Metodika managementu rybničních lokalit směřující k zachování funkce optimálního hnízdiště vodních ptáků v podmínkách klimatických změn: management rybích obsádek, vegetačního pokryvu a anti-predační ochrana

certifikovaná metodika

Petr Musil, Zuzana Musilová, Šárka Neužilová, Jan Zouhar, Monika Homolková, Dorota Gajdošová, Igor Krejčí, Jan Rydval, Ondřej Sedláček

T A
Č R

Faculty of
Environmental Sciences

Autoři:
Petr Musil
Zuzana Musilová
Šárka Neužilová
Jan Zouhar
Monika Homolková
Dorota Gajdošová
Igor Krejčí
Jan Rydval
Ondřej Sedláček

Konzultace a odborná spolupráce:

Jan Šíma (MŽP ČR)
Pavlína Kuncová (MŽP ČR)
David Fuka (MŽP ČR)

Doporučená citace:

Musil P., Musilová Z., Neužilová Š., Zouhar J., Homolková M., Gajdošová D., Krejčí I., Rydval J. & Sedláček O. 2024. SS01010280-V1: Metodika managementu rybničních lokalit směřující k zachování funkce optimálního hnízdiště vodních ptáků v podmínkách klimatických změn: management rybích obsádek, vegetačního pokryvu a anti-predační ochrana. *Fakulta životního prostředí ČZU v Praze.*

Fakulta životního prostředí České zemědělské univerzity v Praze
Kamýcká 129, 165 21, Praha Suchdol

http://www.waterbirdmonitoring.cz

Obsah

1. Úvod: Současný stav rybničních biotopů ... 6

2. Ekosystémové služby poskytované vodními ptáky ... 7

3. Cíl ... 9

3.1. Cílové skupiny a druhy vodních ptáků ... 10

4. Seznam používaných pojmů a zkratek ... 11

5. Potravní nabídka ... 12

5.1. Vliv potravní nabídky na vodní ptáky ... 12

5.2. Vliv rybí obsádky na vodní ptáky ... 18

5.3. Redukovaná obsádka na rybníku Rod ... 20

5.4. Vliv průhlednosti vody na vodní ptáky ... 27

5.5. Přežívání a přesuny mláďat potápivých kachen ... 34

5.6. Vliv klimatických a enviromentálních podmínek ... 36

6. Hnízdní prostředí ... 39

6.1. Přežívání hnízd cílových druhů: polák velký a polák hocholačka ... 40

6.2. Management vegetačního pokryvu hnízdních biotopů ... 43

6.3. Vypouštění uměle odchovaných kachen divokých ... 48

6.4 Alternativní hnízdní možnosti – umělé plovoucí ostrovy ... 50

7. Shrnutí a doporučení pro management rybníků ... 53

8. Literatura ... 58

PŘÍLOHA I. ... 69

Abstrakt

Metodika přináší návrh managementu rybničních lokalit (jednotlivých rybníků i rybničních soustav) s cílem zachování diversity ptačích společenstev a zachování reprodukční úspěšnosti cílových druhů vodních ptáků. Jako cílové druhy byly vybrány potápivé kachny (polák velký, polák chocholačka a hohol severní), které jsou zejména v hnízdní době a ve stádiu mláďat výrazně potravně závislé na nabídce vodních bezobratlých. Jsou tedy nesmírně citlivé na zachování struktury potravního řetězce. Uvedené cílové druhy prodělaly poměrně dynamický vývoj početnosti na území České republiky. Po několik desetiletí jejich hnízdní populace narůstaly až do počátku 80. let 20. století, později však dochází k jejich intenzivnímu úbytku. Dnes jsou zejména polák velký a polák chocholačka považovány za celoevropsky ohrožené druhy vyžadující pozornost. Jejich dynamický vývoj početnosti odráží změny v trofické situaci a nabídce potravy našich rybníků.

Proto vycházíme ze zhodnocení vlivu průhlednosti vody a kompetice rybích obsádek na vodní ptáky a jejich reprodukční úspěšnost. Toto zhodnocení je založeno jak na extrakci dostupných literárních poznatků, tak na analýze dat získaných v průběhu řešení projektu. Metodika přináší důkazy pozitivního vlivu bez-kaprové rybí obsádky na potravní nabídku, průhlednost vody, druhovou diversitu i početnost a reprodukční úspěšnost cílových druhů.

Dále se věnujeme managementu hnízdního prostředí, a to zejména kosení rákosové, malinové a ostružinové vegetace v období vegetačního klidu. Tento způsob managementu může mít odlišný vliv na hnízdící druhy kachen a jiný vliv na hnízdící racky chechtavé, které poskytují hnízdícím kachnám a některým druhům potápek aktivní antipredační ochranu.

Dalším aspektem managementu rybníků, kterému se metodika věnuje je vypouštění uměle odchovaných kachen divokých pro myslivecké účely a jejich možný dopad na druhovou diversitu a reprodukční úspěšnost volně žijících druhů kachen.

Tento hlavní výstup projektu bude uplatňován Aplikačním garantem (Ministerstvo životního prostředí ČR) jako odborný podklad pro rozhodovací a metodickou činnost orgánů ochrany přírody (obecní úřady, pověřené obecní úřady, obecní úřady obcí s rozšířenou působností, krajské úřady, AOPK ČR, správy národních parků, ČIŽP – viz Zákon České národní rady 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny). Předpokládáme využití této metodiky k managementu zvláště chráněných lokalit nebo rybničních lokalit, které jsou podle plánu péče o příslušné CHKO uvedeny jako lokality v centru zájmu ochrany přírody. Takto přispěje metodika k zachování jejich významu pro ochranu biodiverzity v podmínkách jejich hospodářského využití a probíhajících změn klimatu.

Metodika byla zpracována jako jeden z výstupů projektu Metodika byla zpracována jako jeden z výstupů projektu TAČR PPŽ SS01010280*: Optimalizace managementu rybničních lokalit směřující k zachování biodiversity v podmínkách klimatických změn.* Koncepčně navazuje na *Metodiku monitoringu hnízdních populací vodních ptáků* (Výstup SS01010280-V2, Musil *et al.* 2024), která je také výstupem zmíněného projektu.

Na základě doporučení Aplikačního garanta (MŽP ČR), byly do některých dílčích analýz prezentovaných v kapitole 5 zahrnuty i doplňující výsledky získané po ukončení projektu, tj. v roce 2023.

Klíčová slova: vodní ptáci; druhová diverzita; reprodukční úspěšnost; rybí obsádky; management rybničních lokalit

Abstract

The methodology proposes the approach to evidence-based fishpond management for sustainable waterbird species diversity as well as the encourage of reproductive performance of the target waterbird species. As target species, diving ducks (Common Pochard, Tufted Duck, Common Goldeneye) were chosen, as waterbird species which reproductive success, esp. duckling survival, is significantly dependent on the availability of aquatic invertebrates for food. They are therefore extremely sensitive to maintaining the structure of the food chain. The target species mentioned above have exhibited a relatively dynamic development in breeding numbers in the Czech Republic. For several decades, their nesting populations increased until the early 1980s, but later strong decline in numbers was recorded. Recently, esp. Common Pochard and Tufted Duck are assumed as pan-European threatened species requiring conservation concern. The dynamic population changes of these species reflect changes in the trophic status and food availability in fishponds.

The methodology is based on the evaluation of the effect of water transparency and competition of fish stocks on water birds and their reproductive success. This evaluation is based both on the extraction of available literary knowledge and on the analysis of data obtained during the project solution. The methodology provides evidence of the positive influence of carp-free fish stocks on the food supply, water transparency, species diversity, and the abundance and reproductive success of the target species.

The methodology is also aimed at the management of the nesting sites, in particular the mowing of reed, raspberry and blackberry vegetation during the dormant season. This type of management may have a different effect on nesting duck species and a different effect on nesting Black-headed Gulls, which provide active anti-predation protection to nesting ducks and some grebe species.

Moreover, methodology is evaluated also effect of artificially hatched Mallards, which were hatched for hunting purposes and their possible impact on the species diversity and reproductive success of wild duck species.

This main output of the project will be applied by the Application Guarantee (Ministry of the Environment of the Czech Republic) as a professional basis for the decision-making and methodical activity of nature protection authorities (municipal authorities, regional authorities, Agency for Nature and Landscape Protection of the Czech Republic, national park administrations, Czech Environmental Inspection – see Act of the Czech National Council 114/1992 Coll. On Nature and Landscape Protection). We expect the application of this methodology for the management of specially protected sites or pond sites which, according to the plan for the care of the relevant PLA, are listed as sites in the centres of nature conservation interests. The methodology will contribute to the preservation of their importance for the protection of biodiversity in condition of its sustainable economic use and the ongoing climate changes.

The methodology was developed as one of the outputs of the project The methodology was developed as one of the outputs of the project TAČR PPŽ SS01010280*: Optimization of the management of pond sites aimed at preserving biodiversity in conditions of climate change*. Conceptually, it follows on from the Methodology for monitoring of breeding populations of waterbirds (Output SS01010280-V2, Musil *et al.* 2024), which is also an output of the mentioned project.

Based on the Application Guarantee (Ministry of the Environment of the Czech Republic), data from the field season 2023 have been considered in chapter 5.

Keywords: waterfowl; species diversity; reproductive success; fish stocks; management of ponds

1. Úvod: Současný stav rybničních biotopů

Mokřadní biotopy představují cenná stanoviště nabízející vhodné životní podmínky širokému spektru rostlin a živočichů. Jejich rozloha i struktura se však v průběhu rozvoje lidské společnosti výrazně měnila. Mnohé mokřady ustoupily zemědělské půdě, lidským sídlům i průmyslovým areálům. Také proto dnes mokřadní biotopy vykazují vysokou diverzitu i na relativně malých územích (Finlayson & Moser 1991, Pullin 2002, Bobbing *et al.* 2006, Ramsar Convention Secretariat 2013). Původní rozsáhlé mokřadní biotopy úplně vymizely nebo byly nahrazeny uměle vytvořenými mokřadními biotopy. Cenným refugiem pro mnohá rostlinná a živočišná společenstva se proto staly rybníky a rybniční soustavy (Tucker & Evans 1997, Chytil *et al.* 1999, Seiche *et al.* 2012, Broyer & Bourguemestre 2020).

K výrazné změně rybničních ekosystémů došlo v druhé polovině 20. století v souvislosti s intenzifikací chovu ryb i s celkovou intenzifikací zemědělské výroby. Ještě ve 30. letech byla přirozená produkce poměrně nízká. Rybníky se vyznačovaly nižšími hodnotami pH vody. Hustoty rybích obsádek byly z dnešního pohledu nízké (nižší než 200 kg/ha,), ale přitom druhově pestré (Pokorný *et al.* 1992, Musil 2006a). Rybníky měly velkou průhlednost vody, byly pravidelně silně zarostlé vodní makrofytní vegetací s dobře vyvinutým a druhově pestrým bentosem (Musil *et al.* 1996, 2001, Čížková *et al.* 2017).

V 50. letech 20. století pak dochází v důsledku intenzifikace chovu ryb k postupnému nárůstu hustoty rybích obsádek, změně chemismu vody a snížení diverzity vodních organismů. Změny způsobilo zvýšené použití minerálních hnojiv a intenzivní vápnění i aplikace krmiv a později i aplikace použití statkových hnojiv. Tento vývoj byl podpořen též postupnou eutrofizací přítokové vody v důsledku zvýšeného přísunu živin z povodí. Na rybnících se začaly též chovat kachny domácí (tzv. kapro-kachní hospodářství), jejichž produkce dosáhla maxima v 80.letech (Musil *et al.* 1996). Rybníky jako významná součást hydrologického systému povrchových vod přirozeně integrují veškeré dopady hospodářské činnosti v povodí. Současně se obhospodařovaní rybníků významným způsobem zpětně podílí na kvalitě povrchových vod a na celkovém hydrologickém režimu. Je proto zřejmé, že rybníky mají v naší krajině jednu z klíčových ekologických funkcí (Musil *et al.* 1996, Musil 2006a, Seiche *et al.* 2012, Čížková *et al.* 2017).

Rybníky byly a jsou účelové vodní stavby. Z hospodářského hlediska je produkce ryb jejich hlavní funkcí a racionální obhospodařování je nezbytnou podmínkou jejich existence. Chov ryb je založen na využití produkčního potenciálu rybničního ekosystému (viz např. Šusta *et al.* 1995). V posledních desetiletích je tento produkční potenciál uměle zvyšován různými hospodářskými zásahy. Vysoké koncentrace živin, nadměrný rozvoj sinic a řas, extrémní kolísaní koncentrace kyslíku ve vodě, velké výkyvy pH jsou zřetelné symptomy velmi pokročilé eutrofizace a ukazují na narušení stability rybničních ekosystémů. Vysoký stupeň eutrofizace představuje nejzávažnější problém, který přímo negativně ovlivňuje funkce rybničního ekosystému, a souvisí s většinou otázek ochrany rybničních mokřadních biotopů a jejich společenstev (Musil *et al.* 1996, 2001, Vrba 2016, Čížková *et al.* 2017).

Vysoká hustota rybích obsádek vedla v posledních letech ke zvýšení konkurence mezi vodními ptáky a rybami. Extrémně vysoké obsádky ryb, především kapra obecného *Cyprinus carpio*, jednak přímo likvidují potravní zdroje mnohých druhů vodních a mokřadních ptáků, jednak působí na vodní ptáky nepřímo, tj. snižují průhlednost vody (intenzivní vyžírání zooplanktonu vede k nadměrnému rozvoji fytoplanktonu), způsobují ústup litorálních porostů a zamezují růstu submerzní vegetace (Musil 2006a, Musil *et al.* 2016, Fox *et al.* 2016). Následně při nízké průhlednosti vody dochází ke snížení eufotické vrstvy a mohou vznikat i anaerobní podmínky (Pokorný *et al.* 1992, Musil *et al.* 2001, Musil 2006a).

Mají-li si rybníky zachovat přirozený základ produkčních procesů, je nutné udržet jejich ekologickou stabilitu, která je v současnosti výrazně ohrožená (Musil *et al.* 1996, 2001, 2016, Čížková *et al.* 2017, Musil 2023). Vyšší ekologické stability rybníků je možné docílit pomocí aplikace účinných managementových opatření, jejichž návrhy musí vycházet z analýz dlouhodobých dat o populační ekologii, včetně reprodukční úspěšnosti cílových druhů.

2. Ekosystémové služby poskytované vodními ptáky

Vodní ptáci hrají klíčové role v mnoha vodních ekosystémech. Tato skutečnost byla jedním z důvodů zvýraznění jejích významu v samotném názvu tzv. Ramsarské konvence o mokřadech, tj. Convention on Wetlands of International Importance Especially as Waterfowl Habitat (Kuijken 2006). Ochrana vodního ptactva a podpora biodiversity mokřadních ekosystémů je důležitá nejen pro zachování stability mokřadních ekosystémů, ale i z důvodu, že vodní ptactvo se podílí na procesech, které přímo nebo nepřímo prospívají i člověku (Green & Elmberg 2014).

Mezi hlavní přínosy vodního ptactva patří **šíření semen, bezobratlých a nepatogenních mikrobů**. O vodním ptactvu je známo, že je významným vektorem celé řady vodních bezobratlých, včetně korýšů, mechovců, dvokřídlých, měkkýšů, vířníků a kroužkovců a dokonce i obratlovců (Green & Figuerola 2005, Frisch *et al.* 2007), fungují také jako vektory pro mikroorganismy, jako je fytoplankton, rozsivky, nálevníci ale i pro spory bakterií a hub (Schlichting 1960, Thornton 1971, Figuerola & Green 2002, Green *et al.* 2008, Brito-Echeverria *et al.* 2009). Vodní ptáci takto **udržují a podporují biodiversitu jiných organismů**, a to jak lokálně, tak kontinentálně. Např. herbivorní husy nebo hvízdák eurasijský *Anas penelope* mohou hrát zásadní roli při **udržování pastvin** v přirozeném stavu vysoké biodiversity, zejména podporou koexistence různých druhů rostlin regulací mezidruhové kompetice (Jasmin *et al.* 2008), stimulací primární produkce (Cargill & Jefferies 1984, Bazely & Jefferies 1985) a dlouhodobým pozitivním účinkem na trsy trav (Nacken & Reise 2000). Podobně se pasou labutě na vodních rostlinách, jako je např lakušník štětičkový *Ranunculus penicillatus* a pozitivně ovlivňují jeho růst. Pastva vodního ptactva může také zvýšit rozmanitost submerzních makrofyt (Hidding *et al.* 2010), jakož i jejich produktivitu.

Ptáci také mohou být **účinnými bioindikátory** ekologických podmínek a působit jako **strážce potenciálních ohnisek chorob.** Kachny divoké *Anas platyrhynchos* byly úspěšně použity pro sledování časové variability v prevalenci podtypů viru ptačí chřipky (AIV) (Wallensten *et al.* 2007), který je užitečným nástrojem k predikci rizika výskytu vysoce patogenních ohnisek (HPAIV) varianty s potenciálem způsobit obrovské ekonomické ztráty pro drůbežářský průmysl a také epidemie nebo pandemie u lidí (Munster *et al.* 2005). Například HPAIV kmen, který v Nizozemsku v roce 2003 zabil velké množství drůbeže, a dokonce vedl i k lidským úmrtím, byl zjištěn krátce před tím ve volné přírodě v tahové populaci kachny divoké v místě proti směru migrace na stejné tahové cestě.

Také kachny a lysky mohou **indikovat změny v hojnosti submerzních makrofyt** (Wicker & Endres 1995), na které mají samy velmi pozitivní vliv (Carpenter & Lodge 1986). Lyska hřebenatá *Fulica cristata* může být dobrým indikátorem bohatství přítomných druhů vodních rostlin. Počet druhů hnízdících kachen v mokřadních biotopech může být dobrým indikátorem struktury a rozmanitosti vodní vegetace i celkové hojnosti bentických druhů bezobratlých (Elmberg *et al.* 1993).

Dokonce i **chování vodního ptactva** může sloužit jako bioindikátor. Například tvorba páru dospělými brzy na počátku hnízdní sezóny i potravní chování kachňat později v sezóně indikuje stav živin (celkové množství fosforu) v boreálních jezerech (Nummi *et al.* 2000, Pöysä *et al.* 2001).

Vodní ptactvo poskytuje také **důležité zásoby** (např. maso, peří, vejce atd.). Zásoby v podobě masa, vajec a tuku pro hydroizolaci jsou spíše historickou záležitostí. Peří se ale stále využívá pro výrobu oblečení, ozdob i lůžkovin. Většina dnešní produkce peří pochází z chovných hus, ale historicky bylo peří z kajek mořských *Somateria mollissima* vysoce ceněno. V současné době pochází většina tohoto peří z Islandu a roční maloobchodní hodnota zboží vyrobeného z tohoto peří se odhaduje na 40 milionů USD (Sveinsson 2013).

Vodní ptáci mohou poskytnout **ochranu před predátory** jiným druhům ptáků. Například berneška velká *Branta canadensis* silně brání svá hnízda před potenciálními predátory a ostatní ptáci hnízdící v jejich blízkosti mají vyšší úspěšnost hnízdění (Allard & Gilchrist 2002). Nejčastěji tak působí hnízdní kolonie racků a rybáků, kteří aktivně brání svá hnízda i mláďata a zahánějí zejména ptačí predátory z jejich okolí. Tento obranný efekt se může přenést na celá ptačí společenstva; např. ve

Švédsku je druhová bohatost hnízdících ptáků vyšší na ostrůvcích s hnízdícími berneškami než na sousedních ostrůvcích bez nich (Owen & Black 1990, Väänänen 2000, Ljordos & Lauder 2015, Leito *et al.* 2016, Väänänen *et al.* 2016).

Velký ekonomický význam **ptačího guána jako zdroje hnojiva** zkoumal Hutchinson (1950) a později Whelan *et al.* (2008). Udávají, že vodní ptáci při svých přesunech a formování shromaždišť automaticky ovlivňují proudění živin. Při vytváření větších koncentrací např. při hřadování nebo ve hnízdních koloniích mohou vodní ptáci importovat hodně živin a způsobit tak velké posuny v trofickém stavu mokřadu. Hnízdní kolonie mohou mít zásadní vliv na chemismus půdy a cykly dusíku a dalších prvků (Ligeza & Smal 2003). Vodní ptáci, jako jsou racci, čápi, husy, labutě a někteří mořští ptáci se obvykle živí jak vodními, tak suchozemskými druhy rostlin. Jsou tedy často zapojeni do toku energie a živin mezi vodním a suchozemským prostředím (Kameda *et al.* 2006).

Koloniální vodní ptáci mohou mít také silné dopady na vegetaci, v místech, kde se nacházejí jejich kolonie (Telfair & Bister 2004, Kolb *et al.* 2010). V hustém lese nebo rákosinách vytvářejí mikrohabitaty, zvyšující prostorovou rozmanitost a poskytující stanoviště vhodná pro ostatní druhy. V mnoha případech jsou plochy bez vegetace v souvislých rákosových porostech životně důležité pro vodní bezobratlé, jiné vodní rostliny, ryby a další vodní ptáky (Murkin *et al.* 1982; Wagner & Hansson 1988; Murkin *et al.* 1982, 1997).

Vodní ptáci jsou **hlavními predátory larev vodního hmyzu včetně některých invazních druhů a dalších bezobratlých.** Larvy pakomárů Chironomidae mohou tvořit velkou část potravy kachen i jejich mláďat (Miles *et al.* 2002) a také je konzumují různé druhy rybáků a bahňáků (Tucakov & Puzovic 2006, Fonteneau *et al.* 2009). Snižují tak množství larev (Sánchez *et al.* 2006, Rodriguez-Perez *et al.* 2007), které mohou být ekonomickými škůdci v rýžových polích, mokřadech na zpracování odpadních vod ale i jinde (Ali 1996). Slávička mnohotvátná *Dreissena polymorpha* je vysoce invazní druh mlže a má velký ekonomický a ekologický dopad na jezera a nádrže v Evropě a Americe. Pouze v USA byly škody a související náklady na kontrolu, odhadnuty na 1 miliardu USD ročně (Pimentel *et al.* 2005). Experimenty ukázaly, že potápivé kachny a další druhy často značně snižují početnost těchto invazních mlžů na mělčinách (Hamilton *et al.* 2006). Vodní ptáci jsou také cenní pro biologickou kontrolu hlemýžďů, kteří se živí porosty rýže (Yusa *et al.* 2006). Teo (2001) zjistil, že hustota 5–10 domácích kachen na hektar snížila hustotu plže ampulárky kanálové *Pomacea canaliculata*, hlavního škůdce rýže o více než 80 %. V severní Evropě jsou kachny považovány za účinný prostředek ke snížení počtu slimáků, včetně vysoce invazních druhů jako je plzák španělský *Arion vulgaris* (Grimm *et al.* 2000; Speiser *et al.* 2001).

Na závěr je třeba ještě zmínit ostatní ekosystémové služby na kterých se ptactvo podílí, a to je např.: rekreační lov, pozorování ptactva, ekoturismus a umění. Ptáci jsou často využíváni i jako indikační druhy v ochraně přírody, a to při ochraně stanovišť i jednotlivých lokalit (Hudec 2017).

3. Cíl

Hnízdní populace vodních ptáků (tj. jedinci přítomní na našem území v hnízdní době) prodělaly od konce 19. a v průběhu 20. století rozsáhlé změny. Postupující eutrofizace rybníků byla zpočátku příznivým faktorem, který se odrazil v nárůstu početnosti většiny těchto populací. Od počátku 80. let 20. století ale dochází k silnému poklesu početnosti mnohých do té doby přibývajících druhů. Tento pokles byl doložen u 17 z 27 druhů vodních ptáků, celková početnost všech jedinců vodních ptáků poklesla na méně než 25 % původního stavu z 80. let 20. století. Pokles početnosti postihuje především druhy vázané v době rozmnožování na vodní bezobratlé, z nichž například u poláka chocholačky, nebo potápky černokrké dosahuje početnost hnízdní populace pouze 10 % početnosti z počátku 80. let 20. století (Musil *et al.* 2001, Šťastný *et al.* 2021, Musil & Musilová 2023, Musil *et al.* 2023).

Cílem předložené metodiky je komplexní **návrh managementu rybničních lokalit** (jednotlivých rybníků i rybničních soustav) směřující ke zvýšení reprodukční úspěšnost druhů ptáků vázaných potravně na vodní bezobratlé a vytvořit tak komplexní návrh pro management rybničních lokalit (jednotlivých rybníků i rybničních soustav). Metodika vychází jak z dostupných literárních poznatků, tak z analýzy dat získaných v průběhu řešení projektu TAČR PPŽ SS01010280*: Optimalizace managementu rybničních lokalit směřující k zachování biodiversity v podmínkách klimatických změn.* Koncepčně navazuje na *Metodiku monitoringu hnízdních populací vodních ptáků* (Výstup SS01010280-V2), která je také výstupem zmíněného projektu.

