Integrated development environment for R. Posit Software, PBC, Boston, MA.
- Pöysä H., Elmberg J., Sjöberg K. et Nummi P., 2000:** Nesting mallards (*Anas platyrhynchos*) forecast brood-stage food limitation when selecting habitat: experimental evidence. *Oecologia* 122 (4), 582–586.
- Pöysä H. et Paasivaara A., 2006:** Movements and mortality of common goldeneye *Bucephala clangula* broods in a patchy environment. *Oikos* 115 (1), 33–42.
- Pöysä H., Rintala J., Lehikoinen A. et Väisänen R. A., 2013:** The importance of hunting pressure, habitat preference and life history for population trends of breeding waterbirds in Finland. *European Journal of Wildlife Research* 59 (2), 245–256.
- Pykal J. et Janda J., 1994:** Početnost vodních ptáků na jihočeských rybnících ve vztahu k rybníčnímu hospodaření. *Sylvia* 30, 3–11.
- Qin H.-P., Khu S.-T. et Li C., 2014:** Water exchange effect on eutrophication in landscape water body supplemented by treated wastewater. *Urban Water Journal* 11 (2), 108–115.
- R Core Team, 2021:** R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

- Robin J., Wezel A., Bornette G., Arthaud F., Angélibert S., Rosset V. et Oertli B., 2014:** Biodiversity in eutrophicated shallow lakes: determination of tipping points and tools for monitoring. *Hydrobiologia* 723, 63–75.
- Rotella J. J. et Ratti J. T., 1992:** Mallard brood movements and wetland selection in southwestern Manitoba. *The Journal of Wildlife Management* 56 (3), 508–515.
- Roy K., Vrba J., Kaushik S. J. et Mraz J., 2020:** Feed-based common carp farming and eutrophication: is there a reason for concern? *Reviews in Aquaculture* 12 (3), 1736–1758.
- Schindler D. W., 1998:** Sustaining aquatic ecosystems in boreal regions. *Conservation Ecology* 2 (2), 18.
- Schriver P., Bogestrand J., Jeppesen E. et Søndergaard M., 1995:** Impact of submerged macrophytes on fish-zooplankton-phytoplankton interactions: large scale enclosures experiments in a shallow eutrophic lake. *Freshwater Biology* 33 (2), 255–270.
- Sjöberg K., Pöysä H., Elmberg J. et Nummi P., 2000:** Response of mallard ducklings to variation in habitat quality: an experiment of food limitation. *Ecology* 81 (2), 329–335.
- Sommer U., Adrian R., De Senerpont Domis L., Elser J. J., Gaedke U., Ibelings B., Jeppesen E., Lürling M., Molinero J. C., Mooij W. M., van Donk E. et Winder M., 2012:** Beyond the plankton ecology group (PEG) model: mechanisms driving plankton succession. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 43, 429–448.
- Søndergaard M., Jeppesen E. et Jensen J. P., 2005:** Pond or lake: does it make any difference? *Archiv Für Hydrobiologie* 162 (2), 143–165.
- Strock K. E., Theodore N., Gawley W. G., Ellsworth A. C. et Saros J. E., 2017:** Increasing dissolved organic carbon concentrations in northern boreal lakes: Implications for lake water transparency and thermal structure. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 122 (5), 1022–1035.
- Šťastný K., 2019:** Vodní ptáci. Aventinum, Praha.
- Tománková I., Boland H., Reid N. et Fox A. D., 2013:** Assessing the extent to which temporal changes in waterbird community composition are driven by either local, regional or global factors. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 23 (2), 343–355.
- Tománková I., Harrod C., Fox A. D. et Reid N., 2014:** Chlorophyll-a concentrations and macroinvertebrate declines coincide with the collapse of overwintering diving duck populations in a large eutrophic lake. *Freshwater Biology* 59 (2), 249–256.
- Tundisi J. G. et Tundisi T. M., 2011:** *Limnology*. CRC Press, Boca Raton.

Van Donk E., Gulati R. D., Iedema A. et Meulemans J. T., 1993: Macrophyte-related shifts in the nitrogen and phosphorus contents of the different trophic levels in a biomanipulated lake. *Hydrobiologia* 251, 19–26.

Wickham H., 2016: *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag, New York.

Williamson C. E., Overholt E. P., Pilla R. M., Leach T. H., Brentrup J. A., Knoll L. B., Mette E. M. et Moeller R. E., 2015: Ecological consequences of long-term browning in lakes. *Scientific Reports* 5, 18666.

Wu Z., Zhang Y., Zhou Y., Liu M., Shi K. et Yu Z., 2015: Seasonal-spatial distribution and long-term variation of transparency in Xin'anjiang Reservoir: implications for reservoir management. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 12 (8), 9492–9507.

Zhou Q., Zhang Y., Li K., Huang L., Yang F., Zhou Y. et Chang J., 2018: Seasonal and spatial distributions of euphotic zone and long-term variations in water transparency in a clear oligotrophic Lake Fuxian, China. *Journal of Environmental Sciences* 72, 185–197.

Internetové zdroje:

Říhová Ambrožová J., 2007: Průhlednost, zákal a barva vody (online) [cit. 2023.01.14], dostupné z <https://e-learning.vscht.cz/knihy/uid_es-006/ebook.html?p=P040>.

Ostatné zdroje:

Valentová O., Máchová J., Faina R., Kroupová H. et Svobodová Z., 2009: *Souprava Combi – terénní analýzy vody*. Edice metodik, č. 90. VÚRH, Vodňany.