Metodika poskytuje efektivní nástroj ochrany přírody pro optimální regulaci managementu rybníků směřující k **zachování biodiverzity rybničních ekosystémů**, jejich zkvalitnění, dlouhodobě udržitelné hospodaření a tím zmírnění dopadů činnosti komerčních subjektů na tyto ekosystémy. Tento nástroj směřuje k posílení celkové ekologické stability rybničních lokalit, které představují stanoviště s charakteristickými společenstvy a přispěje tak rovněž k zachování přirozených funkcí krajiny a ochraně biodiverzity při současných změnách klimatu a životního prostředí.

Dílčími cíli metodiky je zhodnocení vlivu potravních podmínek, rybích obsádek, průhlednosti vody, klimatických faktorů, vegetačního pokryvu a antipredační ochrany **na populační dynamiku** a **reprodukční úspěšnost cílových druhů**. Cílovou skupinou jsou invertivorní vodní ptáci, které lze považovat za potravně specializované druhy indikující trofický stav rybníků. Jedná se o druhy dlouhodobě ubývající v rámci České republiky i v celoevropském měřítku (Musil *et al.* 2001, Musil 2006, Šťastný *et al.* 2021).

Metodika bude uplatňována **Ministerstvem životního prostředí ČR** jako odborný podklad pro rozhodovací a metodickou činnost orgánů ochrany přírody (obecní úřady, pověřené obecní úřady, obecní úřady obcí s rozšířenou působností, krajské úřady, AOPK ČR, správy národních parků, ČIŽP – viz Zákon České národní rady 114/1992 Sb. O ochraně přírody a krajiny). Metodika bude využívána v rámci managementu zvláště chráněných lokalit nebo rybničních lokalit, které jsou podle plánu péče o příslušné CHKO uvedeny jako lokality v centru zájmu ochrany přírody. Přispěje tak k zachování jejich významu pro ochranu biodiverzity i v podmínkách jejich hospodářského využití.

3.1. Cílové skupiny a druhy vodních ptáků

Komplexní sledování změn mokřadních biotopů a jejich společenstev je z metodických důvodů prakticky neproveditelné. Vhodnou modelovou skupinou pro sledování těchto změn představují vodní ptáci, kteří mají dobré indikační schopnosti i značně rozvinutou propracovanost metod zjišťování jejich početnosti (viz např. Janda & Řepa 1986, Bibby *et al.* 1992, Boere *et al.* 2006, Gibbons & Gregory 2006, Musil 2006b) a sledování populační dynamiky i reprodukčních parametrů (Owen & Black 1990, Newton 1998, Kear 2005, Sutherland *et al.* 2005, 2006, Elmberg *et al.* 2006, Newton 2013, Musil *et al.* 2023).

K výhodám vodních ptáků jako **modelových organismů** patří především:

- denní aktivita převážné většiny druhů;
- sezonní omezení jejich teritoriální a reprodukční aktivity;
- relativně snadná a rychlá determinace v terénu umožňující zapojení široké veřejnosti do sběru dat;
- „dlouhověkost“ řady druhů umožňující např. sledování změn reprodukce, migračního chování aj. v průběhu života;
- značná „lidová oblíbenost“, tj. existence velkého množství amatérských spolupracovníků, kteří jsou schopni zapojit se pravidelně do různých výzkumů;
- často tvoří vrcholové články potravních řetězců

Předložená metodika se zaměřuje na cílovou skupinu **vodní ptáci,** a konkrétně tyto invertivorní druhy: **polák velký, polák chocholačka a hohol severní,** které prodělaly v posledních desetiletích negativní populační vývoj a jejichž mláďata jsou potravně závislá na vodních bezobratlých.

Změny v trofické kvalitě mokřadů, především rybníků, nejvýrazněji postihují právě tyto cílové druhy, které jsou přímo závislé na potravní nabídce konkrétních mokřadů a zaujímají zde vrcholovou pozici v potravních řetězcích. Jejich **mláďata** přežívají v závislosti na nabídce vhodné potravy, kterou tvoří vodní bezobratlí a mají omezené schopnosti přesunu za vhodnou potravou. Přežívání mláďat cílových druhů ovlivňuje celkovou **populační dynamiku** větší měrou než přežívání dospělců (Stroud 2023).

Hnízdní populace invertivorních druhů prodělaly výrazný pokles početnosti a v posledních letech (2018-2022) u nás dosahují pouze 10 až 62 % velikosti z počátku 80. let. Populace některých těchto druhů se téměř blíží lokálnímu vymření na území České republiky (potápka černokrká, lžičák pestrý, čírka obecná, čírka modrá – viz Šťastný *et al.* 2021, Musil *et al.* 2023). Výrazný pokles početnosti probíhá nejen u nás (Musil & Fuchs 1994, Musil 1999, Musil *et al.* 2001, Šťastný & Hudec 2016, Šťastný *et al.* 2021), ale i v zahraničí (Lehikoinen *et al.* 2016, Elmberg *et al.* 2020, Pöysä *et al.* 2019).

4. Seznam používaných pojmů a zkratek

Benthos jsou vodními organismy žijící na dně vodních nádrží a toků. Benthos je druhově extrémně rozmanitý a sestává od mikroorganismů jako jsou sinice a mikrobiální rozkladači (houby a bakterie) přes mořské bezobratlé po velké druhy korýšů a ryb. Zatímco někteří bentičtí živočichové žijí přisedle, jiní se dokáží aktivně pohybovat.

Bílá ryba: pojmem bílá ryba jsou zpravidla označovány veškeré vedlejší druhy ryb jako: plotice obecná *Rutilus rutilus*, perlín ostrobřichý *Scardinius erythrophtalmus*, cejn velký *Abramis brama*, karas obecný *Carassius carassius*, střevlička východní *Psedorazbora parva*, ježdík obecný *Gymnocephalus cernua* aj. Zpravidla je nasazována směs některých výše uvedených druhů ryb.

Emerzní (litotrální) makrofyta: životní forma rostlin zakořeňujících v půdě (často pod vodou) s vynořenými stonky nad vodou (mokřadem), rostoucí v litorální (pobřežní) zóně stojatých vod nebo na mokřadech (rašeliništích apod.), např. druhy rodů orobinec *Typha*, ostřice *Care*x, rákos *Phragmite*s, skřípinec *Schoenoplectus*, zevar *Sparganius* aj.

Hnízdní populace: jedinci daného druhu přítomni na sledovaném území v hnízdní době bez ohledu na to, zda skutečně hnízdí nebo se pokoušejí zahnízdit, z mnoha důvodů je prakticky nemožné odlišit jedince hnízdící neúspěšně od jedinců nehnízdících, tedy např. jedinců, kteří „vynechávají“ danou hnízdní sezónu (viz např. Musil *et al.* 2023).

Invertivorní druhy: druhy živící se bezobratlými živočichy, které mohou získávat ze dna vodních nádrží a toků, z vodních rostlin (ponořených i pobřežních), z hladiny vodních nádrží a toků, ze vzduchu i z okolních biotopů.

Litorál: pobřežní (litorální) část stojaté vody (jezera, rybníku apod.) s charakteristickou pásmovitostí (zonací) makrofyt. Podle plošného rozsahu, sklonu pobřeží a hloubky vody v rybníce rozlišujeme několik pásem. Čím je sklon pobřeží pozvolnější, tím je počet pásem četnější (5-6) a jsou lépe vyvinuta. Nádrže s extrémně strmými břehy nemají charakteristická pásma vyvinuta, nebo nejvýše 1-3. Jednotlivá pásma jsou složena z rostlin určitých růstových a životních forem (Hejný 1981) a vytvářejí rostlinná společenstva určitého druhového složení.

Makrofyta: vytvářejí u stojatých (nebo mírně tekoucích) vod litorální vegetaci převážně za vertikálně kolísavého režimu hladiny vody. Pro tuto národní metodiku jsou mezi makrofyta řazeny makroskopicky pozorovatelné vyšší cévnaté rostliny, mechorosty (Bryophyta) a parožnatky (Charophyta). Součástí makrofyt nejsou nárosty makroskopických řas, které řadíme k fytobentosu. Makrofyta proti mikrofytům mají vedle snadnější determinace také tu výhodu, že jsou indikátorem dlouhodobějšího stavu prostředí.

Monitoring: měření proměnných v průběhu času systematickým opakovatelným způsobem se specifickými cíli, k jejichž dosažení je předpokládán specifický přístup či standardizovaná metodika. Při monitoringu ptačích populací se nejčastěji zaměřujeme na zjišťování údajů o distribuci, početnosti a případně i reprodukční úspěšnosti (Gilbert *et al.* 1998).

Ramsarská úmluva: Úmluva o mokřadech majících mezinárodní význam především jako biotopy vodního ptactva (https://www.ramsar.org, Chytil *et al.* 1999, Ramsar Convention Secretariat 2013).

Trend početnosti: změny početnosti jednotlivých druhů za danou časovou řadu.

Vodní ptáci: skupina ptáků ekologicky závislá na mokřadech dle definice Delany & Scott (2006) – labutě, husy, kachny, potápky, kormoráni, volavky, krátkokřídlí, dlouhokřídlí, bahňáci, racci, orel mořský, ledňáček říční, skorec vodní.

5. Potravní nabídka

Velkoplošné změny velikosti populací i distribuce ptačích druhů dokládané v současné době jsou často vysvětlovány rozsáhlými změnami v potravní nabídce v důsledku klimatických a environmentálních změn (Musil *et al.* 2011, Adam *et al.* 2015, Musilová 2018 a, b, Lehikoinen *et al.* 2016, Elmberg *et al.* 2020). Jednotlivé druhy a skupiny druhů, které se liší potravní specializací, mají zároveň odlišnou vazbu na různé typy mokřadního prostředí a odlišně reagují na změny potravní nabídky (Pöysä *et al.* 2019, Musilová *et al.* 2021). Nejcitlivější jsou pak mláďata vodních ptáků (zejména kachen a některých druhů potápek), která se v rané fázi vývoje živí vodními bezobratlými. Studie prováděné v mokřadech severní Evropy prokázaly, že nabídka a dostupnost vhodné potravy je jedním z rozhodujících faktorů pro úspěšné přežití mláďat (Nummi & Pöysä 1993, Nummi *et al.* 2000, Nummi & Väänänen 2001, Nummi *et al.* 2013).

Bezobratlí jsou klíčovou skupinou organismů v potravních řetězcích suchozemských a mokřadních biotopů. Rozsáhlé změny v dostupnosti potravy (zejména početnost bezobratlých) jsou však dobře zdokumentovány na suchozemských stanovištích (Dirzo *et al.* 2014, Kunin 2019, Seibolt *et al.* 2019, Wagner *et al.* 2021). Bylo zjištěno, že až 75 % druhů bezobratlých v posledních 27 letech v chráněných územích dramaticky ubylo nebo zcela vymizelo (Hallmann *et al.* 2017).

5.1. Vliv potravní nabídky na vodní ptáky

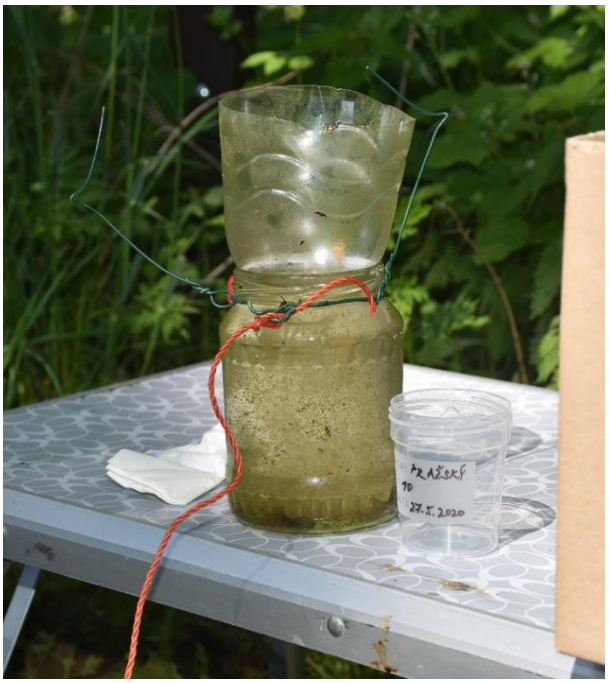
Nabídka a dostupnost potravy ovlivňuje migrační ekologii i individuální reprodukční úspěšnost a následně je pak jedním z faktorů regulujících populační dynamiku jednotlivých druhů ptáků (Owen & Black 1990, Newton 2007, Guillemain *et al*. 2015; Holopainen *et al*. 2015, Jørgensen *et al*. 2016; Newton 1998, 2013).

Metodika odběru a výzkumu vodních bezobratlých jako potravní nabídky pro hnízdící vodní ptáky, zejména kachny byla vyvinuta v severní Evropě. K tomuto účelu byly vytvořeny a použity jednoduché pasti tzv. „**funnel active invertebrate traps“** (např. Elmberg *et al.* 1992, Nummi & Pöysä 1993 – viz obr. 1) na principu vrše (Balke & Hendrich 1987).

Tuto metodiku jsme aplikovali i v podmínkách eutrofních rybníků v zájmové oblasti s cílem zjistit potravní nabídku v jednotlivých rybnících a porovnat ji s mnohem jednodušším a šířeji použitelným přístupem k monitoringu trofické situace , a to prostřednictvím měření průhlednosti vody (viz např. Eriksson 1985, Musil *et al.* 1997, Musil 2006a, Moreno-Ostos *et al.* 2008, Gwiazda 2009, Hansson *et al.* 2014, Arzel *et al.* 2020). Průhlednosti vody se dále věnuje kapitola 5.4 (obr. 2).

V letech 2020 a 2021 byly na celkem 18 rybnících (13 rybníků v roce 2020 a 15 rybníků v roce 2021) provedeny instalace, odběry a analýzy vodních bezobratlých pomocí „**funnel active invertebrate traps**“. Byly použity jednolitrové skleněné nádoby se vstupním trychtýřem (obr. 1), které byly umístěny v litorální zóně obklopené vegetací makrofyt (např. *Phragmites* sp., *Typha* sp., *Glyceria* sp., *Salix caprea*). Vchody do pastí byly orientovány směrem k litorálu a nacházely se mírně nad dnem rybníka.

Pasti byly exponovány po dobu 48 hodin na dnech jednotlivých rybníků, a to v prvé polovině července, tedy v době kulminace líhnutí mláďat potápivých kachen (Čehovská *et al.* 2019). Na každé lokalitě bylo exponováno vždy 10 pastí. Bezobratlí z každé pasti byli odděleni sítem (velikost oka 1 mm) a konzervováni v 70% ethanolu pro pozdější klasifikaci do skupin druhů, velikostních kategorií a následně výpočet indexu biomasy bezobratlých (podrobněji viz Elmberg *et al.* 1992, Nummi & Pöysä 1993, Hyvönen & Nummi 2000). Při odběrech probíhalo i měření průhlednosti vody u výpustního zařízení rybníka (IUCN 1996, Sutherland 2006, Říhová Ambrožová 2007, Čížková *et al.* 2017 – viz obr. 2) a sčítání rodinek vodních ptáků (Musil *et al.* 2017, 2023).



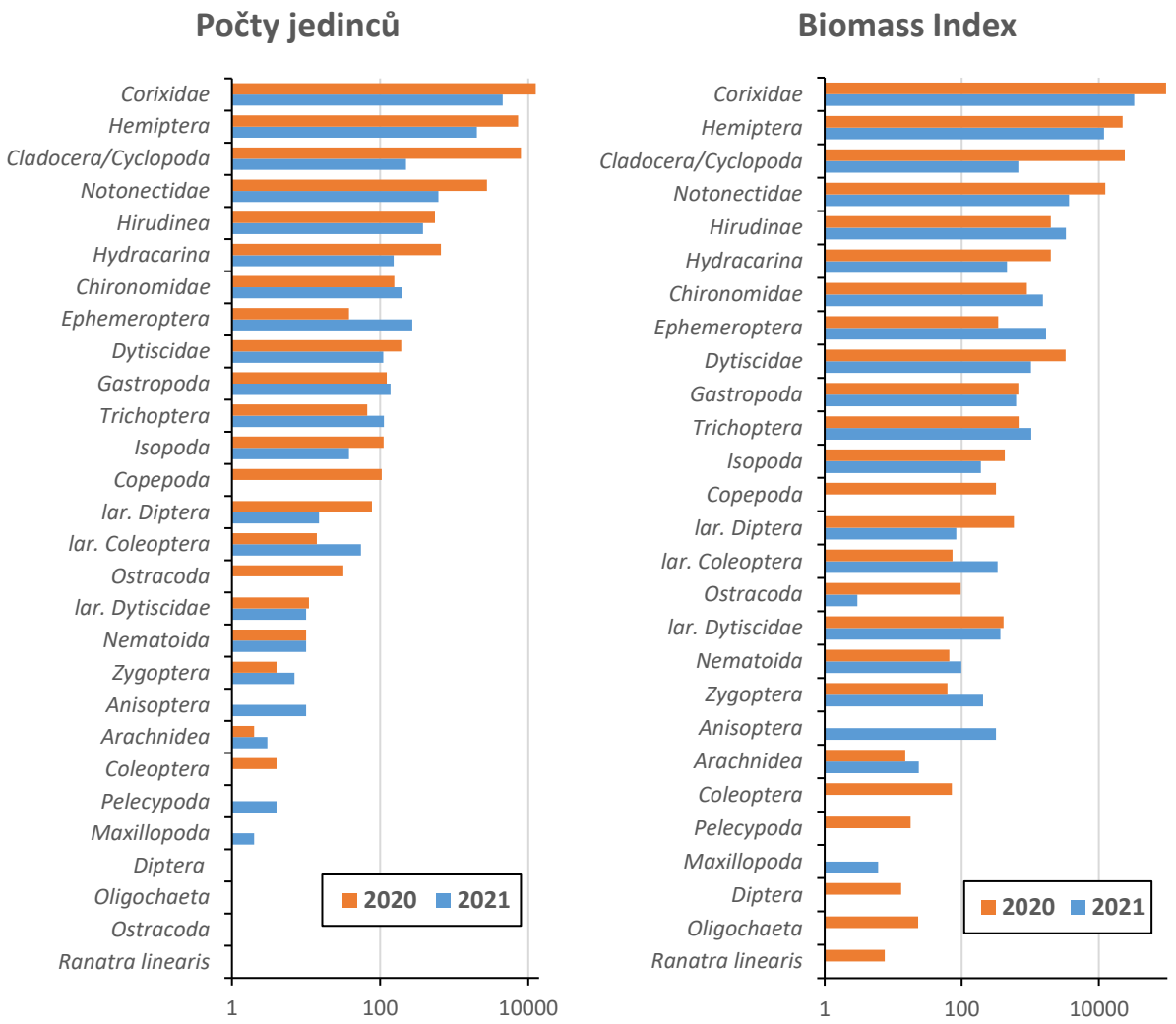
Obr. 1. „**Funnel active invertebrate traps**“ použité na Třeboňsku v roce 2020 (metodika viz Elmberg et al. 1992, Nummi & Pöysä 1993, Hyvönen & Nummi 2000).

Obr. 2. Měření **průhlednosti vody** pomocí Secciho desky (IUCN 1996, Sutherland 2006, Říhová Ambrožová 2007, Čížková *et al.* 2017).

Jednotliví bezobratlí živočichové byli určováni do taxonomických skupin a zároveň roztříděni do 5 velikostních skupin (1 mm-5 mm, 5-10 mm, 10-16.3 mm, 16.3-30 mm, 30-50 mm, nad 50 mm). Celkově bylo analyzováno 42 702 jedinců a zjištěno 25 taxonomických skupin vodních bezobratlých z nichž mezi nejpočetnější skupiny patřili: Corixidae, Hemiptera, Cladocera /Cyclopoida, Notonectidae (obr. 3).

Pro jednotlivé vzorky (jednotlivé pasti) byl stanoven **počet taxonomických skupin** vodních bezobratlých na daném rybníku (**Diverzita**), který byl hodnocen pro všechny zjištěné skupiny vodních bezobratlých. Dále byly stanoveny hodnoty tzv. **Biomass Indexů**, které byly vypočteny jako součet všech součinů průměrné délky těla v dané velikostní skupině a počtu jedinců v dané velikostní skupině (dle Elmberg *et al.* 1992, Nummi & Pöysä 1993, Hyvönen & Nummi 2000). Na základě literárních poznatků (např. Olney 1963, 1968, Cramp & Simmons 1977, Snow & Perrins 1998, Kear 2005, Šťastný & Hudec 2016) o živočišné složce potravy u vybraných druhů potápivých kachen a jejich mláďat (zejména u poláka velkého a poláka chocholačky) byly pro hodnoty Biomass Indexů vybrány jen skupiny vodních bezobratlých zjištěných v potravě potápivých kachen (blíže viz Musil *et al.* 2023).

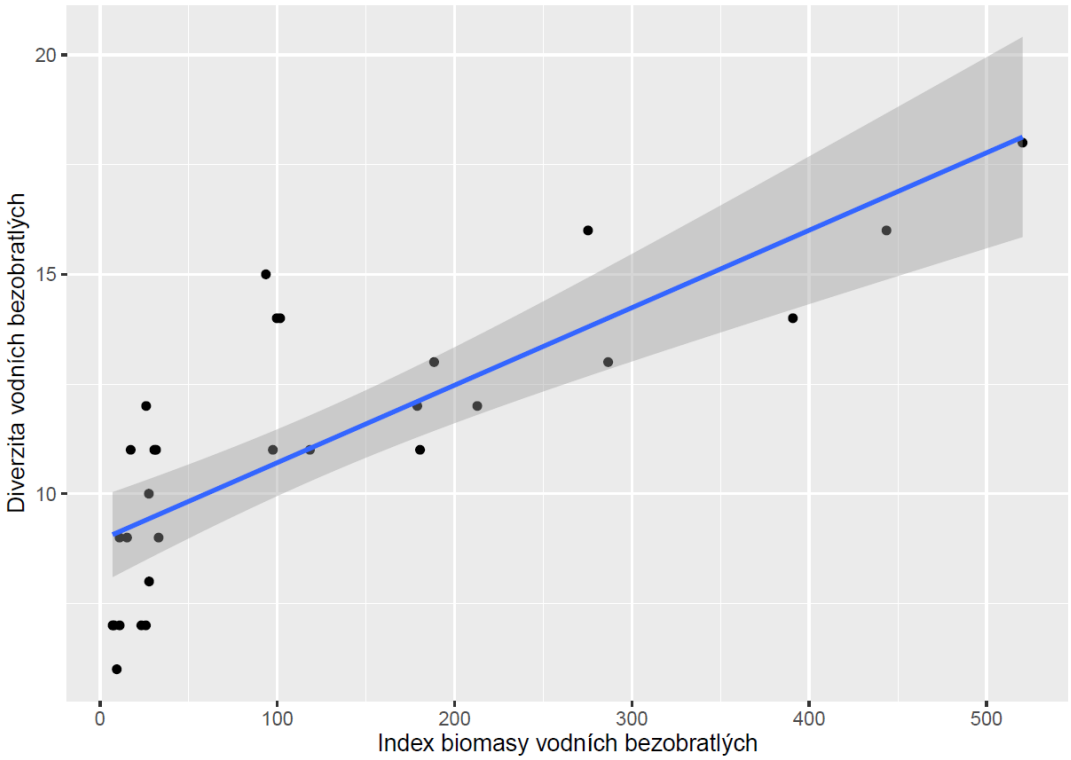
Bylo zjištěno, že hodnoty diverzity vodních bezobratlých a hodnoty Biomass Indexu spolu korelují (lineární regrese: $r= 0.792$, $P<0.001$). V rybnících s vyšší biomasou vodních bezobratlých dosahovali tito živočichové i vyšší diversity, tj. byl zjištěn vyšší počet taxonomických skupin (obr. 4). Dále jsme zjistili signifikantní korelaci mezi diverzitou vodních bezobratlých a hodnotami průhlednosti vody (lineární regrese: $r= 0.391$, $P<0.05$) a mezi hodnotami Biomass Indexu a průhledností vody (lineární regrese: $r=0.537$; $P < 0.01$). Rybníky s vyššími hodnotami diversity i biomasy vodních bezobratlých jsou zároveň i lokalitami s vyšší průhledností vody (obr. 5).



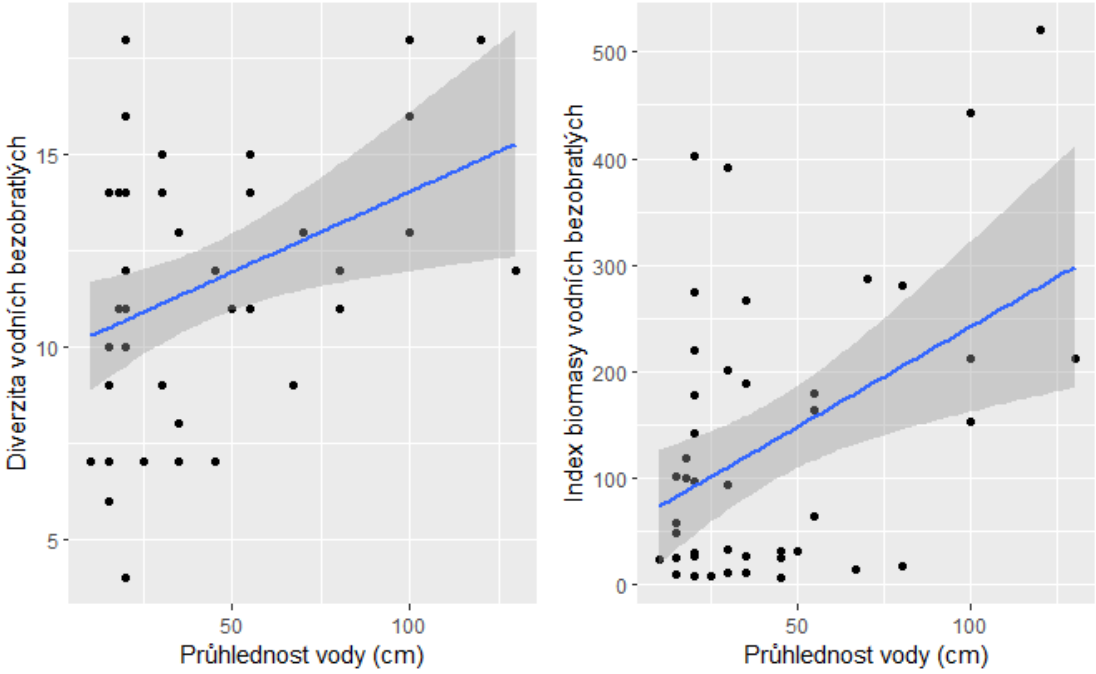
Obr. 3. Počty jedinců a hodnoty **Biomass indexu** (tj. součet všech součinů průměrné délky těla v dané velikostní skupině a počtu jedinců v dané velikostní skupině) u jednotlivých skupin bezobratlých zjištěných v *funnel active invertebrate traps* na sledovaných rybnících v letech 2020-2021. Počty jedinců zahrnují všechny skupiny vodních bezobratlých živočichů, hodnoty *biomass indexu* byly vypočteny jen pro skupiny zjištěné v potravě potápivých kachen.

Odběry a analýza vodních bezobratlých živočichů přinášejí přesnější informace o potravní nabídce, ale jsou velice časově náročné, a proto je lze provádět jen na omezeném počtu lokalit. V širším měřítku proto lze pro stanovení dostupnosti potravy pro invertivorní vodní ptáky doporučit časově méně náročné měření průhlednosti vody.

Měření průhlednosti vody provádíme pomocí Secciho desky – obr. 2 (Broyer *et al.* 2016), na rybnících v místě výpustního zřízení.



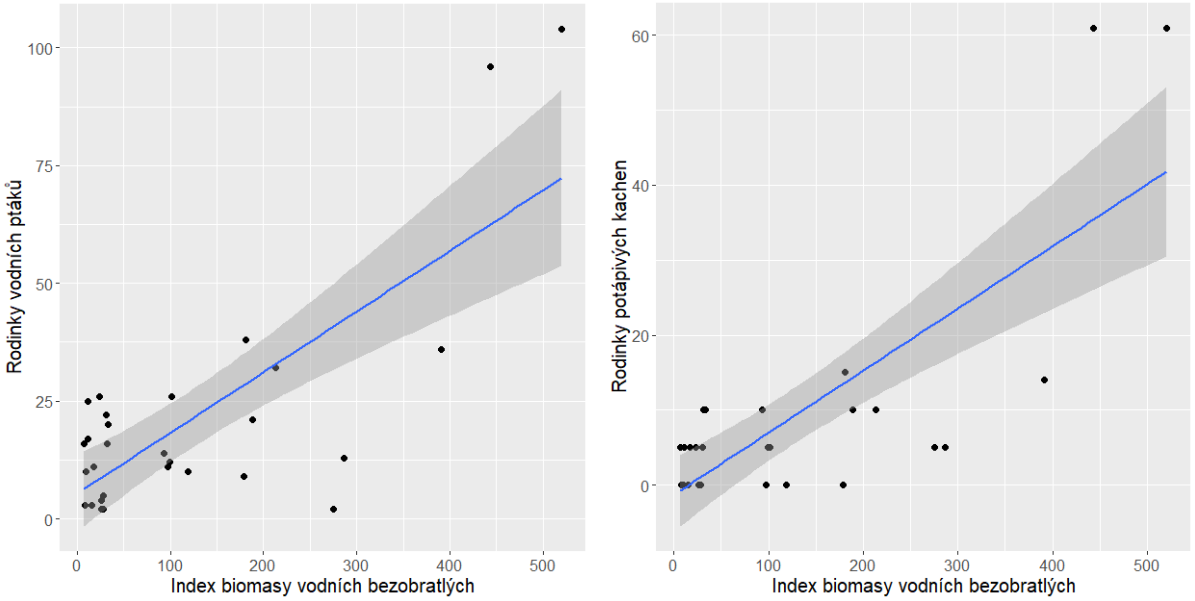
Obr. 4. Vztah mezi **diverzitou vodních bezobratlých** (počet všech taxonomických skupin) a **hodnotami Biomass Indexu** (pro taxonomické skupiny zastoupené v potravě kachen).



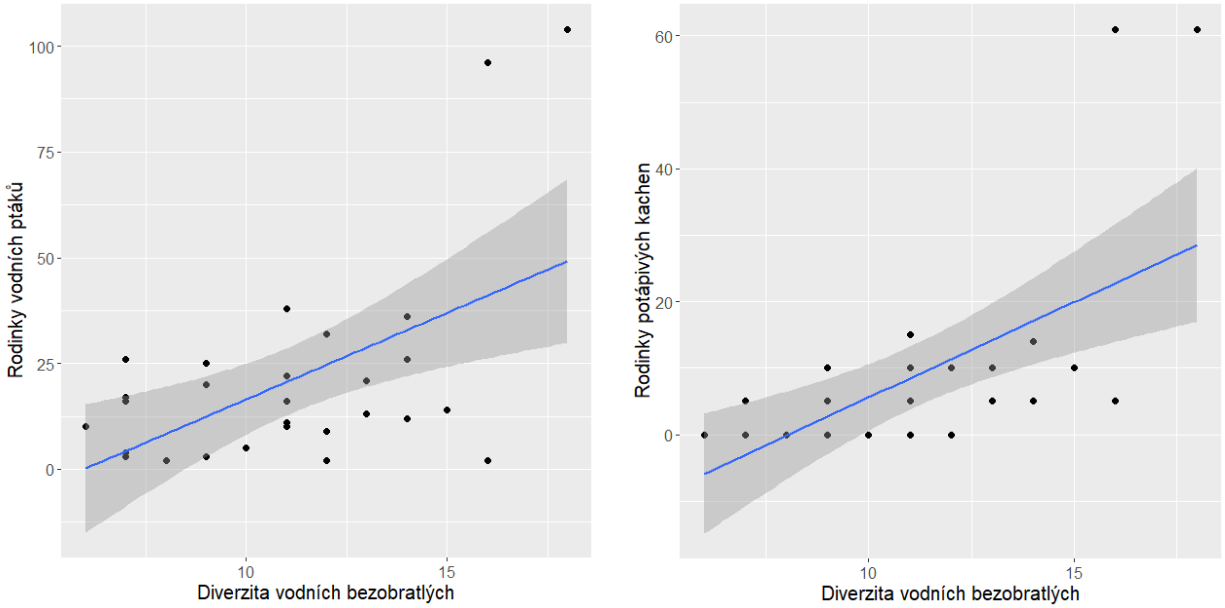
Obr. 5. Vztah mezi **diverzitou vodních bezobratlých** (počet všech taxonomických skupin), hodnotami ***Biomass Indexu*** (pro taxonomické skupiny zastoupené v potravě kachen) a průhlednosti vody na sledovaných rybnících.

Na všech rybnících byl prováděn i monitoring vodních ptáků při 9 kontrolách, tak aby bylo možno zachytit jednotlivé druhy vodních ptáků lišící se načasováním a délkou hnízdního období. Do sčítání

byly zahrnuty všechny druhy vrubozobých, potápek, brodivých, krátkokřídlých, dlouhokřídlých, kormoránů, orel mořský, moták pochop a ledňáček říční. Počet rodinek těchto druhů byl stanoven na základě identifikace jednotlivých rodinek podle počtu a stáří mláďat v rodince (viz např. Du Rau *et al.* 2003, Musil *et al.* 2017, Poláková *et al.* 2018, Broyer 2019, Musil *et al.* 2023).



Obr. 6. Vztah mezi hodnotami **Indexu biomasy** (jako součet všech součinů průměrné délky těla a počtu jedinců v dané velikostní skupině; pro taxonomické skupiny zastoupené v potravě kachen) a počtem rodinek všech druhů vodních ptáků a potápivých kachen na sledovaných rybnících.

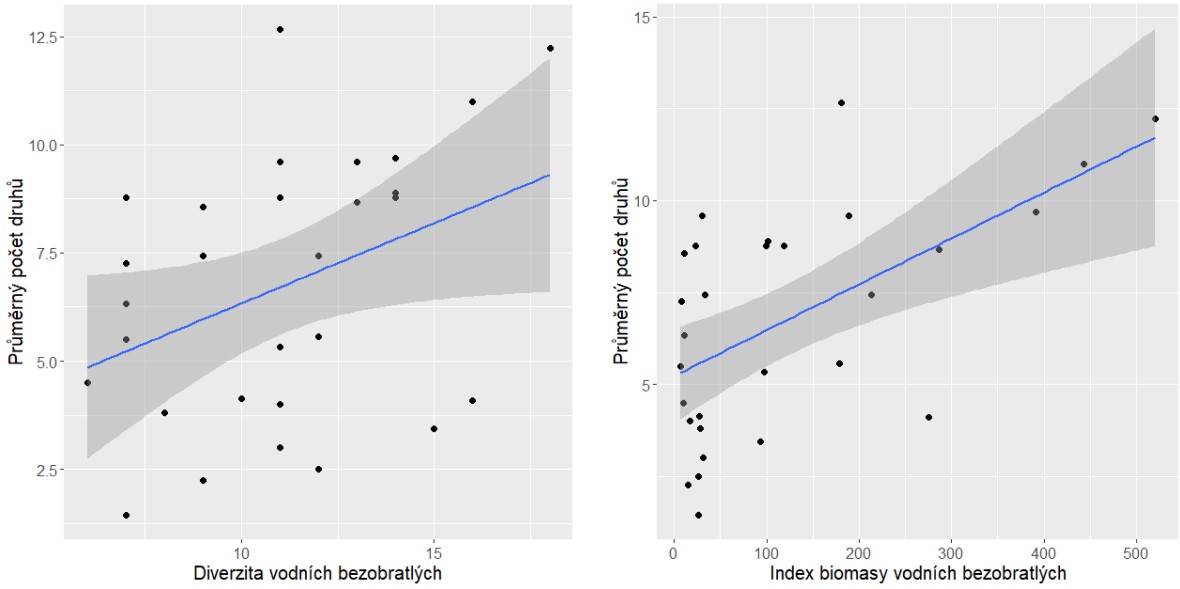


Obr. 7. Vztah mezi hodnotami **Diversity vodních bezobratlých** (počet všech taxonomických skupin bezobratlých) a **počtem rodinek** všech druhů vodních ptáků a potápivých kachen na sledovaných rybnících.

Počet rodinek vodních ptáků (lineární regrese: n = 29, r = 0.755, P < 0.001) a zejména rodinek potápivých kachen (lineární regrese: n = 29, r= 0.775, P<0.001) se zvyšoval s rostoucí biomasou vodních bezobratlých (obr. 6).

Podobně se počet rodinek vodních ptáků (lineární regrese: n = 29, r = 0.535, P < 0.01) a zejména rodinek potápivých kachen (lineární regrese: n = 29, r = 0.591, P < 0.01) zvyšoval s rostoucí diversitou vodních bezobratlých (obr. 7). Reprodukční úspěšnost (počty rodinek) potápivých kachen i všech vodních ptáků tedy koreluje s potravní nabídkou vodních bezobratlých.

Dále bylo zjištěno, že celkový počet druhů vodních ptáků (průměrná hodnota v průběhu hnízdní sezóny) statisticky průkazně roste s rostoucí diverzitou vodních bezobratlých (n = 29, r=0.381; P < 0.05) a zejména s rostoucí biomasou vodních bezobratlých (n = 29, r=0.792, P < 0.001) – viz obr. 8.



Obr. 8. Vztah mezi **počtem druhů vodních ptáků** a hodnotami **Indexu biomasy** (jako součet všech součinů průměrné délky těla a počtu jedinců v dané velikostní skupině) a hodnotami **Diversity vodních bezobratlých** (počet všech taxonomických skupin bezobratlých) a počtem rodinek všech druhů vodních ptáků a potápivých kachen na sledovaných rybnících.

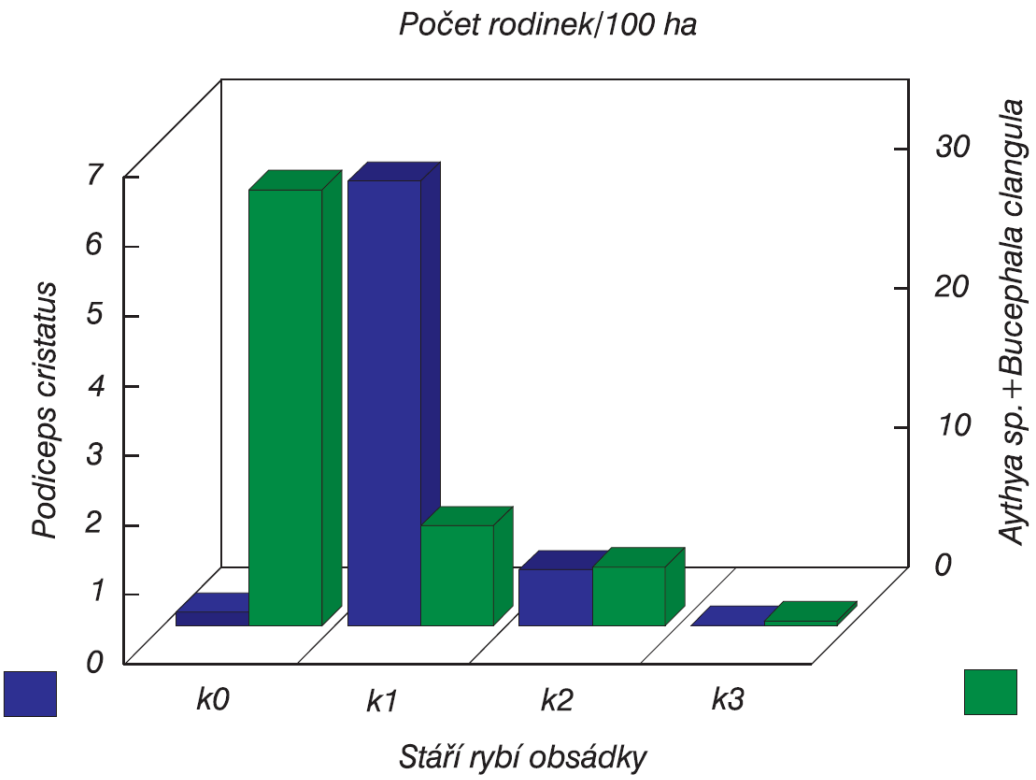
5.2. Vliv rybí obsádky na vodní ptáky

Vodní ptáci a ryby sdílejí stejný typ vodního prostředí. V případě invertivorních druhů ptáků mohou sdílet i stejný druh potravy. V různých typech mokřadních biotopů byl prokázán negativní vliv denzity ryb na vodní ptáky a jejich reprodukční úspěšnost (Gilles 1994, Musil *et al*. 1997, Musil 2006a, Fox *et al*. 2016, Nummi *et al*. 2016, Broyer *et al.* 2017). Experimentálně byl prokázán především negativní vliv přítomnosti ryb na početnost rodinek, a to u potápivých kachen, konkrétně hohola severního *Bucephala clangula*. Vliv přítomnosti ryb má menší vliv na rodinky plovavých kachen, např. kachny divoké *Anas platyrhynchos*, která se živí v pobřežní vegetaci, kde je nižší denzita ryb, a tedy i vyšší denzita bezobratlých (Nummi *et al.* 2012). Pravděpodobnost nebo síla potravní kompetice mezi kachnami a rybami může také záviset na typu mokřadního biotopu, jeho struktuře i produktivitě (Nummi *et al*. 2016).

Pokles početnosti mnohých druhů vodních ptáků na našich rybnících je často dáván do souvislosti s vysokým vyžíracím tlakem rybích obsádek. (Musil & Fuchs 1994, Musil et al. 2001, Musil 2006a,b). Kapři, kteří tvoří více než 90 % nasazovaných ryb v českých rybnících, snižují při vysokých počtech průhlednost vody jednak tím, že intenzivně ryjí ve dně a víří jemné částice sedimentu, ale také tím, že požírají velký zooplankton (zejména perloočky r. *Daphnia*). Přispívají tak k rozvoji drobného fytoplanktonu, který způsobuje zelený vegetační zákal. Nízká průhlednost vody pak znemožňuje růst ponořené (submerzní) vegetace, která je potravou omnivorních a herbivorních druhů vodních ptáků, a na kterou je vázáno mnoho druhů bezobratlých živočichů, které jsou opět potravou invertivorních druhů vodních ptáků (Pykal 1995). V důsledku snížení průhlednosti vody nemůže světlo pronikat do větší hloubky, a často dochází ke vzniku anaerobního prostředí, a proto i podmínek přispívajících ke vzniku botulismu a následně i k přímé mortalitě mnohých druhů vodních ptáků (Musil et al. 2001, Musil 2006b).

Přímý negativní vliv hustoty rybích obsádek se projevuje zejména v pozdní fázi hnízdní sezóny, kdy dochází k velkému vyžíracímu tlaku ryb na velký zooplankton, benthos i litorální faunu. Vyšší početnost vodních ptáků byla zjištěna pouze na rybnících s nižší hmotností rybí obsádky (Pykal & Janda 1994). Vztah mezi početností vodních ptáků a rybích obsádek se projevuje i na rybnících s různými věkovými třídami kaprů, kdy nejvyšší hustoty vodního ptactva byly zaznamenány na plůdkových rybnících (průměrná hustota rybí obsádky 183 kg/ha), výrazně nižší pak na rybnících s jednoletým kaprem (průměrná hustota rybí obsádky 374 kg/ha), a nejnižší na rybnících s dvouletým, resp. tříletým kaprem (průměrná hustota rybí obsádky 618 kg/ha, resp. 1100 kg/ha). Na plůdkových rybnících totiž dochází k nejnižšímu vyžíracímu tlaku rybí obsádky, čímž zůstávají zachovány vhodné potravní podmínky pro vodní ptáky (Pykal 1995). Plůdkové rybníky mají zpravidla i vyšší průhlednost vody a rodinky vodních ptáků zejména potápivých kachen na nich dosahují nejvyšší početnosti, resp. hustoty (IUCN 1996, Musil *et al.* 1997, Musil 2006a). Obdobně i na rybnících v Horní Lužici (Sasko, Německo – Seiche *at al.* 2012) dosahovaly převážně invertivorní druhy potápek, jako potápka černokrká *Podiceps nigricollis* a potápka rudokrká *Podiceps* grisegena, nejvyšších počtů na rybnících s mladšími nasazenými rybami. Naopak rybožravá potápka roháč *Podiceps cristatus* a kormorán velký *Phalacrocorax carbo* preferují rybníky se středně velkými rybami (Musil *et al.* 1995, IUCN 2017, Kloskowski *et al.* 2010) – viz obr. 9.

Nejlepší potravní podmínky pro vodní ptactvo, zejména invertivorní druhy kachen, byly zjištěny na Českobudějovicku při nasazení smíšených obsádek se zastoupením lína, plotice a štiky. Tyto ryby byly nasazovány při počáteční hustotě cca 50 kg/ha a tedy i nízkém vyžíracím tlaku a zpravidla při nižším stavu vodní hladiny. Vnikly tak mělčiny a obnažené břehy vhodné pro sběr potravy i hnízdění mnohých druhů vodních ptáků např. čírek, lžičáka pestrého nebo různých druhů bahňáků (Pykal 1995).



Obr. 9. Hustota rodinek (počet rodinek /10ha) **potápky roháče** *Podiceps cristatus* a invertivorních potápivých kachen (**polák velký, polák chocholačka, hohol severní** *Aythya sp. + Bucephala clangula*) na rybnících s různým převažujícím stářím rybí obsádky kapra obecného. K0 = tohoroční ryby, K1 = jednoleté ryby, K2 = dvouleté ryby, K= tří a víceleté ryby (převzato z IUCN 1996).

Tyto poznatky z jihočeských rybníků (Pykal 1995) byly aplikovány při experimentální manipulaci s rybími obsádkami v rybnících u Ismaningu (východně od Mnichova v Bavorsku), které jsou mezinárodně významným shromaždištěm vodních ptáků, a to zejména v době pohnízdní a v době pelichání (Köhler & Köhler 2009). Počet jedinců rybožravých a invertivorních druhů (potápka roháč, potápka černokrká, potápka malá, polák chocholačka) a omnivorních druhů (kachna divoká, čírka obecná, lžičák pestrý, čírka modrá, polák velký, lyska černá a slípka zelenonohá) vodních ptáků byl nejvyšší na rybnících bez kaprů. Pouze herbivorní druhy vodních ptáků (labuť velká, kopřivka obecná a zrzohlávka rudozobá) dosahovaly nejvyšších počtů na rybnících s nižší obsádkou kaprů, tj. s průměrnou hustotou obsádky: 125 kg/ha (Haas *et al.* 2007).

Na rybnících ve střední Francii (oblast Brenne) byly nejvyšší počty mláďat v rodinkách poláka velkého zaznamenány při hustotě rybí obsádky při výlovu cca 300 kg/ha, při vyšších hustotách rybích obsádek nebo naopak při velmi nízkých hustotách počty mláďat klesaly. Počet párů poláků velkých pozitivně ovlivňovalo přikrmování ryb a hnojení rybníků, které však nemělo vliv na reprodukční úspěšnost, tj. na podíl rodinek na pár ani na hustotu rodinek (Broyer & Bourguemestre 2020). V jiné rybniční oblasti ve střední Francii (oblast Forez) došlo po roce 2010 k útlumu obhospodařování rybníků, který postihl 19 z 53 rybníků. Na těchto rybnících došlo v letech 2010–2013 k poklesu početnosti hnízdících párů různých druhů kachen, který na rybnících se zachovaným obhospodařováním zjištěn nebyl. Na rybnících, které přestaly být obhospodařovány, klesl podíl počtu rodinek k počtu párů u plovavých kachen (kachna divoká, kopřivka obecná), nikoliv však u potápivých kachen (Broyer *et al.* 2015, 2016, 2017).

5.3. Redukovaná obsádka na rybníku Rod

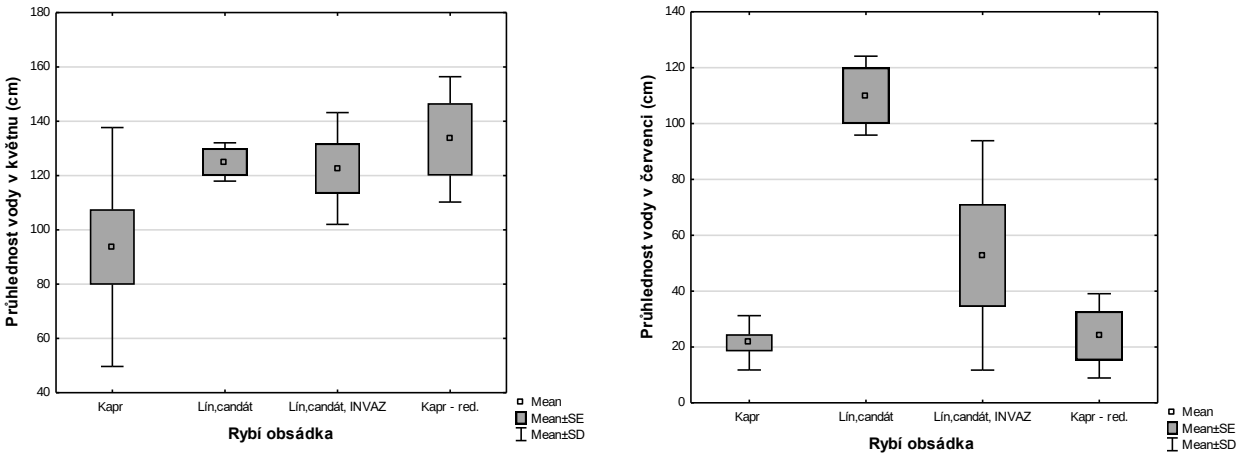
Také na našich rybnících, zejména v chráněných územích, byly prováděny různé pokusy s cílem snížit vyžírací tlak kapřích obsádek (viz např. Pykal 1995). Velice dobře je zdokumentován úspěšný vývoj situace v rybníku Rod na území CHKO Třeboňsko. Rybník Rod (21,8 ha vodní plochy) je eutrofním rybníkem nacházejícím se v centrální části CHKO Třeboňsko (5000 ha rybníků) a zároveň je součástí sítě NATURA 2000 (Ptačí oblast) a Mezinárodně významné mokřadní lokality chráněné podle Ramsarské úmluvy. Od roku 1990 je Přírodní rezervací s předmětem ochrany vodních ptáků (hnízdiště a tahové shromaždiště) a velmi cenných botanických společenstev.

Až do roku 2013 byla do rybníka Rod nasazována tradiční početná kapří obsádka v hustotě násady 103–211 kg/ha (při výlovu činila hustota 427-638 kg/ha). Od roku 2014 byla na rybníku nasazena alternativní rybí obsádka, s cílem zastavit další zhoršovaní stavu rybničního ekosystému, a naopak vylepšit jeho různé parametry, tj. od průhlednosti vody a hydrochemických a hydrobiologických parametrů (struktura a dostupnost zooplanktonu a bentosu, kolísání kyslíku a pH, postupné snižování obsahu živin – oligotrofizace) po obnovu submerzní vegetace a kvalitních rákosin jako hnízdních biotopů. Toto opatření směřovalo k vytvoření „harmonického rybníka“ s hospodářským využitím, ale zachovanými mimoprodukčními funkcemi, vč. zajištění podmínek pro vysokou biodiverzitu.

V alternativní („bezkaprové“) rybí obsádce nasazené v letech 2014 i 2015 převažoval lín obecný *Tinca tinca* (600 ks, 400 kg) a candát obecný *Sander lucioperca* (20 ks, 40 kg). Celková hustota nasazených ryb byla 20–21 kg/ha. Díky tomu nedošlo v letech 2014 a 2015 k vyžrání zooplanktonu a průhlednost vody zůstala vysoká (100–120 cm) po celou hnízdní sezonu, což vedlo i k bohatému rozvoji vodních makrofyt. Od roku 2016 byla do obsádky nasazována i štika obecná *Esox lucius.* V letech 2016, 2018, 2019, 2021 a 2022 se pak v obsádce objevily vyšší počty invazních druhů ryb, především střevličky východní *Pseudorasbora parva.* V letech 2017 a 2020 byl opět nasazen kapr, avšak v nižší hustotě (hustota násady kapra méně než 45-62 kg /ha; celková hustota násady 82-98 kg/ha) než před rokem 2014 (při výlovu činila hustota kapra 130-294 kg/ha.

Na rybníku Rod tedy došlo k vystřídání tří schémat alternativní redukované rybí obsádky, které je možno porovnat s původní neredukovanou rybí obsádkou:

Kapr – původní obsádka	2011, 2012, 2013	neredukovaná obsádka kapra (nasazeno 103 až 211 kg/ha)
Lín, candát	2014 a 2015	obsádka candáta, a lína (nasazeno 20 až 21 kg/ha v roce 2014)
Lín, candát, štika +střevlička	2016, 2018, 2019, 2021 a 2022	obsádka candáta, štiky a lína (nasazeno 20 až 60 kg/ha) a invazních ryb, zejména střevličky východní
Kapr – redukovaná obsádka	2017 a 2020	obsádka kapra, lína a candáta (nasazeno méně než 100 kg/ha, z toho kapra 45 až 62 kg/ha)



Obr. 10. Průhlednost vody při neredukované rybí obsádce a 3 různých schématech redukované rybí obsádky na rybníku Rod v letech 2011-2023.

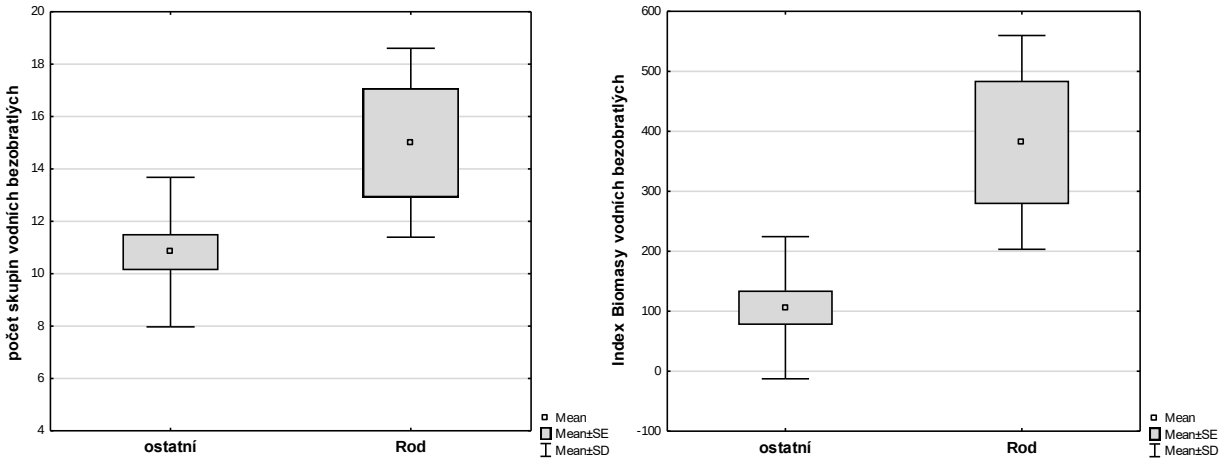
Zatímco průhlednost vody v květnu se při nasazení různých schémat rybích obsádek nelišila, červencové hodnoty průhlednosti vody pak ukazují značně odlišné hodnoty (obr. 10). Nejvyšší průhlednosti vody byly zjištěny v pozdní fázi hnízdní sezóny při nasazení smíšené rybí obsádky lína a candáta bez příměsi invazních druhů ryb, která se na rybníku Rod vyskytovala v roce 2014 a 2015. Od roku 2016, kdy se v obsádce rybníka Rod objevují i invazní druhy ryb, a to zejména střevlička východní a v menší míře i karas stříbřitý *Carrasius auratus* a slunečnice pestrá *Lepomis gibbosus*, jsou červencové hodnoty průhlednosti vody vysoké, avšak dochází k mezisezónním výkyvům. Vliv těchto druhů invazních ryb na vodní bezobratlé živočichy byl popsán v některých studiích z jižních Čech (např. Kajgrová *et al.* 2022). Při nasazení redukované obsádky kapra v letech 2017 a 2022 byly květnové hodnoty průhlednosti vody vysoké, ale červencové hodnoty pak výrazně nižší než při obsádkách bez kapra a blíží se hodnotám průhlednosti vody v letech s neredukovanou obsádkou kapra (obr. 10).

V letech 2020 až 2022 byl na rybníku Rod v první polovině července prováděn odběr vodních bezobratlých, přičemž bylo zjištěno 11–18 (15,0 ± 3,6) taxonomických skupin vodních bezobratlých a index jejich biomasy dosahoval hodnot 180,5–443,6 (381,5 ± 178,2). Oproti tomu v okolních rybnících Nadějské rybniční soustavy bylo zjištěno jen 7–16 (průměrně 10,6 ± 2,8) taxonomických skupin vodních bezobratlých, při nižších hodnotách biomass indexu v rozmezí 7,1 a 390,8 (90,3 ± 104,2) – obr. 11 (blíže viz kap. 5.1.). Tyto rozdíly byly statisticky průkazné, a to jak v případě diverzity – počtu taxonomických skupin (ANOVA: $P < 0,05$) tak zejména v případě hodnot biomas indexu, resp. ANOVA: $P < 0,001$).

Vysoká průhlednost umožnila rozvoj submerzní vegetace a dále i diverzita a početnost vodních bezobratlých ovlivnily druhové složení ptačího společenstva i jeho sezonní dynamiku. Vysokých počtů (až stovky jedinců) dosahovaly na rybníku Rod od roku 2014 býložravé a všežravé druhy (lyska černá, kachna divoká, kopřivka obecná, labuť velká), jejichž početnost kulminovala obvykle v pozdější části hnízdní sezony, v pohnízdní sezoně a na počátku podzimního průtahu. Je pravděpodobné, že potravně využily biomasu submerzní a hladinové vegetace. Jednotlivé druhy potápivých kachen se vyskytovaly na rybníce Rod v průběhu celé hnízdní sezony v počtech několika desítek jedinců (Musil *et al.* 2016).

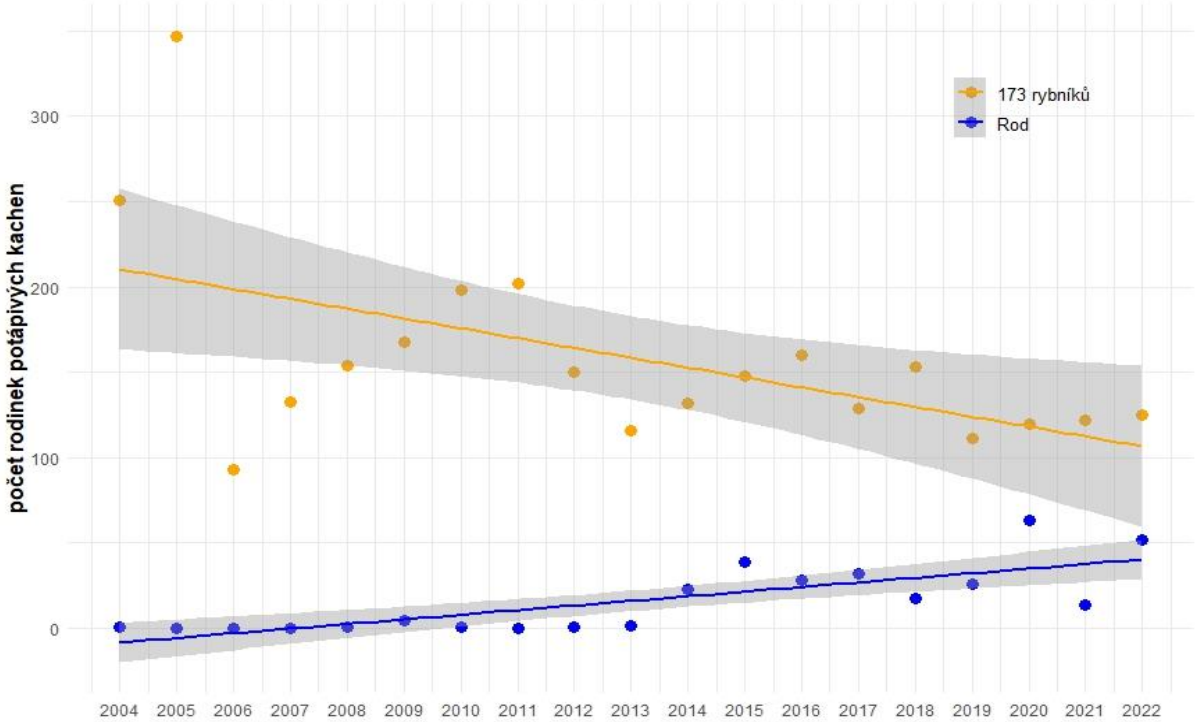
Ještě významnějším indikátorem stavu rybničního ekosystému na rybníku Rod může být jeho význam pro produkci mláďat, a to zejména invertivorních potápivých druhů kachen. Samice těchto druhů hnízdí na rybnících s bohatou potravní nabídkou nebo mláďata na takové rybníky převádějí, a to až na vzdálenost 5 km. Před rokem 2013 byly rodinky na rybníku Rod zaznamenávány pouze nepravidelně v počtu 0 až 4. Od roku 2014 se jejich počty zvýšily (obr. 9), a to i přesto, že na ostatních

rybnících Třeboňska, Soběslavska a Jindřichohradecka počty rodinek v letech 2004–2022 klesaly (obr. 12).

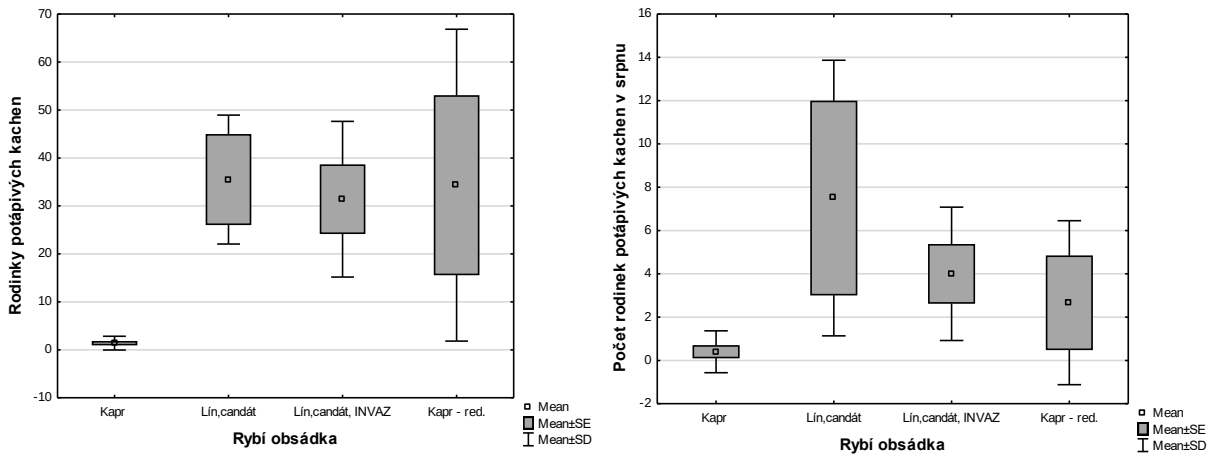


Obr. 11. Srovnání počtu taxonomických skupin vodních bezobratlých a hodnot indexu jejich biomasy na rybníku Rod a na okolních 13 rybnících Nadějské rybniční soustavy v letech 2000 až 2022.

V letech 2014 až 2022 bylo na rybníku Rod zjištěno 4–21 rodinek poláka velkého, 5–36 rodinek poláka chocholačky a 1–5 rodinek hohola severního. Ačkoliv tento rybník tvoří svojí rozlohou pouhé 1 % ze 173 rybníků, které jsou na Třeboňsku a okolí pravidelně sledovány, vyskytuje se zde až 24–37 % rodinek poláka velkého, 52–68 % rodinek poláka chocholačky a 37–44 % hohola severního z celé sledované oblasti.

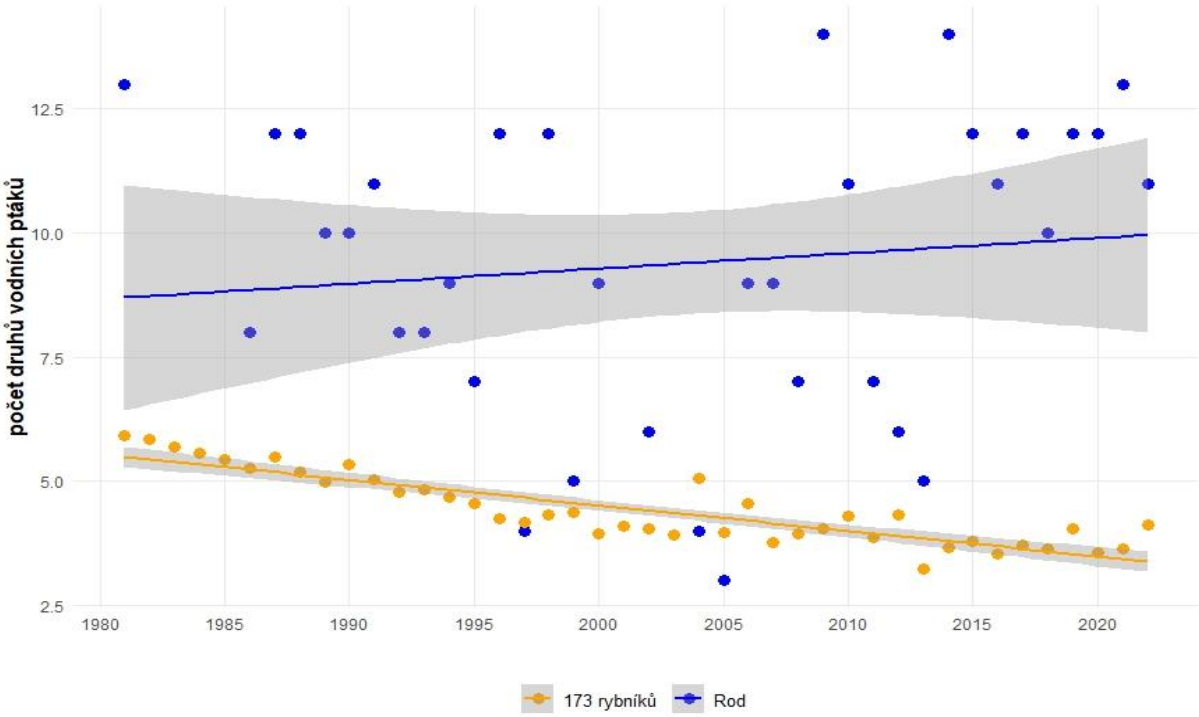


Obr. 12. Vývoj počtu rodinek potápivých kachen (poláka velkého, poláka chocholačky a hohola severního) na rybníku Rod a na 173 rybnících Třeboňska, Kardašořečicka a Soběslavska v letech 2004-2022.



Obr. 13. Počty rodinek invertivorních druhů potápivých kachen (polák velký, polák chocholačka a hohol severní) při neredukované rybí obsádce a 3 různých schématech redukované rybí obsádky na rybníku Rod v letech 2001-2023. V levém grafu jsou souhrnné údaje za celou hnízdní sezónu a v pravém pak údaje z poslední kontroly prováděné v srpnu.

Počty rodinek invertivorních druhů **potápivých kachen** (polák velký, polák chocholačka a hohol severní) zjištěné v květnu až srpnu a počty rodinek potápky malé byly ve všech scénářích redukované rybí obsádky (2014–2022) na rybníku Rod vždy statisticky průkazně vyšší (ANOVA: $P < 0.001$) než v předchozích letech s neredukovanou kapří obsádkou (2004–2013) – obr. 13, levá část. Nebyl zjištěn statisticky průkazný vliv (ANOVA: $P > 0.05$) jednotlivých typů redukované obsádky na počet rodinek uvedených druhů kachen zjištěných v květnu až srpnu ani na počet jejich rodinek zjištěných ve finální fázi hnízdní sezóny, tedy v srpnu (obr. 13, pravá část).

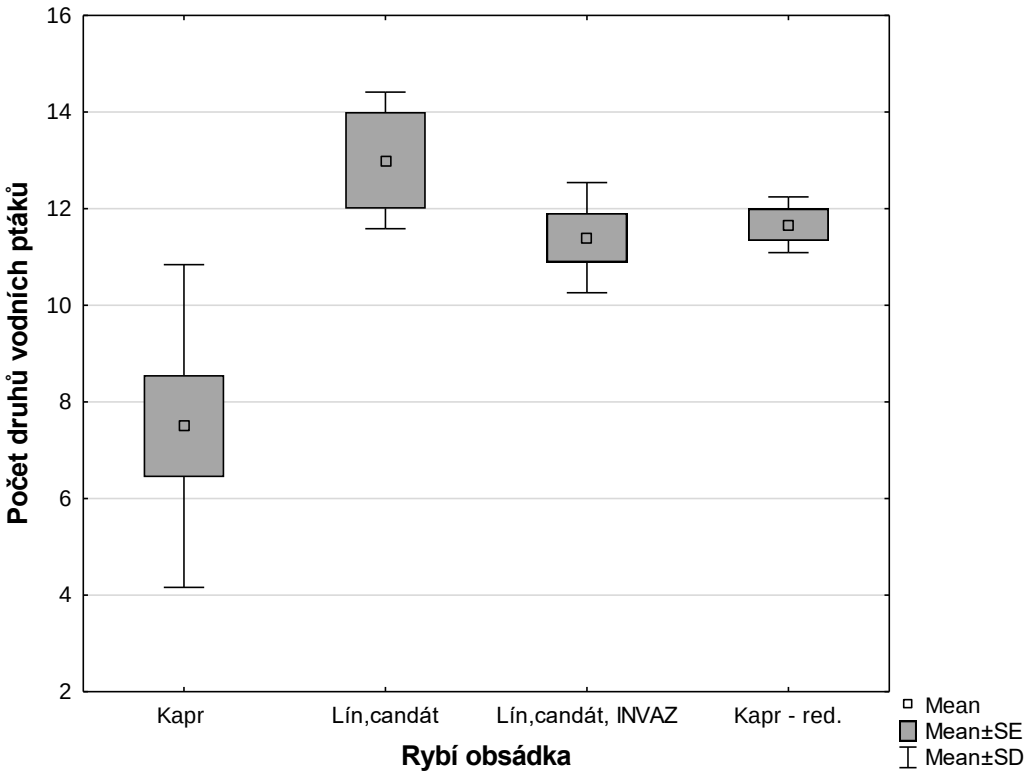


Obr. 14. Vývoj počtu druhů vodních ptáků zjištěných na počátku hnízdění (2. polovina května) na rybníku Rod a na průměrného počtu druhů na 1 sledovaný rybník na 173 rybnících Třeboňska, Kardašořečicka a Soběslavska v letech 1981-2022.

Počet rodinek zjištěných v srpnu při nasazení redukované obsádky kapra byl nejnižší ze všech různých schémat redukované rybí obsádky a přibližoval se téměř nulovému počtu zjištěnému při původní neredukované obsádce kapra (obr. 13). Ještě výraznější rozdíl byl zjištěn při zhodnocení vnitrosezónní dynamiky početnosti rodinek. V průběhu období vodění mláďat dochází na jednotlivých rybnících zpravidla k poklesu počtu vyskytujících se rodinek, což může být způsobeno jejich přesunem na jiné lokality, mortalitou mláďat i postupným rozpadem již vzrostlých rodinek. Při bezkaprových obsádkách došlo od počátku července do poloviny srpna takto ke snížení počtu vyskytujících se rodinek na 88,2 % (53,8 až 96,3 % v jednotlivých letech), avšak při redukované kapří obsádce byl tento pokles až na 30,2 % (0,0 až 33, 3 % v jednotlivých letech). Z těchto výsledků vyplývá, při redukované kapří obsádce mohou rodinky nalézt na rybníku Rod potravu především v rané fázi vodění mláďat (počátek července), ale později (konec července, srpen) se jejich počet výrazně sníží, což lze vysvětlit výrazným snížením průhlednosti vody (obr. 10) v důsledku zvýšeného vyžíracího tlaku kaprů. Přežívání mláďat a rodinek invertivorních druhů potápivých kachen je tedy při redukované kapří obsádce výrazně horší než při bezkaprových obsádkách.

Průměrný počet druhů vodních ptáků zjištěný na počátku hnízdní sezóny (na konci května) na sledovaných rybnících Třeboňska, Kardašořečicka a Soběslavska dlouhodobě klesá. Na rybníku Rod počty zjištěných druhů silně kolísají, přičemž například v letech 2004 a 2005 se dostaly i pod průměrnou hodnotu v celé uvedené oblasti (obr. 14). V letech 2014-2022 se při redukované rybí obsádce na rybníku Rod pohybovaly v rozmezí 10 až 14 druhů (průměrně 11,89 ± 1,17 druhů), což více než dvojnásobně převyšuje průměrné hodnoty pro jednotlivé rybníky v celé oblasti.

Při všech typech redukované rybí obsádky byl počet vodních ptáků zjištěný na počátku hnízdní sezóny ve všech scénářích redukované obsádky (2014–2022) vždy vyšší než v předchozích letech s neredukovanou kapří obsádkou 2004–2013. Nebyl zjištěn statisticky průkazný rozdíl (ANOVA: $P > 0.05$) mezi vlivem jednotlivých typů redukované obsádky na počet zjištěných druhů vodních ptáků rodinek uvedených invertivorních druhů kachen na rybníku Rod (obr.15).

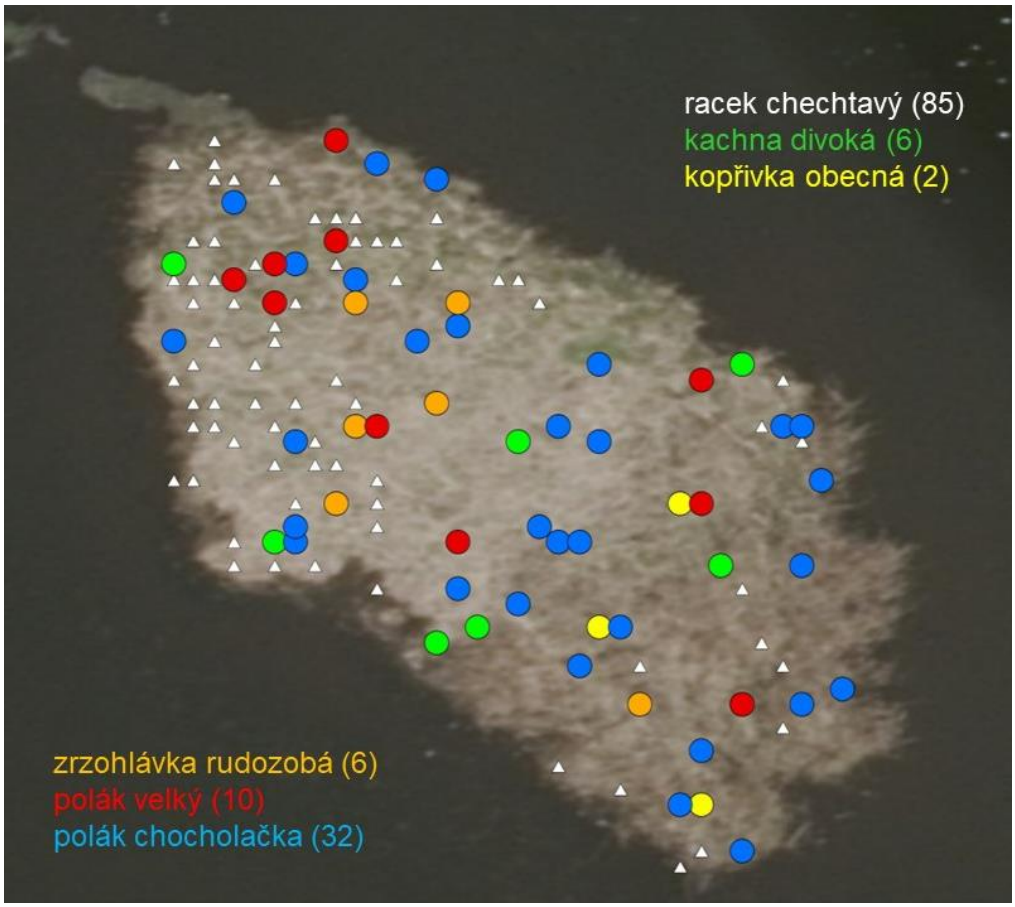


Obr. 15. Počty druhů vodních ptáků zjištěných na počátku hnízdění (2. polovina května) při neredukované rybí obsádce a 3 různých schématech rybí obsádky na rybníku Rod v letech 2001-2022.

Redukované či bezkaprové rybí obsádky v letech 2014–2022 na rybníku Rod tedy výrazně přispěly ke zvýšení druhové diverzity, celkové početnosti i reprodukční úspěšnosti vodních ptáků, hlavně potápivých kachen, a to i přes hojný výskyt střevličky východní. Jiným problémem je ale nízká reprodukční úspěšnost kachen v některých hnízdních sezonách (viz kap. 6).

Příklad rybníka Rod tak ukazuje, že rybník s redukovanou nebo bezkaprovou rybí obsádkou může rychle přilákat různé druhy vodních ptáků a zvýšit jinde klesající hnízdní úspěšnost zejména potápivých kachen. Problémem je, že Rod je prozatím jediným rybníkem na Třeboňsku, kde se změna obsádky skutečně takto pozitivně projevila. Potravní podmínky, jež se zde vytvořily spolu s existující kolonií racků chechtavých a vhodným hnízdním prostředím, které tvoří ostrůvky i bohaté a různorodé litorální porosty, umožňují hnízdění mnoha druhů kachen. V roce 2022 zde na hlavním hnízdním ostrově o rozloze pouhých 0,11 ha bylo zjištěno 85 hnízd racka chechtavého a také 33 hnízd poláka chocholačky, 10 hnízd poláka velkého, 6 hnízd kachny divoké, 5 hnízd zrzohlávky rudozobé a 4 hnízda kopřivky obecné (obr. 16). Takto vysoká hustota hnízd může ale přilákat i mnohé predátory a vytváří se zde takzvaná ekologická past, kdy hnízdění na optimálním stanovišti je vlastně v konečném důsledku nevýhodné. Toto riziko by bylo možno snížit, pokud by rybníků, jako je Rod, bylo více. Je tedy na orgánech ochrany přírody i na širší veřejnosti, aby umožnila prosazení existence rybníků se sníženou rybí obsádkou na více lokalitách.

Téměř ve všech typech redukované obsádky získává vlastník rybníka (rybářství Třeboň a.s.) kromě kompenzací (náhrad škod, dle zákona č. 114/1992 Sb. "o ochraně přírody a krajiny", paragrafu 58) i nezanedbatelný ekonomický zisk za ryby vylovené z rybníka Rod (obr. 17 a 18).



Obr. 16. Rozmístění hnízd jednotlivých druhů kachen a racka chechtavého na hlavním hnízdním ostrově na rybníku Rod v roce 2022.

Obr. 17. Výlov rybníka Rod na Třeboňsku dne 8. října 2021.

Obr. 18. Výlov rybníka Rod na Třeboňsku dne 6. listopadu 2022.

5.4. Vliv průhlednosti vody na vodní ptáky

Průhlednost vody je jedním z nejdůležitějších parametrů, který ovlivňuje organismy vodních ekosystémů. Průhlednost určuje hloubku průniku slunečního záření do vodního sloupce, které je zdrojem energie potřebné pro životní pochody rostlin a živočichů. Pokles průhlednosti vody je způsoben přítomností různých částic a vodních organismů. V důsledku nedostatku světla při snížené průhlednosti vody dochází k negativnímu ovlivnění vodních organismů (Říhová Ambrožová 2007).

Průhlednost vody může být použita jako indikátor úrovně trofické situace ve vodní nádrži, ale je také fyzikálním parametrem, který omezuje dostupnost potravy pro vodní ptáky (Musil *et al.* 1997). Vyšší průhlednost vody, tj. nižší množství fytoplanktonu, je možné spolehlivě očekávat pouze v případě 60% a vyšší dominance perlooček rodu *Daphnia* a při dosažení průměrné velikosti alespoň 1,5 mm. Tento stav zooplanktonu se v současné době vyskytuje jen zřídka (např. IUCN 1996, Musil 2023). V takovém případě uvedené perloočky vyžírají drobný fytoplankton a zůstává zachována vysoká průhlednost vody (Kořínek *et al.* 1987, Pokorný *et al.* 1994). V letním období nastává také vyšší pravděpodobnost rozvoje vodního květu *Aphanizomenon flos-aquae* v typické koloniální formě. Drobný zooplankton s malým podílem rodu *Daphnia* je v současnosti daleko častější a za této situace není rozvoj fytoplanktonu příliš zooplanktonem omezován (Pechar & Baxa 2016, Čížková *et al.* 2017, Ivanova *et al.* 2022).

Vodní ptáci mohou být ovlivněni průhledností vody z různých důvodů (tab. 1). Při vyšší průhlednosti může docházet k rozvoji vodních makrofyt i ve vyšších hloubkách a mohou tak poskytovat cenný zdroj potravy pro herbivorní a omnivorní ptáky (Moreno-Ostos *et al*. 2008, Hansson *et al.* 2010, Musil *et al*. 2016). Mohou také vznikat lepší podmínky pro hnízdění a vodění mláďat např. u poláka velkého (Fox *et al.* 2019). Také rybožraví ptáci mohou využít vyšší průhlednosti vody při vyhledávání kořisti (Eriksson 1985, Gwiazda 2009).

Naopak nízká průhlednost vody je obecně považována za faktor negativně ovlivňující vodní ptáky, protože je spojována se snížením početnosti vodních bezobratlých (Arzel *et al.* 2020), které jsou potravou některých vodních ptáků a jejich mláďat (Musil *et al.* 1997, Dessborn *et al.* 2011). Nízká průhlednost je spjatá také s úbytkem submerzní a litorální vodní vegetace (Robin *et al.* 2014).

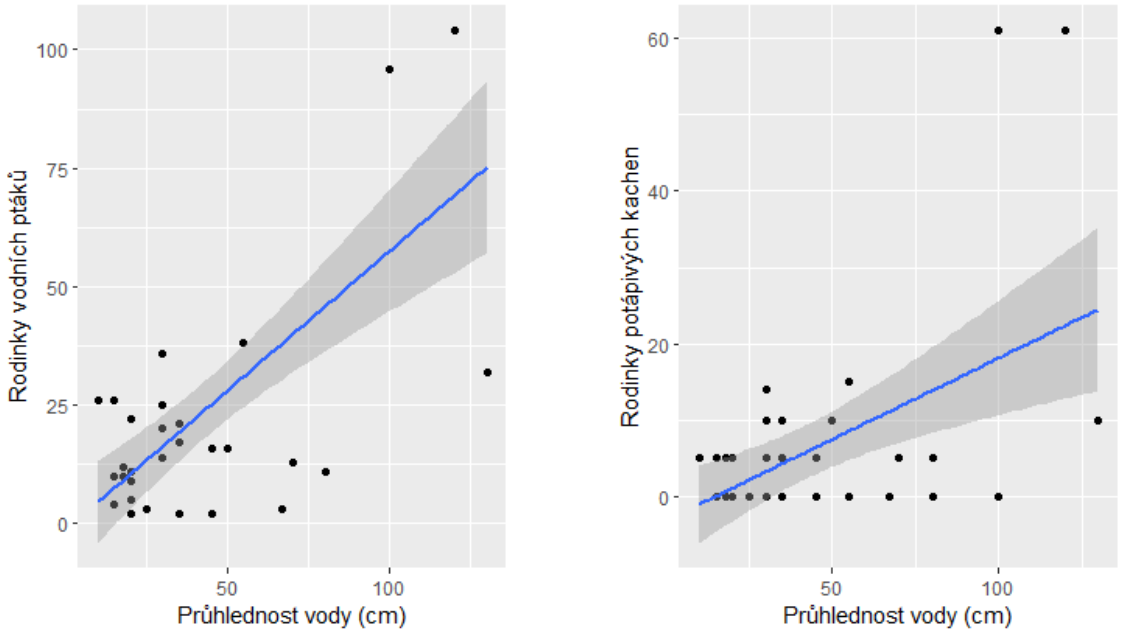
Tab. 1. Přehled publikovaných vlivů průhlednosti vody na vodní ptáky.

DRUHY/SKUPINY PTÁKŮ	ÚZEMÍ	OBDOBÍ	VLIV PRŮHLEDNOSTI VODY	CITACE
Tachybaptus ruficollis, Anas platyrhynchos, Netta rufina, Oxyura leucocephala, Fulica atra	mělká jezera ve Španělsku	celoročně	zvýšení počtu dospělých jedinců/mláďat kvůli rozvoji makrofyt a zvýšení průhlednosti	*Moreno-Ostos et al. 2008*
Tachybaptus ruficollis	mělká jezera ve Španělsku	celoročně	pozitivní vliv na lov kořisti ve vodním sloupci při zvýšené průhlednosti	*Moreno-Ostos et al. 2008*
Aythya ferina	jezera v Dánsku	hnízdění	zvýšení počtu samic kvůli rozvoji makrofyt a zvýšení průhlednosti	*Fox et al. 2019*

DRUHY/SKUPINY PTÁKŮ	ÚZEMÍ	OBDOBÍ	VLIV PRŮHLEDNOSTI VODY	CITACE
Podicipediformes*, *Mergus*, *Gavia*, *Phalacrocorax	jezera ve Švédsku	hnízdění	kompenzace nízkého počtu ryb v nádrži jejich dobrou viditelností predátory při vysoké průhlednosti vody	*Eriksson 1985*
Podiceps cristatus	zaplavený sírný důl v Poľsku	hnízdění	úspěšné hnízdění při vysoké průhlednosti navzdory vysoké hustotě ryb	*Gwiazda 2009*
Anas platyrhynchos	jezera ve Švédsku	hnízdění	snížení přežívání mláďat kvůli nedostatku potravy na oligotrofních jezerech s vysokou průhledností	*Gunnarsson et al. 2004*
Anas platyrhynchos	jezera ve Švédsku	hnízdění	hmotnost mláďat limitovaná nedostatkem potravy v oligotrofních jezerech s vysokou průhledností	*Sjöberg et al. 2000*
Aythya ferina*, *Aythya fuligula*, *Bucephala clangula	jezero v Irsku	zimování	pokles počtu ptáků kvůli snížené dostupnosti bezobratlých způsobené eutrofizací	*Tománková et al. 2013*
Podiceps cristatus	jezera ve Švédsku	hnízdění	zvýšení početnosti druhu při zvýšeném obsahu fosforu a snížené průhlednosti způsobené vysokým množstvím ryb	*Nilsson 1978*
Anas penelope*, *Anas crecca*, *Aythya fuligula	mokřady ve Finsku	hnízdění	dlouhodobý pokles početnosti druhů kvůli eutrofizaci	*Lehikoinen et al. 2016*
19 druhů vodných ptáků (herbivorní, karnivorní i omnivorní druhy)	jezera v Německu	pelichání	negativní efekt kapra na využívání rybníků vodními ptáky kvůli snížení průhlednosti a následná redukce makrofyt a abundance vodních bezobratlých	*Haas et al. 2007*

V červenci 2020 a 2021 byly na celkem 18 rybnících Třeboňska (13 rybníků v roce 2020 a 15 rybníků v roce 2021) provedeny instalace, odběry a analýza vodních bezobratlých pomocí „**funnel active invertebrate traps**“ – viz kap. 6.1. Na stejných rybnících probíhalo i měření průhlednosti vody (IUCN 1996, Sutherland 2006, Říhová Ambrožová 2007, Čížková *et al.* 2017 – viz obr. 2). Byla prokázána signifikantní korelace mezi diverzitou vodních bezobratlých a hodnotami průhlednosti vody (lineární regrese: r= 0.391, P<0.05) a mezi hodnotami Biomass Indexu a průhledností vody (lineární regrese: r=0.537; P < 0.01). Rybníky s vyššími hodnotami diversity i biomasy vodních bezobratlých jsou zároveň i lokalitami s vyšší průhledností vody (Musil *et al.* 2023).

Počet rodinek vodních ptáků (lineární regrese: r= 0.623, P<0.001) i rodinek potápivých kachen (lineární regrese: r= 0.648, P<0.0011) staticky průkazně korelují s hodnotami průhlednosti vody (obr. 19). Nejvíce rodinek tedy najdeme na rybnících s nejvyšší průhledností vody.



Obr. 19. Vztah mezi **počtem rodinek** vodních ptáků a rodinek potápivých kachen a průhledností vody.

Na větším datovém souboru bylo provedeno zhodnocení vlivu průhlednosti vody (průměrná hodnota za měsíce květen, červen a červenec pro jednotlivé rybníky) a dalších environmentálních charakteristik na počet rodinek vodních ptáků. Sledovanými charakteristikami byly průměrná průhlednost vody (měřená v květnu, červnu a červenci), rozloha vodní hladiny, podíl litorálních porostů, zastoupení mokřadů v okolí rybníka (tj. rybníků, rákosin, vodních toků a další typů mokřadních biotopů v krajině ve vzdálenosti do 1 km od rybníka), zastoupení otevřené krajiny v okolí rybníka, vypouštění uměle odchovaných kachen divokých). Údaje o počtu rodinek vodních ptáků byly získány při Monitoringu hnízdních populací vodních ptáků, který byl prováděn na **173 rybnících Třeboňska, Kardašořečicka a Soběslavska** (jižní Čechy 48.9685–49.2647 N, 14.6622–14.9007 E; viz obr. 20) při 9 kontrolách v průběhu hnízdní sezóny (od května do srpna) v letech 2004–2022. Sčítání bylo prováděno z pevně určených bodů, z nichž bylo možno kontrolovat celou vodní hladinu konkrétního rybníka. Celková doba sčítání byla vždy přizpůsobena velikosti rybníka, celkové početnosti vodních ptáků i povětrnostním podmínkám.

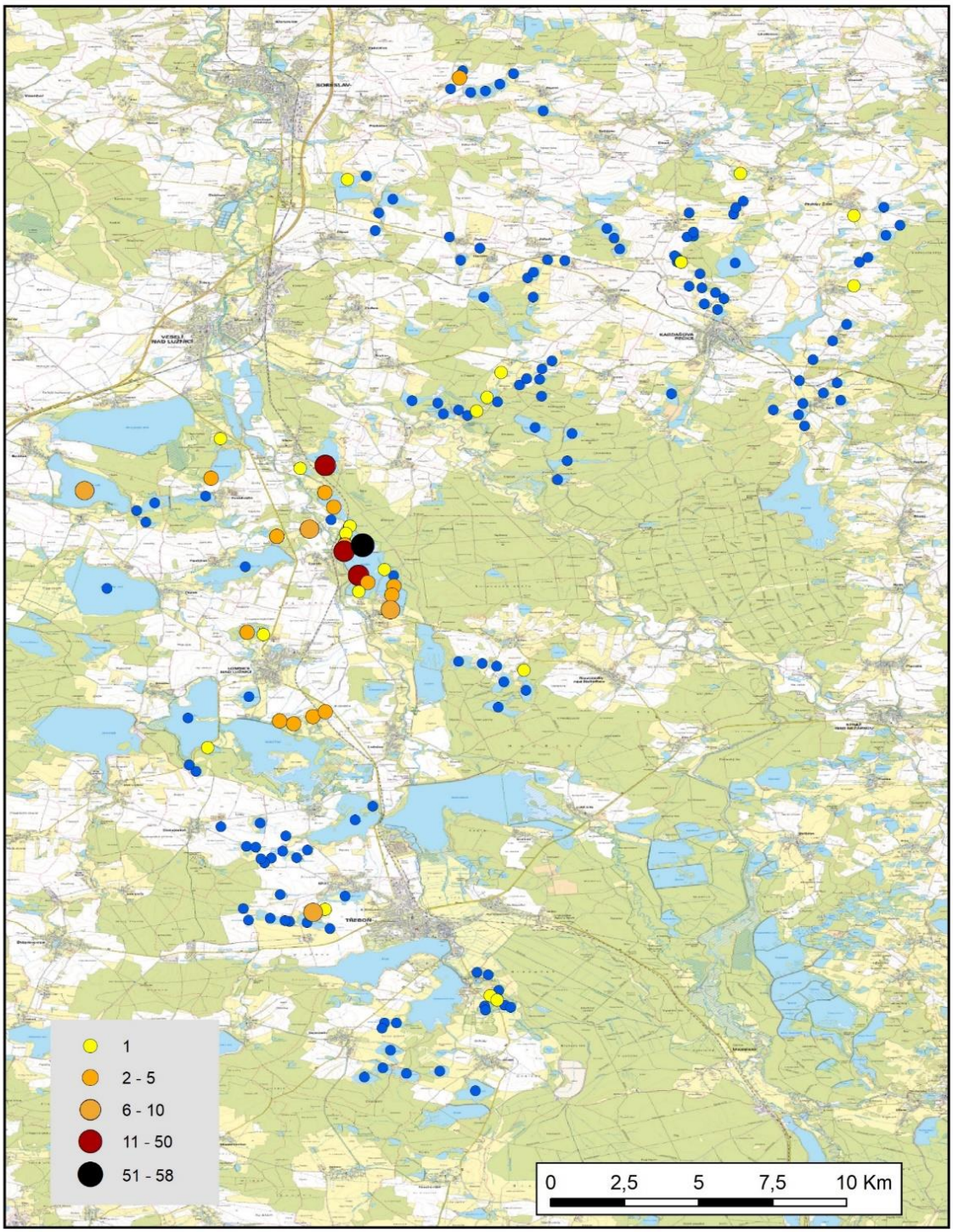
Tab. 2. Charakteristiky sledovaných rybníků

Charakteristika prostředí	min – max	Průměr ± směrodatná odchylka
Průhlednost vody (cm)	4–190	42.31 ± 24.19
Rozloha vodní hladiny (ha)	0.21–298.00	13.10 ± 31.84
Podíl litorálních porostů (%)	1.03–100.00	19.34 ± 14.96
Zastoupení mokřadů v okolí (%)	1.83–44.83	15.08 ± 9.33
Zastoupení otevřené krajiny v okolí (%)	3.32–97.10	56.02 ± 21.68

Při **monitoringu rodinek** byl zaznamenáván počet mláďat a jejich stáří v jednotlivých rodinkách, a v případě mezidruhového hnízdního parasitismu i druhové složení kachňat v rodinkách. Stanovení počtu rodinek pro jednotlivé rybníky bylo založeno na identifikaci jednotlivých rodinek získaných při 9 kontrolách během hnízdní sezóny, a to podle počtu a věku mláďat (Gollop & Marshall 1954, Du Rau *et al.* 2003, Musil *et al.* 2017, Poláková *et al.* 2018), případně podle individuálního značení samic vodících mláďata. Na základě těchto údajů byl získán počet rodinek 11 druhů vodních ptáků v dané hnízdní sezóně pro každý sledovaný rybník. **Sledovanými druhy** byly potápka roháč *Podiceps cristatus,* potápka malá *Tachybaptus ruficollis*, labuť velká *Cygnus olor*, husa divoká *Anser anser*, kachna divoká *Anas platyrhynchos*, kopřivka obecná *Mareca strepera*, zrzohlávka rudozobá *Netta rufina*, polák velký *Aythya ferina*, polák chochoclačka *Aythya fuligula*, hohol severní *Bucephala clangula* a lyska černá *Fulica atra*.

Vliv **environmentálních charakteristik** na počet rodinek jednotlivých druhů vodních ptáků byl analyzován pomocí modelů Poissonovy regrese. Regresní modely byly odhadovány pro každý druh samostatně. Při volbě modelové specifikace bylo třeba především zohlednit strukturu zdrojových dat. Data mají v tomto případě povahu tzv. krátkého panelu: větší množství průřezových jednotek (zde 173 rybníků) je sledováno opakovaně v několika málo časových obdobích (5 let). Jako adekvátní se proto jeví použití náhodných efektů na úrovni jednotlivých lokalit a fixních efektů pro jednotlivé roky (viz např. Cameron & Trivedi 2013).

Průhlednost vody ovlivňovala statisticky průkazně počet rodinek u 9 z 11 sledovaných druhů vodních ptáků tj, u všech druhů kromě potápky roháče a husy velké. Počty rodinek na jednotlivých rybnících rostou s rostoucí průhledností vody a nejvyšších hodnot dosahují na rybnících s průhledností vody vyšší než 75 cm (obr. 21).



Obr. 20. Počty rodinek invertivorních druhů potápivých kachen (polák velký, polák chocholačka, hohol severní) na jednotlivých **rybnících Třeboňska, Soběslvska a Kardašořečicka** v roce 2022, kdy bylo zjištěno celkem 43 rodinek poláka velkého (na 25 rybnících), 66 rodinek poláka chocholačky (na 22 rybnících) a 15 rodinek hohola severního (na 11 rybnících). Sledované rybníky bez rodinek jsou znázorněny modrými body.

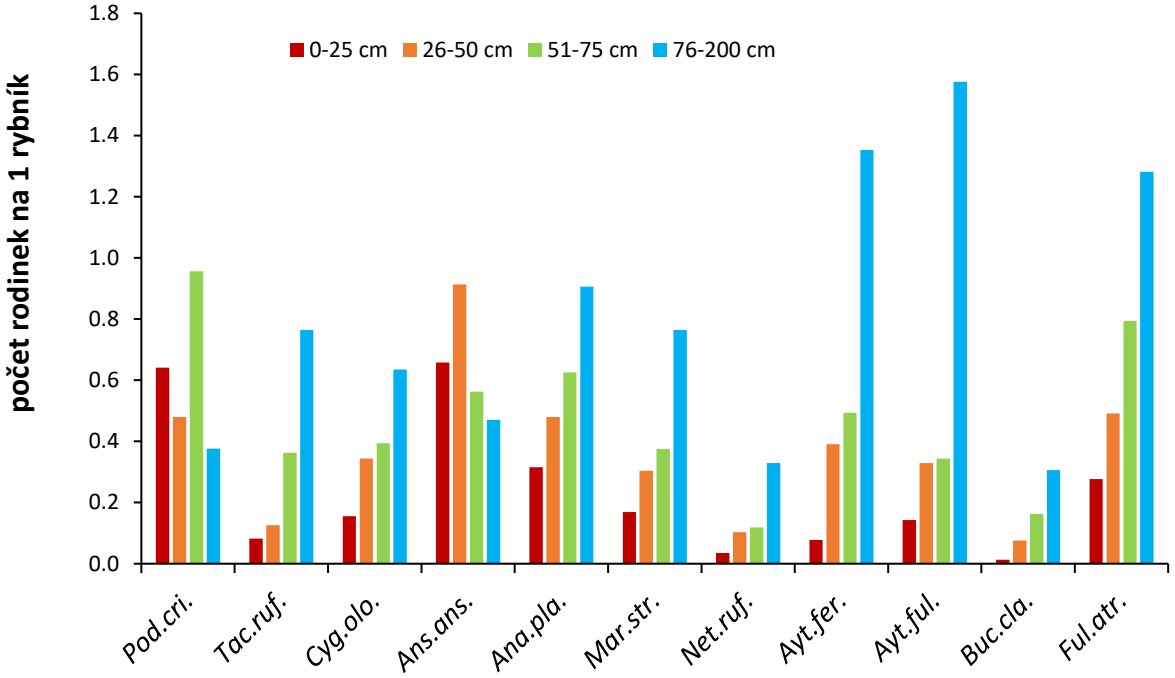
Tab. 3. Výsledky analýzy (Poissonova regrese s náhodným efektem rybníka a fixním efektem roku) vlivu environmentálních charakteristik na počet rodinek vodních ptáků. V tabulce jsou uvedeny hodnoty regresních koeficientů (v závorce příslušné hodnoty standartních chyb). Signifikantní vztahy jsou označeny tučně a je uvedena příslušná hodnota statistické významnosti: * P < 0.05, ** P < 0.01,*** P < 0.001).

Druh	**průměrná průhlednost vody**	**rozloha vodní hladiny**	**podíl litorální vegetace**	**podíl otevřené krajiny v okolí**	**podíl mokřadů v okolí**	**počet vypuštěných kachen div.**
potápka roháč	-0.0003 (0.0016)	**0.0186*** **(0.0077)**	-0.0071 (0.0154)	0.0002 (0.0084)	0.0600 (0.0361)	**0.0011*** **(0.0005)**
potápka malá	**0.0222***** **(0.0031)**	-0.0065 (0.0077)	0.0019 (0.0059)	0.0023 (0.0056)	**0.0490***** **(0.0164)**	-0.0001 (0.0005)
labuť velká	**0.0099***** **(0.0023)**	0.0006 (0.0013)	-0.0039 (0.0050)	-0.0006 (0.0023)	**0.0309***** **(0.0072)**	0.0002 (0.0004)
husa velká	-0.0043 (0.0033)	0.0091 (0.0059)	-0.0054 (0.0106)	-0.0011 (0.0058)	**0.0768***** **(0.0214)**	0.0002 (0.0004)
kachna divoká	**0.0119***** **(0.0024)**	0.0014 (0.0025)	-0.0048 (0.0069)	-0.0018 (0.0045)	**0.0289*** **(0.0135)**	0.0001 (0.0003)
kopřivka obecná	**0.0191***** **(0.0028)**	-0.00001 (0.0020)	-0.0009 (0.0044)	0.0052 (0.0074)	0.0216 (0.0188)	0.0002 (0.0005)
zrzohlávka rudozobá	**0.0141*** **(0.0072)**	0.0008 (0.0035)	-0.0302 (0.0265)	-0.0053 (0.0111)	**0.1137***** **(0.0304)**	0.0012 (0.0014)
polák velký	**0.0202***** **(0.0029)**	0.0032 (0.0043)	-0.0021 (0.0068)	0.0239* (0.0115)	**0.0825***** **(0.0233)**	0.0011 (0.0009)
polák chocholačka	**0.0207***** **(0.0032)**	0.0030 (0.0045)	-0.0092 (0.0131)	-0.0016 (0.0067)	**0.0644**** **(0.0217)**	0.0005 (0.0008)
hohol severní	**0.0218***** **(0.0046)**	0.0001 (0.0028)	0.0058 (0.0089)	**-0.0273**** **(0.0099)**	**0.0217*** **(0.0215)**	0.0001 (0.0007)
lyska černá	**0.0108***** **(0.0024)**	-0.0019 (0.0039)	0.0033 (0.0071)	**0.0251**** **(0.0096)**	**0.0780***** **(0.0208)**	**0.0020***** **(0.0006)**

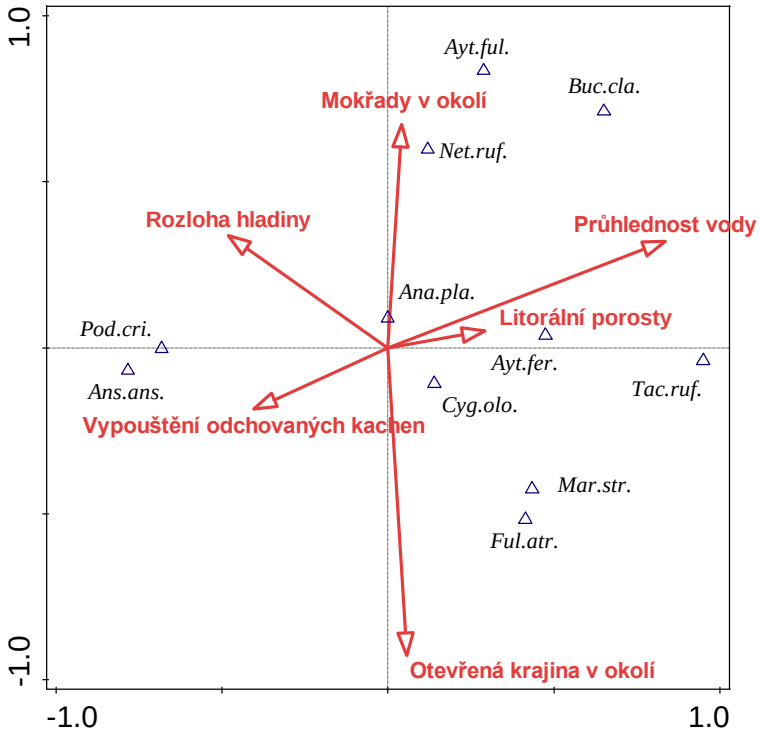
Ačkoliv rybníky s takto vysokou průhledností vody (**více než 75 cm**) tvoří pouze cca 10 % všech rybníků, bylo na nich zjištěno 21,7 až 30, 8 % rodinek jednotlivých invertivorních druhů ptáků zaznamenaných na všech 173 sledovaných rybnících. Přesto však dochází k úbytku většiny těchto druhů (Šťastný *et al.* 2021, Musil *et al.* 2023). Proto považujeme pouhých cca 10 % rybníků s preferovanou průhledností za nedostatečné množství. Za optimální podíl považujeme **25 % rybníků** s **dolním limitem průhledností vody 75 cm v červenci** v rámci jednotlivých rybničních soustav na území České republiky.

Počty rodinek 9 druhů vodních ptáků (všech kromě potápky roháče a kopřivky obecné) rostl s rostoucím podílem mokřadů v okolí rybníka. Preferovány byly tedy rybníky s vyšším zastoupení rybníků v okolí tedy např. ležící **uvnitř rybničních soustav**.

Podíl **otevřené krajiny** v okolí rybníka pozitivně ovlivňoval počet rodinek poláka velkého a lysky černé, a naopak negativně hohola severního. **Rozloha vodní hladiny** měla pozitivní vliv na počet rodinek potápky roháče. Tyto vztahy jsou zobrazeny i v obr. 22 zachycující výsledky Canonical Correspondence Analysis (program Canoco 5.12), kde v pravé části diagramu jsou zobrazeny všechny druhy positivně korelované s průhledností vody a svislá osa pak rozděluje druhy podle preference mokřadů v okolí. Podíl litorální vegetace neměl vliv na počet rodinek u žádného zkoumaného druhu vodních ptáků. U potápky roháče i lysky černé byla zjištěna pozitivní korelace mezi počtem rodinek a počtem vypuštěných uměle odchovaných mláďat kachen divokých.



Obr. 21. Průměrný **počet rodinek** na 1 sledovaný rybník při různých průhlednostech vody (barevně odlišeno). Vysvětlení druhových zkratek: *Pod.cri.* = potápka roháč; *Tac.ruf.* = potápka malá; *Cyg.olo.* = labuť velká; *Ans.ans.* = husa velká *Ana.pla.* = kachna divoká *Mar.str.* = kopřivka obecná; *Net.ruf.* = zrzohlávka rudozobá; *Ayt.fer.* = polák velký; *Ayt.ful.* = polák chocholačka; *Buc.cla.* = hohol severní; *Ful.atr.* = lyska černá.



Obr. 22. Vliv charakteristik prostředí (průhlednost vody, rozloha vodní hladiny, rozloha litorálních porostů, přítomnost odchovaných kachen, podíl mokřadů a otevřené krajiny v okolí) na početnost rodinek vodních ptáků (Cannonical Component Analysis, Canoco 5.12.; Vysvětlená variabilita podle 1. a 2. odinační osy = 78,39 %; test významnosti všech ordinačních os: F=9.6, P=0.002). Vysvětlení druhových zkratek viz obr. 17.

5.5. Přežívání a přesuny mláďat potápivých kachen

Přežívání mláďat je jednou z klíčových etap reprodukce vodních ptáků, která zásadně ovlivňuje populační dynamiku jednotlivých druhů (Bennett & Owens 2002, Fox 2005, Elmberg *et al.* 2006, Baldassarre & Bolen 2006, Wiegers *et al.* 2022). Přežívání mláďat prekociálních druhů (kachen) je silně ovlivněné habitatovými charakteristikami mokřadních biotopů, kde samice mláďata vodí (Hoekman *et al.* 2004, Flint *et al.* 2006, Bloom *et al.* 2012, Bloom *et al.* 2013).

Dalším významným faktorem ovlivňujícím přežívání mláďat je jejich stáří, kdy nejhůře přežívají mláďata v ranném věku brzo po vylíhnutí (Blums *et al.* 2002, Clark *et al.* 2014, Roy 2018). V této době jsou mláďata citlivá také na nízké teploty (Blums *et al*. 2002, Krapu *et al*. 2006, Bloom *et al.* 2012) a především dostatečnou potravní nabídku (Gunnarsson *et al.* 2004, Nummi & Hahtola 2008). V případě, že na lokalitě, kde došlo k vylíhnutí snůšky, je nižší potravní nabídka pro mláďata, samice často volí přesun rodinky na potravně bohatší lokalitu (Pöysä *et al.* 2000, Sjöberg *et al*. 2000, Hoekman *et al*. 2004, Diévalm *et al*. 2011). Tento přesun ovšem může zvýšit mortalitu mláďat (Revilla *et al.* 2004, Dyson *et al.* 2018). K přesunům rodinek často dochází v rámci soustav rybníků, a to především pokud se jednotlivé rybníky liší svojí potravní nabídkou a dostupností potravy, které může souviset se způsobem jejich obhospodařování (denzita a stáří nasazené rybí obsádky: Musil *et al.* 1997, Pechar 2000, Musil 2006a).

Pro hodnocení přežívání a přesunů mláďat jsme použili záznamy rodinek individuálně značných samic poláka velkého (celkem 448 záznamů od individuálních 88 samic), v letech 2004-2022.

Vzdálenost přesunu rodinky

Pro hodnocení vlivu faktorů na vzdálenost přesunu rodinky poláka velkého jsme vybrali následující prediktory: věk mláďat (počet dní od data líhnutí u rodinek se známým hnízdem nebo identifikovaných dle Gallop & Marshall 1954), průhlednost vody (měřeno při sčítání na cílové lokalitě rodinky pomocí Secciho desky – viz kap. 5.1., Broyer *et al.* 2016) a průměrnou denní teplotu v době přesunu (viz Dušek *et al.* 2013, 2017). Vzdálenost přesunu rodinky byla log-transformována. Vzhledem k opakovaným pozorováním rodinek jsme použili smíšenou regresi s náhodnými efekty roku a samice. Vypovídající schopnost prediktorů byla porovnávána pomocí Akaike informačního kritéria (AICc). Zvažovali jsme soubor 8 modelů obsahující kombinace prediktorů. Pro každý model jsme vypočítali AICc weight (Burnham & Anderson 2002) a získali hodnotu relative variable importance RVI součtem všech AICc weight napříč všemi modely. Kritérium pro výběr vysvětlujících proměnných bylo RVI > 0,5 (Barbieri & Berger 2004). Pro tyto analýzy jsme používali program Stata 18 (StataCorp 2023) – viz tab. 4.

Přežívání mláďat

V případě hodnocení přežívání mláďat poláka velkého jsme vybrali tyto prediktory: vzdálenost přesunu rodinky, průhlednost vody, průměrnou denní teplotu v době přesunu a velikost rodinky (počet mláďat). U rodinek jsme hodnotili přežívání, pokud do další kontroly přežilo alespoň jedno mládě. Vliv vysvětlujících proměnných byl hodnocen pomocí *interval-censored proportional-hazards survival* regrese (Weibull hazard distribution). Pořadí modelů zde bylo také hodnoceno na základě hodnot Akaike informačního kritéria AICc (viz výše) – viz tab. 5.

Tab. 4. Výsledky smíšené regrese s náhodnými efekty roku a samice vysvětlující vzdálenost přesunu rodinky: srovnání 8 modelů obsahující kombinace prediktorů.

Model	AICc	Δ AICc	Akaike weight
stáří mláďat	2174.90	0.0000	1.0000
stáří mláďat + průhlednost vody	2176.86	1.9566	0.3759
stáří mláďat + denní teplota	2176.90	2.0037	0.3672
stáří mláďat + průhlednost vody + denní teplota	2178.82	3.9204	0.1408
.	2178.87	3.9721	0.1372
průhlednost vody	2179.51	4.6131	0.0996
denní teplota	2180.41	5.5077	0.0637
průhlednost vody + denní teplota	2181.24	6.3361	0.0421

Poznámka: AICc = Akaikeho informační kritérium s korekcí pro konečné vzorky. ΔAICc = rozdíl v AICc mezi nejlepším modelem (model z prvního řádku) a modelem *i*; $w_i = \exp(-\Delta i/2)$ = Akaikeho váha modelu model *i*.

Stáří kachňat poláka velkého bylo zjištěno jako nejdůležitější jednotlivý prediktor vysvětlující vzdálenost přesunu rodinky. K přesunům dochází nejčastěji u mladších mláďat, která se také přesunují na delší vzdálenosti, a to na rybníky s vyšší průhledností vody (tab. 4.).

Tab.5. Výsledky analýzy vlivu prediktorů na přežívání mláďat pomocí *interval-censored proportional-hazards survival* regrese. Pořadí modelů bylo hodnoceno na základě hodnot Akaike informačního kritéria AICc (viz výše).

Model	AICc	Δ AICc	Akaike weight
průhlednost vody + počet mláďat	215.30	0.0000	1.0000
průhlednost vody + počet mláďat+vzdálenost přesunu	215.47	0.1716	0.9178
vzdálenost přesunu + počet mláďat	216.42	1.1240	0.5701
počet mláďat	216.71	1.4127	0.4934
průhlednost vody + počet mláďat + vzdálenost přesunu + denní teplota	217.27	1.9672	0.3740
průhlednost vody + počet mláďat+denní teplota	217.42	2.1181	0.3468
mowement distance + počet mláďat+denní teplota	218.01	2.7115	0.2578
počet mláďat + denní teplota	218.41	3.1138	0.2108
průhlednost vody + vzdálenost přesunu	218.84	3.5441	0.1700
průhlednost vody	219.01	3.7123	0.1563

Poznámka: AICc = Akaikeho informační kritérium s korekcí pro konečné vzorky. ΔAICc = rozdíl v AICc mezi nejlepším modelem (model z prvního řádku) a modelem *i*; $w_i = \exp(-\Delta i/2)$ = Akaikeho váha modelu model *i*.

Denní míra přežití mláďat poláka velkého se zvyšovala s průhledností vody v rybníku, na který se mláďata přesunovala a byla vyšší u rodinek s vyšším počtem přesouvajících se mláďat. Riziko úhynu kachňat při přesunu může kontrastovat se snahou samice zajistit pro kachňata lepší potravní podmínky. Teplota vzduchu v době přesunu také ovlivňuje denní míru přežití mláďat, má však statisticky nejméně průkazný vliv (tab. 5). Management hnízdních biotopů s nasazením rybích obsádek, umožňujících vyšší průhlednost vody (redukovaná obsádka, nižší věkové třídy ryb), a tedy vyšší dostupnost potravy pro mláďata, mohou potenciálně zlepšit reprodukční úspěšnost tohoto ohroženého druhu.

5.6. Vliv klimatických a enviromentálních podmínek

Rozsáhlé a poměrně rychlé změny klimatických a environmentálních podmínek (Walther *et al.* 2002, Parmesan & Yohe 2003) vedou v posledních desetiletích ke změnám v rozšíření a početnosti mnohých druhů vodních ptáků. V celoevropském měřítku byly zjištěny výrazné změny zimovišť vodních ptáků (Maclean et al. 2008, Fox *et al.* 2010, Musil *et al.* 2011, Chen *et al.* 2011, Thomas *et al.* 2012, Guillemain *et al.* 2013, Lehikoinen *et al.* 2013, Pavón-Jordán *et al.* 2015, Podhrázský *et al.* 2017, Musilová *et al.* 2018a, b, Pavón-Jordán *et al*. 2019), přičemž byl prokázán posun zimovišť severovýchodním směrem a nověji i posun zimovišť do střední Evropy. Ke změnám rozšíření a početnosti ale dochází i v hnízdní době, které jsou však méně dokumentovány v mezinárodním měřítku (Fox *et al.* 2010, Pavón-Jordán *et al.* 2015, Fox *et al.* 2016, Poláková *et al.* 2018).

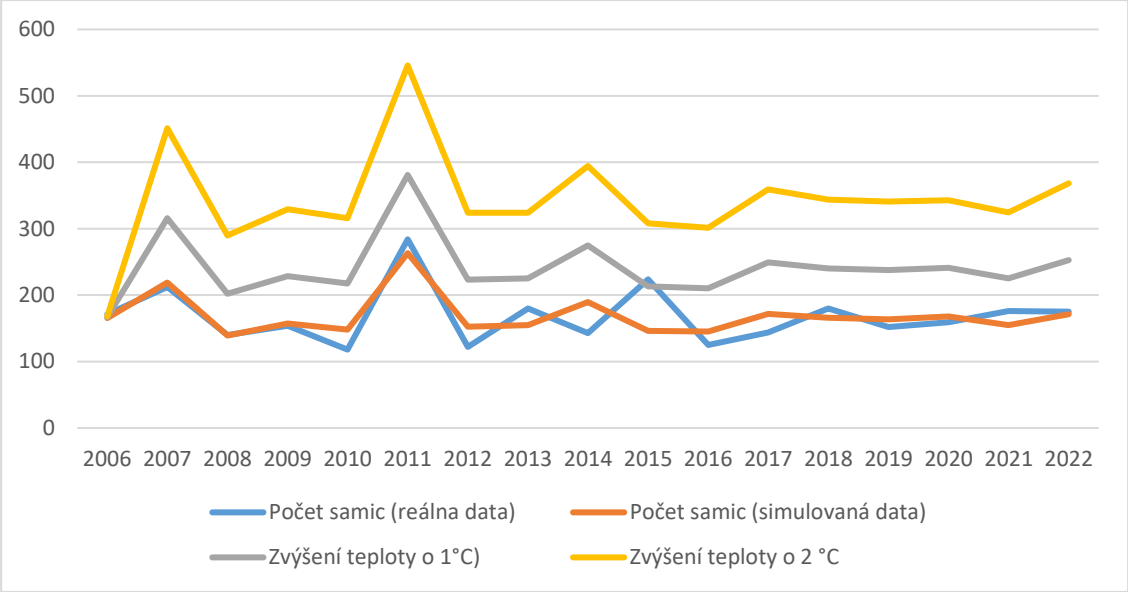
Klimatické a environmentální podmínky jsou jedním z faktorů ovlivňujících načasování hnízdění a následně reprodukční úspěšnost ptáků. Vodní ptáci reagují na klimatické změny citlivěji ve srovnání s jinými skupinami ptáků (Brommer 2008). Pro vodní ptáky jsou významné jak teploty v průběhu zimy, tak i počasí během období hnízdění. Po mírné zimě se na hnízdištích vyskytuje vyšší počet vodních ptáků v důsledku jejich lepšího přežívání (Gunnarsson *et al.* 2012, Guillemain *et al.* 2013, Pavón-Jordan *et al.* 2017). Povětrnostní podmínky v období hnízdění mohou přímo ovlivňovat různé složky sladkovodních ekosystémů, např. rozvoj řas a sinic a jiné submerzní vegetace. Dále může docházet v anaerobních podmínkách k častějšímu výskytu onemocnění jako je botulismus (Moss *et al.* 2011), který významně přispěl ke na snížení populací vodních ptáků na území České republiky v 80. letech 20. století (Hudec *et al.* 1984, Chytil 1990, Musil & Fuchs 1994, *Musil et al.* 2001). Dopady klimatických podmínek na změny početnosti populací vodních ptáků se mohou lišit v závislosti na trofických podmínkách mokřadních stanovišť, kde zejména v eutrofických mokřadech, byly zjištěny negativní trendy v počtech hnízdících populací vodních ptáků (Moss *et al.* 2011, Pavón-Jordan *et al.* 2017).

Právě dostupnost potravy může být výrazně ovlivněna klimatickými podmínkami, protože životní cyklus bezobratlých je primárně určován teplotou vody (Danks & Oliver 1972) a její sezónní dynamikou (Dessborn *et al.* 2009). Během prvních týdnů života jsou kachňata závislá na zvýšené spotřebě bezobratlých (Owen et Black 1990, Winfield & Winfield 1994, King & Wrubleski 1998, Nummi *et al.* 2000). Následně pak těžší, resp. větší kachňata přežívají lépe, než menší, protože jsou schopna lépe odolávat špatným klimatickým podmínkám a nedostatku potravy, jsou schopnější lovit kořist nebo uniknout predátorovi (Owen et Black 1990, Kear 2005). Početnost a přežívání mláďat potápivých kachen úzce souvisí s potravní nabídkou, jsou preferovány lokality s mladší věkovou strukturou rybích obsádek, a tudíž vyšší průhledností vody (Musil *et al.* 1997, Musil 2006a). Konkurence mezi potápivými kachnami a rybami o bezobratlé jako zdroj potravy může ovlivnit výběr místa pro hnízdění a následně tedy i hustotu hnízdění (Anderson 1981, Gilles 1994). Měnící se klimatické podmínky (např. zvyšování teploty v jarních měsících – Dušek *et al.* 2013) mohou ovlivnit načasování vývoje důležitých složek potravy (Hrbáček 1996, Pokorný 1996) a následně také načasování hnízdění jednotlivých hnízdících samic. Výhodu mohou mít dříve hnízdící samice v rámci druhů, ale také obecně samice časně hnízdících druhů (Kear 2005, Šťastný & Hudec 2016).

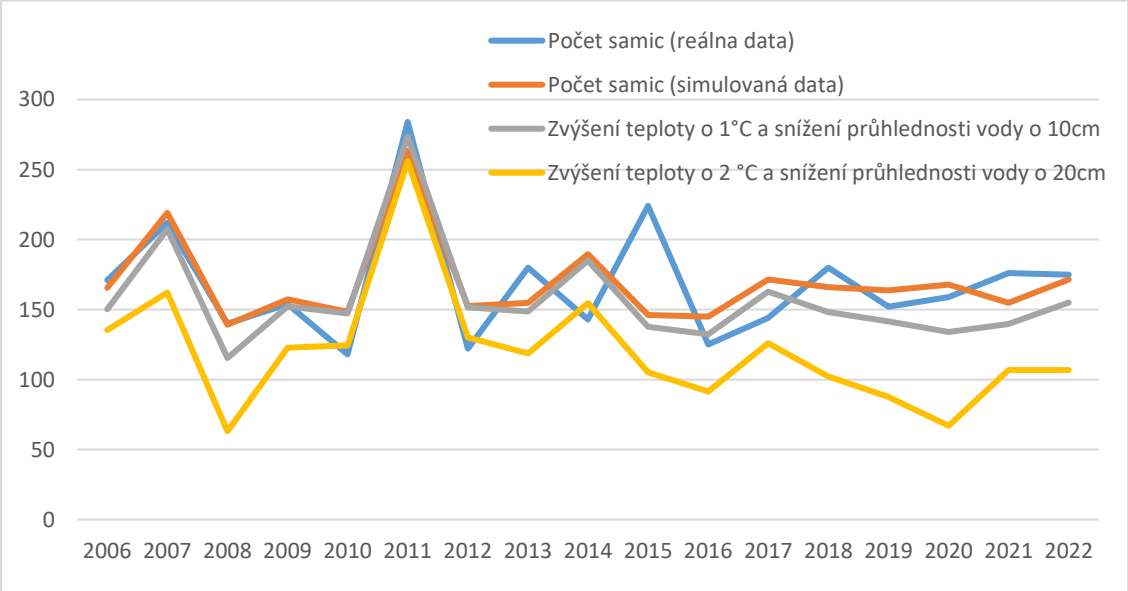
Zachování alespoň současného stavu hnízdních populací potápivých kachen na jihočeských rybnících vyžaduje lokální snížení hustoty rybích obsádek nebo změnu jejich druhové struktury a úpravu zarůstajících rybničních ostrůvků, včetně ochrany hnízdišť před predátory. Opatření musí vycházet ze spolupráce orgánů ochrany přírody, nevládních organizací a výzkumných institucí s využitím veškerých dosud získaných poznatků.

Vliv změn průměrných denních teplot, srážek a průhlednosti vody na hnízdní parametry a počet dospělců poláka velkého a poláka chocholačky

Při testování scénářů vývoje průměrných denních teplot, úhrnu srážek a průhlednosti vody pomocí systémové dynamiky (podrobná metodika viz Příloha I) bylo zjištěno, že při nárůstu průměrné denní teploty během celého hnízdního období (duben až červenec) o 1 resp. 2°C dochází k celkovému nárůstu početnosti samic poláka velkého v následující hnízdní sezóně na sledovaných lokalitách (obr. 23). V případě snížení průhlednosti vody o 20 cm a zároveň nárůstu teplot o 2°C ovšem dochází ke snížení celkové početnosti samic (obr. 24).

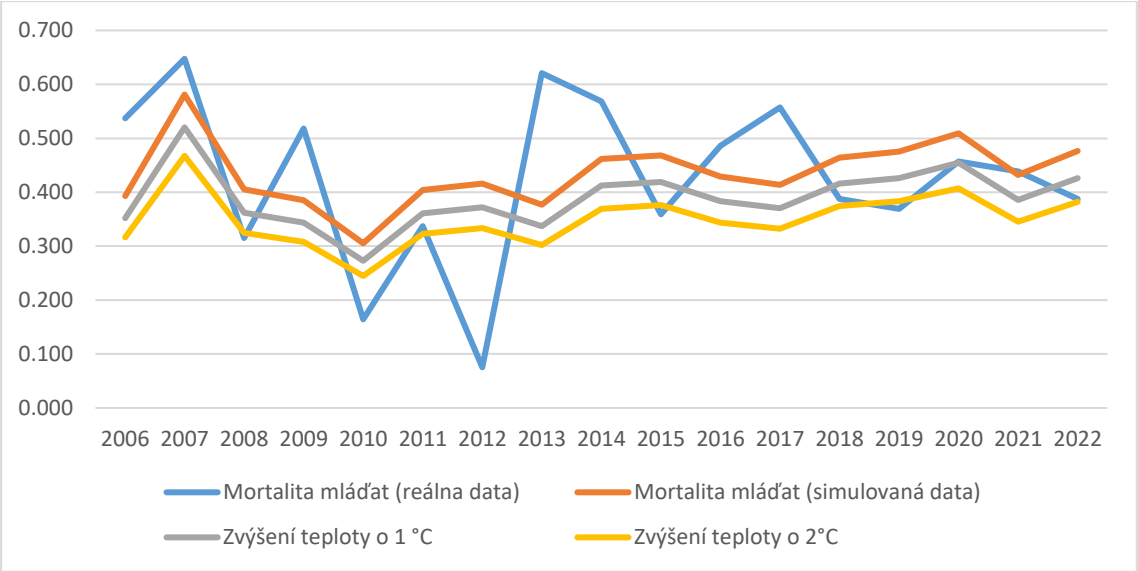


Obr. 23. Vývoj početnosti dospělých samic poláka velkého při zvýšení průměrné denní teploty během předchozího hnízdního období (duben až červenec)

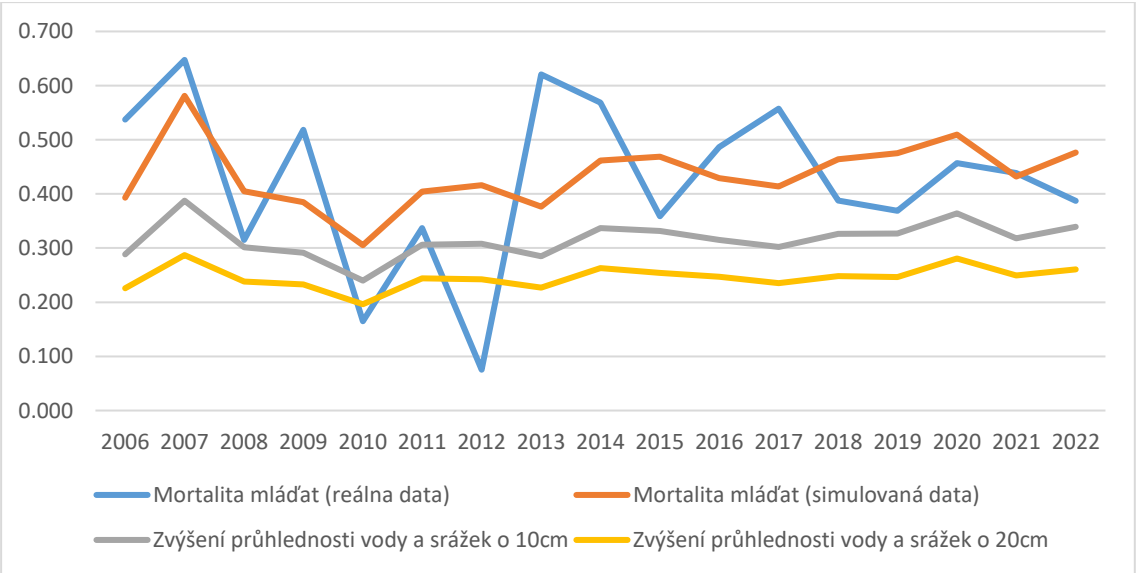


Obr. 24. Vývoj početnosti dospělých samic poláka velkého při zvýšení průměrné denní teploty během předchozího hnízdního období (duben až červenec)

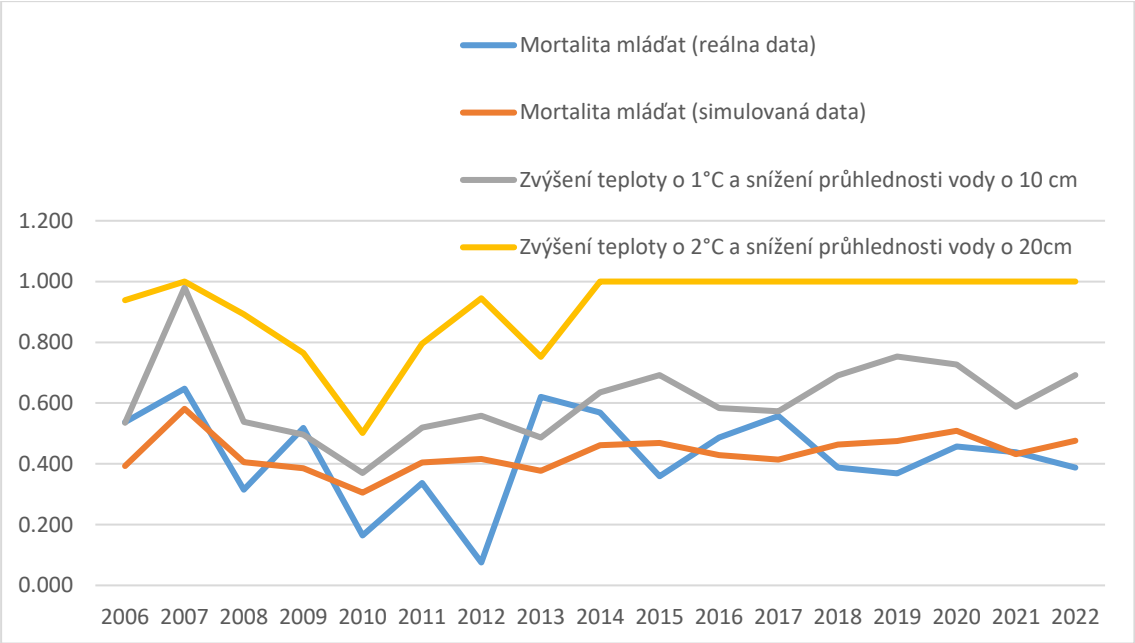
Při simulovaném navýšení průměrných denních teplot a zvýšení průhlednosti vody současně s navýšením úhrnu srážek dochází ke snižování mortality mláďat poláka velkého (obr. 25, 26). Naopak při současném zvýšení průměrných denních teplot a snížení průhlednosti vody mortalita mláďat narůstá (obr. 27).



Obr. 25. **Mortalita mláďat poláka velkého** při zvýšení průměrné denní teploty během hnízdního období (duben až červenec)



Obr. 26. Mortalita mláďat poláka velkého při zvýšení průhlednosti vody a srážek během hnízdního období (duben až červenec)



Obr. 27. Mortalita mláďat poláka velkého při zvýšení průměrné denní teploty během hnízdního období (duben až červenec)

6. Hnízdní prostředí

Intenzivně obhospodařované rybniční lokality tvoří v podmínkách ČR nejvýznamnější habitat pro reprodukci vodních ptáků (umístění hnízd a následné vodění mláďat) - viz např. Hudec 1994, Musil *et al*. 1997, 2001, Šťastný *et al. 2006,* Šťastný & Hudec 2016. Hnízdní populace vodních ptáků jsou ovšem v posledních desetiletích negativně ovlivněny změnami životního prostředí i klimatických podmínek (Musil *et al*. 2001, Fox et al. 2010, Šťastný & Hudec 2016, Pavón-Jordán *et al.* 2017).

Reprodukční úspěšnost a následně populační dynamika těchto druhů jsou ovlivněny konkrétními podmínkami hnízdních lokalit, přičemž v našich podmínkách se jedná o rybníky, kde dlouhodobě dochází k úbytku a degradaci litorální vegetace (Dykyjová & Květ 1978, Musil *et al.* 2001, Čížková *et al.* 2013, 2017, Francová *et al.* 2019, Kolář *et al.* 2023). Náhradním hnízdištěm se proto stávají rybniční ostrůvky, kde ovšem dochází ke konkurenčnímu tlaku ptáků při obsazování hnízdišť, v důsledku limitované nabídky vhodných litorálních porostů na březích a ostrůvcích rybníků. Tyto ostrůvky často zarůstají keřovou a stromovou vegetací (Musil *et al.* 2001, Šťastný & Hudec 2016) a jejich počet je limitován.

Mezi jednotlivými druhy vodních ptáků existují významné interakce, přičemž hnízdní úspěšnost kachen je pozitivně ovlivňována přítomností hnízdních kolonií racka chechtavého (Musil *et al.* 2001, Šťastný & Hudec 2016), kteří aktivně brání svá hnízda před predátory, přičemž odhánějí predátory i od hnízd jiných druhů vodních ptáků zejména kachen a potápek. Počet a velikost těchto kolonií se snižuje v celoevropském měřítku (Pöysä *et al.* 2019, Keller *et al.* 2020). Na přirozených ostrůvcích však také dochází k vysoké koncentraci hnízd, která přitahuje pozornost predátorů a může se tak zvyšovat predace hnízd nebo frekvence hnízdního parasitismu (Musil & Neužilová 2009, Musil *et al.* 2017) a následně snižovat relativní reprodukční úspěšnost (Poláková *et al.* 2018, Gajdošová et al. 2023) cílových druhů.

6.1. Přežívání hnízd cílových druhů: polák velký a polák hocholačka

Hodnocení přežívání hnízd cílových druhů na sledovaném území poskytuje jeden z klíčových poznatků, které lze dále uplatnit při návrhu managementových opatření hnízdního prostředí těchto druhů následně směřujících k jejich ochraně (Pullin 2002, Sutherland *et al.* 2005).

Polák velký, polák chocholačka a další druhy kachen (kachna divoká, kopřivka obecná a zrzohlávka rudozobá) hnízdí obvykle na rybničních ostrůvcích, které zarůstají keřovou a stromovou vegetací (Musil *et al.* 2001, Šťastný & Hudec 2016). Na ostrůvcích dochází k vysoké koncentraci hnízd, která může přitahovat predátory, a tak se může zvyšovat predace hnízd nebo zvyšovat frekvence hnízdního parasitismu (Musil *et al.* 2001, 2017). K úbytku hnízdních možností dochází také v důsledku snížení rozsahu a změny struktury litorální vegetace (Dykyjová *et al.* 1978, Musil *et al.* 2001, Čížková *et al.* 2017, Kolář *et al.* 2023).

Nedostatek nebo snížení kvality hnízdních možností může vést také ke zvýšení predace hnízd, snížení reprodukční úspěšnosti a následně být i jednou z příčin úbytku některých druhů vodních ptáků. Zvýšená predace hnízd je uváděna jako jedna z možných příčin úbytku poláka velkého *Aythya ferina*, kdy se jedná o predaci invazními nepůvodními druhy jako mýval severní *Procyon lotor*, psík mývalovitý *Nyctereutes procyonoides* a norek americký *Mustela vison*, i predaci původními druhy jako je liška obecná *Vulpes vulpes* a prase divoké *Sus scrofa* (Fox *et al.* 2016). Polák velký využívá ke snížení rizika predace hnízdění v koloniích racků chechtavých *Chroicocephalus ridibundus*, kde dosahuje prokazatelně vyšší hnízdní úspěšnosti (viz např. Väänänen 2000, Väänänen *et al.* 2016). Bohužel, ale v posledních desetiletích dochází i k úbytku populace racka chechtavého v mnohých evropských zemích (Fox *et al.* 2016).

Pro doporučení vhodných opatření zaměřených na management hnízdního prostředí zvyšujících úspěšnost hnízd cílových druhů jsme vycházeli z analýz hodnotících umístění a přežívání celkem 161 hnízd poláka velkého a 363 hnízd poláka chocholačky v CHKO Třeboňsko v letech 2016-2022, pokud není uvedeno jinak.

Oba cílové druhy využívají při hnízdění kolonie racků chechtavých, které pak fungují jako ochrana před predátory (Liordos & Lauder 2015, Väänänen et al. 2016), viz obr. 28 a 29. Polák chocholačka svá hnízda umisťuje dokonce průkazně častěji v koloniích racků než mimo tyto kolonie (ANOVA=29,55; df=2; p>0.001), u poláka velkého nebyla preference využívání kolonií racka chechtavého prokázána (ANOVA=2,699; df=2; p=0,131).

U každého hnízda byly zaznamenány následující údaje:

1) datum nálezu hnízda;
2) datum posledního dne, kdy bylo hnízdo klasifikováno jako aktivní (v případě úspěšně vyvedených hnízd se jednalo o datum líhnutí);
3) datum poslední kontroly hnízda (v případě úspěšně vyvedených hnízd se opět jednalo o datum líhnutí);
4) osud hnízda (úspěšně vyvedené/neúspěšné – predace, zaplavení, opuštění hnízda samicí).

Denní míra přežívání (*Daily Survival Rate* = DSR) hnízd poláka velkého a poláka chocholačky byla hodnocena pomocí programu MARK ver. 9.0 (White & Burnham 1999). V případě poláka velkého trval interval kontrol hnízd 65 dní s počátečním dnem 19. května. U poláka chocholačky byl prvním dnem kontrol hnízd 23. květen a interval trval 86 dní. V těchto obdobích byla hodnocena denní míra přežívání hnízd. Dále byly stanoveny tyto faktory ovlivňující DSR (tzv. *individual covariates*): přítomnost hnízda v

kolonii racka chechtavého; načasování hnízdění (datum snesení prvního vejce); typ vegetace, kde bylo hnízdo umístěno (7 alternativních kategorií: rákos obecný *Phragmites australis*, kopřivy *Urtica* spp., maliny *Rubus* spp., chrastice rákosovitá *Phalaris arundinacea*, ostřice *Carex* sp.. , vrba *Salix* spp., jiný vegetační kryt); průměrná teplota dané hnízdní sezóny (duben, květen) a úhrn srážek dané hnízdní sezóny (duben, květen); Dušek *et al.* 2013, 2017.

Hodnoty AIC (Akaike informačního kritéria, Lebreton *et al.* 1993) a jejich rozdíly (ΔAIC) byly použity pro výběr modelů, přičemž model s nejnižší hodnotou AIC byl považován za nejlépe vysvětlujících denní míru přežívání (DSR) hnízd obou sledovaných druhů. Modely s ΔAIC≤2 byly také považovány za parsimonní a tedy vysvětlující DSR. U poláka velkého bylo hodnoceno celkem 13 modelů, u poláka chocholačky celkem 12 modelů zahrnující sledované faktory (viz výše) a konstantní DSR.

Průměrná denní míra přežívání hnízd **poláka velkého** byla 0,96±0,01 (95 % CI 0,95-0,97). Modely zahrnující přítomnost hnízda v kolonii racka chechtavého a přítomnost kolonie spolu s načasováním hnízdění se ukázaly jako nejlépe vysvětlující DSR hnízd tohoto druhu. Hnízda lépe přežívala v koloniích racka chechtavého a také pokud zde byla načasována dříve v hnízdní sezóně (tab. 6.). Modely zahrnující konstantní DSR, průměrnou teplotu, úhrn srážek a typ vegetace se ukázaly jako nedostatečně vysvětlující DSR hnízd poláka velkého.

Průměrná denní míra přežívání hnízd **poláka chocholačky** byla 0,96±0,00 (95 % CI 0,95-0,96). Model zahrnující načasování hnízdění, průměrnou teplotu v dubnu a květnu a úhrn srážek v dubnu a květnu nejlépe vysvětloval DSR poláka chocholačky, zároveň s modelem zahrnujícím průměrnou teplotu a srážky (tab.7). Hnízda s datem snesení prvního vejce dříve v hnízdní sezóně přežívala lépe než později snesená hnízda. Lépe také přežívala hnízda při vyšších průměrných teplotách a při nižším úhrnu srážek. Modely obsahující konstantní DSR, faktor přítomnosti hnízda v kolonii a typ vegetace průkazně nevysvětlovaly DSR.

Tab. 6. Výběr modelů vysvětlující denní míru přežívání hnízd poláka velkého.

Model	AICc	Δ AICc	Akaike weight
kolonie	**187.77**	**0.0000**	**0.5864**
kolonie + načasování hnízdění	**188.68**	**0.9028**	**0.3734**
načasování hnízdění + teplota + srážky	194.24	6.4636	0.0232
načasování hnízdění	196.45	8.6746	0.0077
teplota	198.02	10.2462	0.0035
srážky	198.69	10.9153	0.0025
teplota + srážky	198.73	10.9545	0.0024
rákos +kopřivy + ostatní	202.06	14.2836	0.0005
konstantní přežívání (DSR)	203.58	15.8015	0.0002
ostřice	204.69	16.9142	0.0001
rákos	205.56	17.7829	0.0001
rákos + maliny + vrba	206.86	19.0808	0.0000
ostřice+ kopřivy + chrastice	208.36	25.5815	0.0000

Poznámka: AICc = Akaike information criterion with small-sample correction. Δ AICc = AICc difference between the top model (model ranked first) and model i; wi = exp(−Δi /2) = Akaike weight of model *i*.

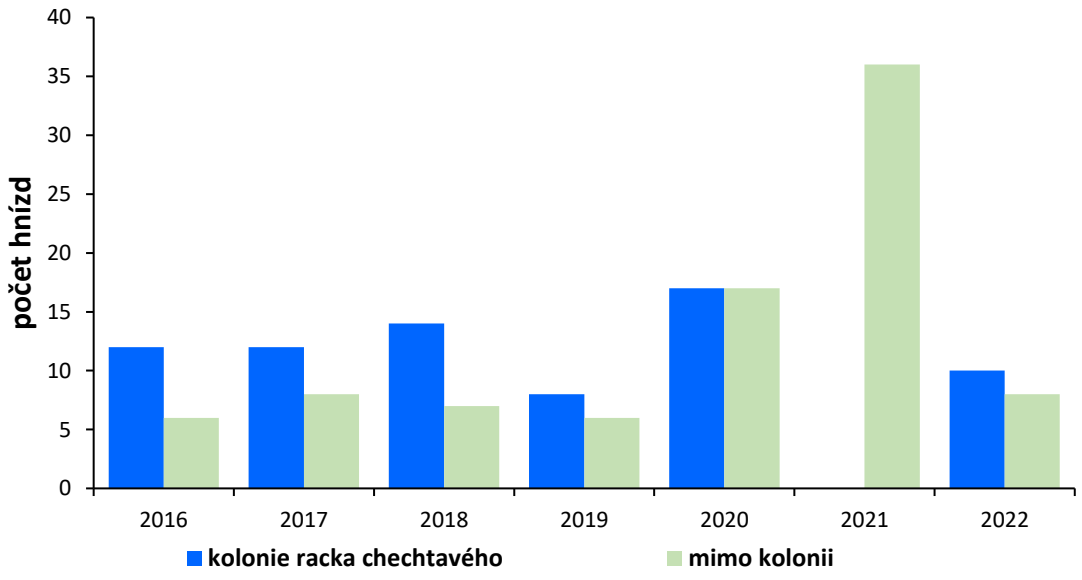
Samice poláka velkého hnízdící v koloniích racků jsou při hnízdění úspěšné, přičemž načasování hnízdění zde hraje významnou roli, zřejmě vzhledem k načasování hnízdění racků. Naopak převažující strategie samic kachen poláka chocholačky využít jako „antipredační deštník“ hnízdící kolonii racků chechtavých se ukazuje jako neúspěšná. V tomto případě může hrát negativní roli pozdější hnízdění tohoto druhu a pravděpodobně nižší míra synchronizace hnízdění s dříve hnízdícími racky.

Lepší míry synchronizace hnízdění pak mohou dosáhnout samice, které snášejí své snůšky dříve, u těch jsme také zjistili jejich vyšší hnízdní úspěšnost. Vzhledem k vysoké preferenci hnízdění poláků chocholaček v koloniích zde také může docházet k negativnímu vlivu vysoké hnízdní hustoty samic a přítomnosti mezidruhového i vnitrodruhového hnízdního parazitizmu na hnízdní úspěšnost.

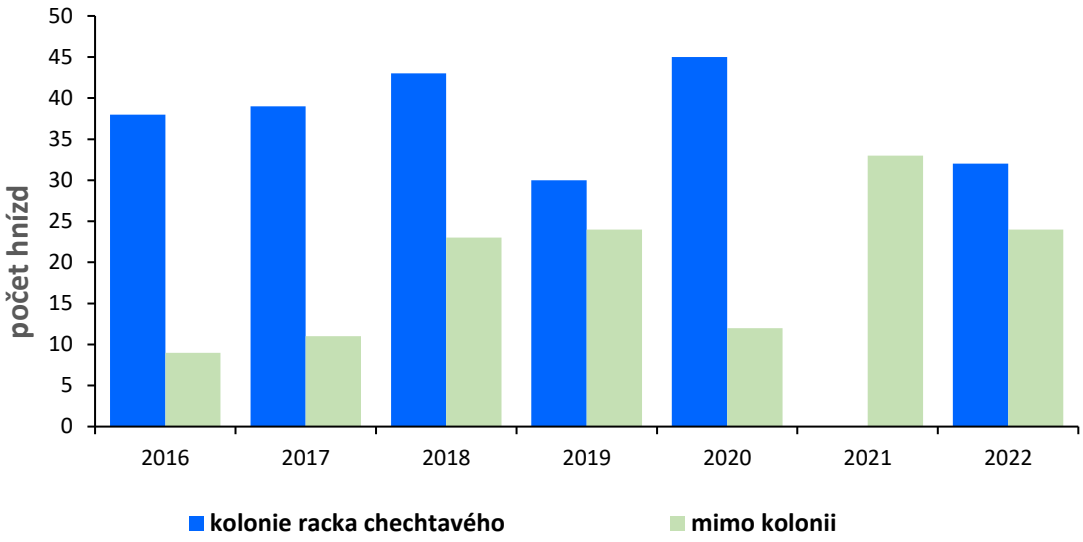
Tab. 7. Výběr modelů vysvětlující denní míru přežívání hnízd poláka chocholačky.

Model	AICc	Δ AICc	Akaike weight
načasování hnízdění + teplota + srážky	**352.96**	**0.0000**	**0.6184**
teplota + srážky	**353.92**	**0.9669**	**0.3814**
chrastice	370.66	17.6998	0.0001
ostřice+ kopřivy + chrastice	371.46	18.4977	0.0001
načasování hnízdění	373.64	20.6847	0.0000
kolonie + načasování hnízdění	373.81	20.8494	0.0000
kolonie	374.40	21.4458	0.0000
konstantní přežívání (DSR)	375.27	22.3099	0.0000
rákos + maliny + vrba	376.71	23.7570	0.0000
rásko	377.25	24.2979	0.0000
ostřice	377.27	24.3137	0.0001
rákos +kopřivy + ostatní	378.27	25.3163	0.0000

Poznámka: AICc = Akaike information criterion with small-sample correction. Δ AICc = AICc difference between the top model (model ranked first) and model i; wi = exp(−Δi /2) = Akaike weight of model *i*.



Obr. 28. Hnízda **poláka velkého** v koloniích racka chechtavého a mimo kolonie (CHKO Třeboňsko a okolí v letech 2016-2022).



Obr. 29. Hnízda **poláka chocholačky** v koloniích racka chechtavého a mimo kolonie (CHKO Třeboňsko v letech 2016-2022).

6.2. Management vegetačního pokryvu hnízdních biotopů

Rákosové porosty (rákos obecný *Phragmites australis*, orobinec širolistý *Typha latifolia*) jsou pevnou součástí okrajů rybníků a mají propletený kořenový systém. Většinou jsou dominující vegetací a tvoří vysoké, jednotné porosty. Rákos je velmi přizpůsobivý rostlinný druh, který roste v různých výškách vodní hladiny, běžně toleruje výšku vodní hladiny cca 60 cm, ve větších hloubkách však rostlina slábne. Orobinec a skřípinec jezerní (*Schoenoplectus lacustris*) vyžadují vyšší vodní hladinu, zatímco např. chrastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*) a zblochan vodní (*Glyceria maxima*) se častěji vyskytují v menších hloubkách. Pokud jsou břehy na jaře dostatečně zaplaveny, představují tyto rostliny skvělý úkryt pro mnoho vodních druhů ptáků. Suchý rákos z předchozího vegetačního období, může poskytovat úkryt brzy na jaře, kdy vegetace není ještě rozrostlá. Rákosiny jsou ptáky využívány jako úkryt před predátory, místo k hnízdění, ale i k lovu a hledání potravy. Ptačí druhy, které se zde nejčastěji vyskytují jsou: rákosníci, volavky, bukači, moták pochop, kachny, lysky a potápky. Blíže ke břehům se pak vyskytují např. cvrčilky a chřástalovití (Broyer *et al.* 2016).

Rychle rostoucí vegetace pokrývá sezónně část litorální zóny vodní hladiny rybníků. Nachází se zde rostlinné druhy, které mohou prostupovat i do porostu rákosin, patří mezi ně např. kosatce, ale i další rostliny charakteristické pro vlhké louky a mokřady jako je např. svízel nebo pryskyřník. Nízká rychle rostoucí vegetace v průměrné výšce okolo 30 cm je atraktivní zejména pro hnízdění racků, kteří svou agresivitou vytvářejí antipredační ochranu a tím lákají i jiné druhy k hnízdění „pod jejich ochranou“; viz výše. Pokud není rychle rostoucí vegetace vzrostlá v přílišné denzitě a je prostupná, s možností dosahu vodní hladiny, je to prostředí atraktivní pro hnízdění kachen a jiného vodního ptactva. Tato vegetace, zejména na počátku hnízdní sezóny představuje příležitost k úkrytu hnízda (Broyer *et al.* 2016)

Vegetace se může rok od roku stávat pro ptáky méně prostupnou a časem i začne vytlačovat vzácnější rostlinné druhy. Je proto potřeba provádět určitou „údržbu“ vegetace. Je vhodné pomocí *sečení/kosení* nejlépe na konci hnízdního období (koncem srpna), či každé dva roky „osvěžit“ porost,

který se tak vyvine v prostředí vhodné pro hnízdění kachen. Podpůrným krokem také může být *otevření vegetace – vytvářením kanálů* či volných ploch pomocí kosení. Je vhodné pečovat o porosty takto každý rok, či každé dva roky, protože to zvyšuje kapacitu vhodných a z vody dobře dostupných míst k hnízdění.

Rákosové porosty jsou z pohledu produkce ryb i diverzity hmyzu (Kolář *et al.* 2023) někdy nežádoucí, protože zadržují sediment, přispívají k procesu usazování dalších sedimentů a postupně se rozrůstají a ubírají prostor rybám. Na základě určitých opatření mohou rákosiny prospět fauně, aniž by to ovlivnilo produktivitu ryb v rybníce. Větší počet ptačích druhů hnízdí na rybnících, kde rákosiny pokrývají min. 10% vodní plochy rybníku, ideálně by to mělo být 15–20 % (Broyer *et al.* 2016).

Pro udržení rozmanité avifauny je nezbytná přítomnost vodního gradientu v rákosinách – např. polák velký – preferuje 10 až 30 cm hloubku pro stavbu hnízda, zatímco volavka červená vyžaduje hloubku 30 až 50 cm. Dobře rozrostlé rákosiny, které dosahují šířky nejméně 15 m pak mohou být mozaikovitě prosekávány. Nejlépe se osvědčil systém kanálů, které jsou cca 5 m (až 10) široké a otevírají tak vodní hladinu – na těchto místech lze kanály lépe udržovat ještě i prohloubením dna do 70 až 80 cm (Broyer *et al.* 2016).

Tab. 8. Kosení porostu na celé ploše (= ano) nebo části ostrovů Naděje a Rod v hnízdních sezónách 2016-2022.

rok	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Naděje	ano	ano	ne	ano	částečně	částečně	ano
Rod	ano	ne	ano	ano	částečně	částečně	ano

Obr. 30. Ostrůvek na rybníku Rod **po částečném kosení** před hnízdní sezónou 2021.

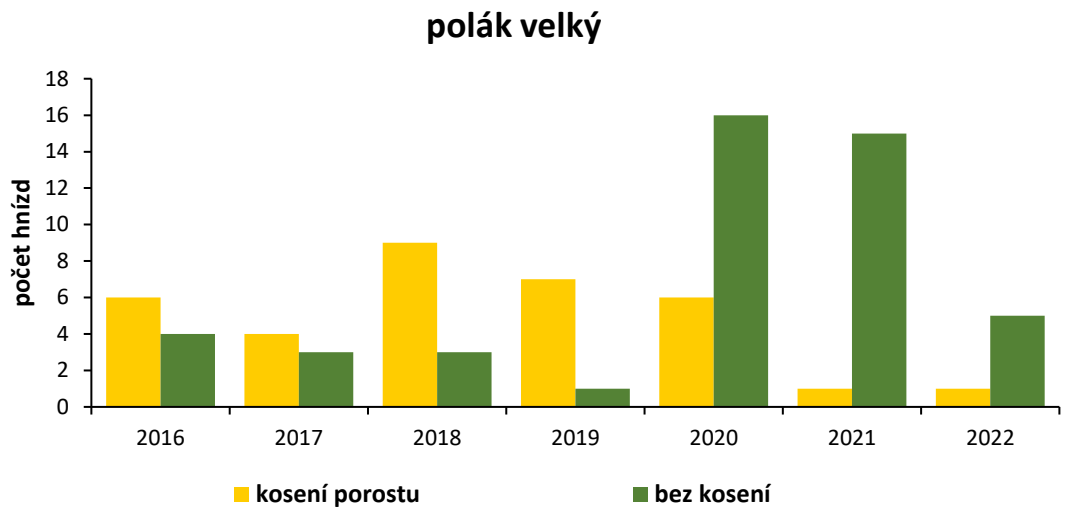
V podmínkách rybníků Rod a Naděje (CHKO Třeboňsko) docházelo v letech 2016-2022 v mimohnízdním období (zima nebo předjaří) k managementu vegetačního pokryvu (kosení rákosové i keřové vegetace) na hnízdních ostrůvcích (1 ostrůvek na rybníku Rod a 2 ostrůvky na rybníku Naděje). Kosení probíhalo na celé ploše hnízdních ostrovů nebo na jejich části (cca polovině, viz obr. 30). Na hnízdních ostrovech probíhalo vyhledávání a následné kontroly hnízd kachen. Na základě těchto dat byla hodnocena preference umístění hnízda v kosené a nekosené části ostrova, načasování hnízdění a dále vliv kosení (tj. umístění hnízda v koseném a nekoseném porostu) na pravděpodobnost líhnutí mláďat těchto druhů kachen: kachny divoké, kopřivky obecné, zrzohlávky rudozobé, poláka velkého a poláka chocholačky.

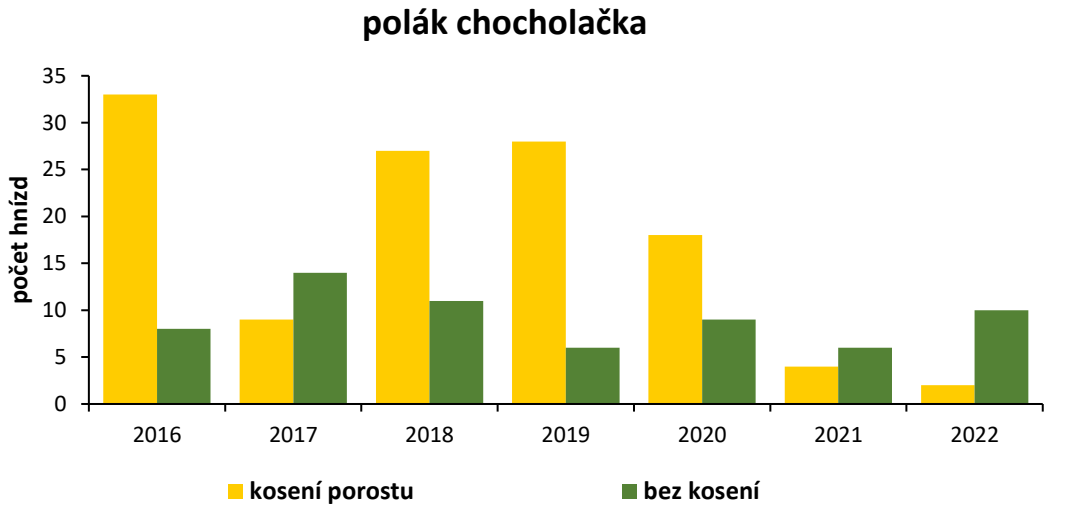
Samice zrzohlávky rudozobé průkazně preferovaly pro svá hnízda pokosené porosty (ANOVA=4,863; df=2; p>0,05). Samice kopřivky obecné si naopak vybíraly nepokosené porosty, tento vztah byl ovšem na hranici průkaznosti (ANOVA=4,409; df=2; p=0,058). U ostatních druhů kachen preference typu managementu nebyla prokázána: polák velký (ANOVA=0,517; df=2; p=0,486), polák chocholačka (ANOVA=2,829; df=2; p=0,118) a kachna divoká (ANOVA=0,543; df=2; p=0,475). Podrobný přehled hnízd jednotlivých druhů při různém typu managementu viz obr. 31 a 32.

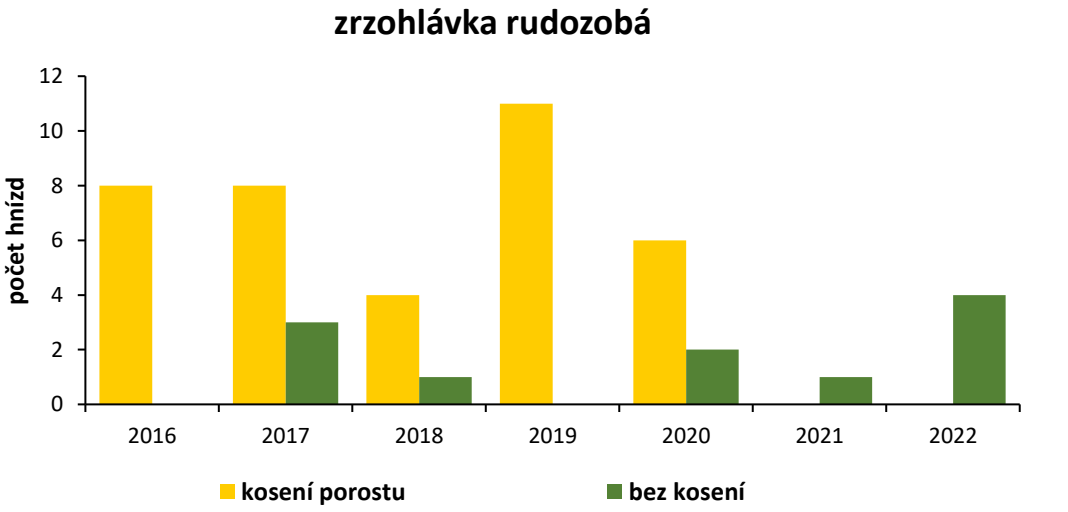
Tab. 9. Vliv managementu porostu (kosení) na hnízdních ostrovech na úspěšnost hnízd (tj. pravděpodobnost, že se vylíhne aspoň jedno mládě) kachny divoké, kopřivky obecné, zrzohlávky rudozobé, poláka velkého a poláka chocholačky v letech 2016–2022.

druh	**kachna divoká**	**kopřivka obecná**	**zrzohlávka rudozobá**	**polák velký**	**polák chocholačka**
Management	0.543	1.201	0.961	0.0165	−0.277
	(0.355)	(0.378)	(0.195)	(0.979)	(0.495)
Rybník					
Naděje	ref.	ref.	ref.	ref.	ref.
Rod	−0.686	−1.783	−1.065	−0.732	**−0.890****
	(0.219)	(0.173)	(0.076)	(0.245)	**(0.010)**
Intercept	0.6739	1.128	1.026*	0.776	0.757
	(0.058)	(0.345)	(0.033)	(0.182)	(0.062)
Var (náhodný efekt roku)	0.0429	< 0.0001	< 0.0001	0.113	0.470
	(0.879)	(1.000)	(1.000)	(1.000)	(0.222)
Počet hnízd	76	16	57	61	61

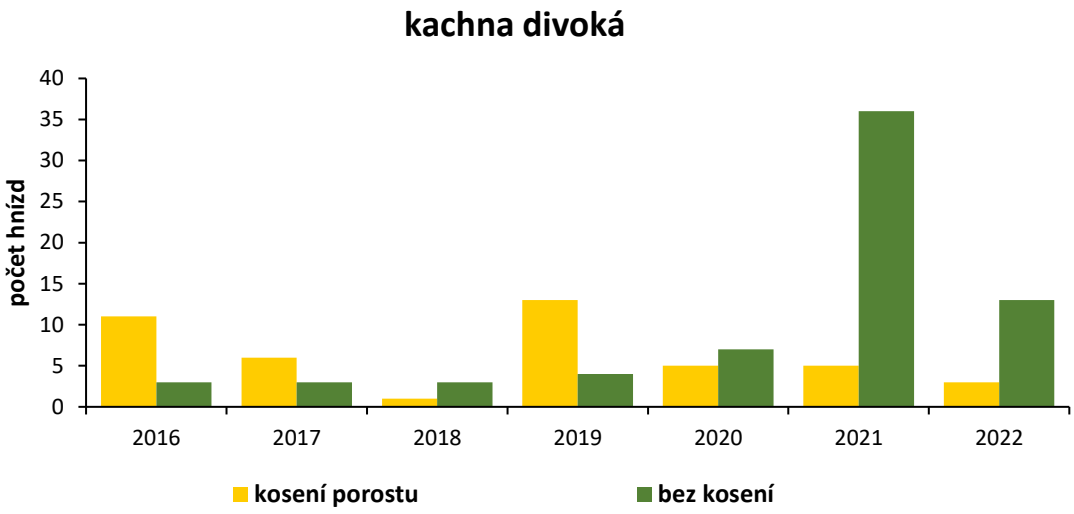
Poznámka: *V závorkách jsou uvedeny p-hodnoty; * p < 0.05, ** p < 0.01, *** p < 0.001. Regresní koeficienty v modelu jsou vztaženy k pravděpodobnosti úhynu mláďat (nikoliv přežití), negativní koeficient v tomto případě znamená vyšší přežívání mláďat poláka chocholačky. Každý sloupec prezentuje výsledky jednoho logistického regresního modelu. Modely jsou odhadovány pro každý druh zvlášť a obsahují náhodný efekt na úrovni jednotlivých let (kvůli meziročním rozdílům v externích faktorech, jako je např. počasí nebo výskyt predátorů v dané lokalitě).*

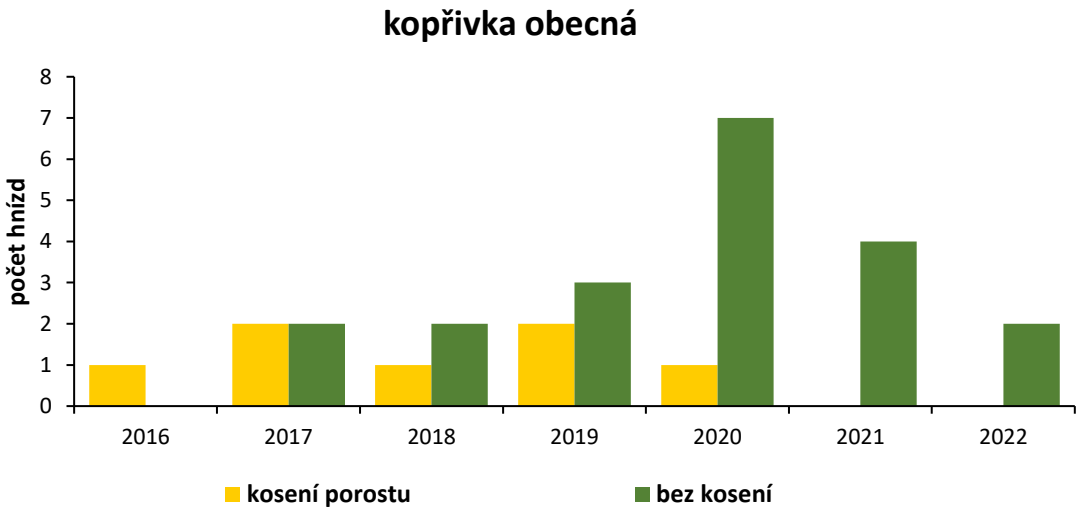






Obr. 31. Hnízda **poláka velkého, poláka chocholačky** a **zrzohlávky rudozobé** v pokosených a nepokosených částech hnízdních ostrovů na rybnících Rod a Naděje (CHKO Třeboňsko) v letech 2016-2022.



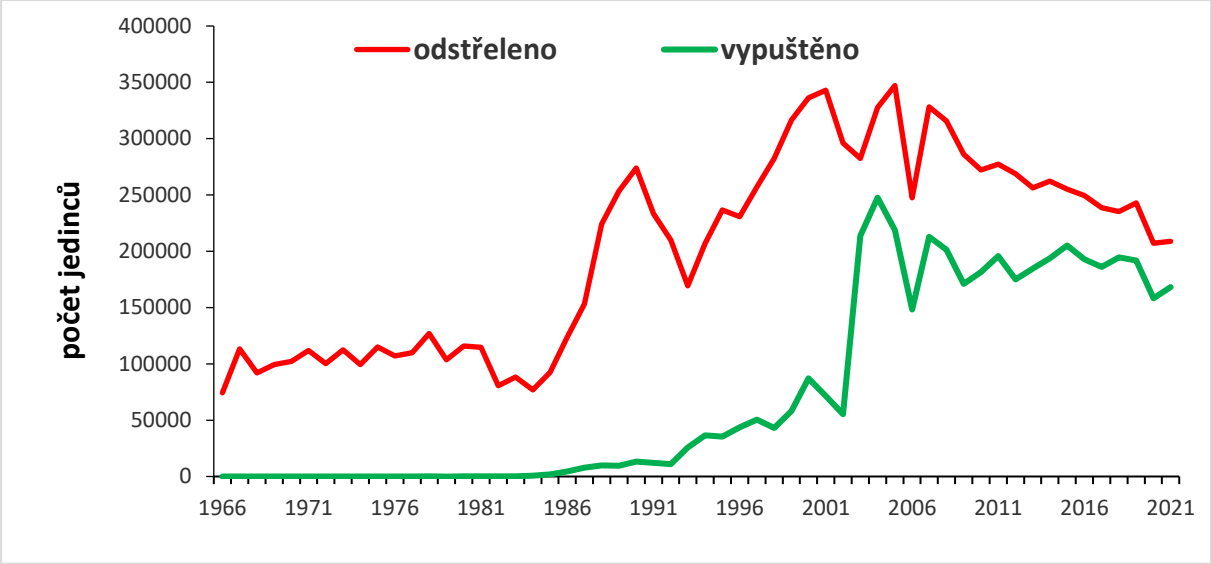


Obr. 32. Hnízda kachny divoké a **kopřivky obecné** v pokosených a nepokosených částech hnízdních ostrovů na rybnících Rod a Naděje (CHKO Třeboňsko) v letech 2016-2022.

Při hodnocení vlivu managementu vegetačního pokryvu (kosení rákosové i keřové vegetace) na hnízdní úspěšnost kachny divoké, kopřivky obecné, zrzohlávky rudozobé, poláka velkého a poláka chocholačky v letech 2016–2022 hnízdících na ostrovech na rybníku Naděje a Rod nebyly u žádného druhu zjištěny statisticky průkazné rozdíly způsobu managementu na pravděpodobnost, že se vylíhne aspoň jedno mládě. Vyšší pravděpodobnost líhnutí mláďat byla zjištěna na rybníku Rod u poláka chocholačky, kde mohla vyšší úspěšnost líhnutí souviset s přítomností hnízdní kolonie racků chechtavých (viz kap. 6.1.). Vzhledem k tomu, že regresní koeficienty v modelu jsou vztaženy k pravděpodobnosti úhynu mláďat (tedy mortality nikoliv přežití), negativní koeficient v tomto případě znamená vyšší přežívání mláďat poláka chocholačky.

6.3. Vypouštění uměle odchovaných kachen divokých

Výrazný pokles početnosti mnohých druhů vodních ptáků na počátku 80. let 20. století (Musil & Fuchs 1994, Musil *at al.* 2001) vyvolal různé reakce zájmových skupin (*stakeholders*). Myslivecká sdružení přistoupila na většině území České republiky k relativně jednoduchému řešení, tj. k vypouštění uměle odchovaných kachen divokých. Tato praxe vedla k nárůstu počtu odstřelených kachen (Musil *et al.* 2001, Musil 2006b), které jsou silně ovlivněny vysokými počty uměle odchovaných a vypuštěných kachen divokých (obr. 33). V dlouhodobém měřítku (1966–2008) narůstají počty zimujících kachen divokých na celém území České republiky (Musil *et al.* 2011, v krátkodobějším měřítku je nárůst početnosti zimujících kachen divokých pozorovatelný jen na rybnících (Musilová *et al.* 2018a, 2021). Početnost hnízdní populace kachny divoké je na jihočeských rybnících v letech 1981-2021 považována za stabilní.



Obr. 33. Vývoj počtu odstřelených a vypuštěných **kachen divokých** na území České republiky (data viz Myslivecké statistiky, MZe ČR; Červený & Koubek 2021, Červený *et al.* 2023)

Vypouštění uměle odchovaných kachen divokých ale může ovlivnit divoce hnízdící kachny divoké i další druhy kachen. Zejména rodinky kachen jsou na rybnících vystaveny potravní kompetici rybích obsádek a zmíněné vypouštění může být dalším negativním faktorem ovlivňujícím početnost rodinek na jednotlivých rybnících, a tedy i výslednou reprodukční úspěšnost kachen. Údaje o počtu rodinek kachen byly získány při Monitoringu hnízdních populací vodních ptáků, který byl prováděn na **173 rybnících Třeboňska, Kardašořečicka a Soběslavska** (jižní Čechy 48.9685–49.2647 N, 14.6622–14.9007 E; viz obr. 20) při 9 kontrolách v průběhu hnízdní sezóny (od května do srpna) v letech 2004–2022. Sčítání bylo prováděno z pevně určených bodů, z nichž bylo možno kontrolovat celou vodní hladinu konkrétního rybníka. Celková doba sčítání byla vždy přizpůsobena velikosti rybníka, celkové početnosti vodních ptáků i povětrnostním podmínkám.

Při sčítání rodinek kachen byl zaznamenáván počet mláďat a jejich stáří v jednotlivých rodinkách, a případně i údaje o mezidruhovém hnízdním parasitismu. Stanovení **počtu rodinek** pro jednotlivé druhy kachen na jednotlivých rybnících bylo založeno na identifikaci jednotlivých rodinek, a to podle počtu a věku mláďat (Gollop & Marshall 1954; Du Rau *et al.* 2003; Musil *et al.* 2017; Poláková *et al.* 2018), případně podle individuálního značení samic vodících mláďata. **Počet druhů vodních ptáků** byl stanoven jako průměrný počet druhů zjištěný při 9 kontrolách v průběhu hnízdní sezóny (od dubna do srpna), což představuje hodnotu vyjadřující diversitu společenstev vodních ptáků v průběhu hnízdní celé hnízdní sezóny.

U většiny zkoumaných druhů kachen byl zjištěn nadměrný počet nulových hodnot (žádné zjištěné rodinky na většině jednotlivých rybníků), a proto byl analyzován vliv přítomnosti uměle odchovaných kachen pomocí tzv. zero-inflated varianty modelu poissonovské regrese (např. Long 1997). Jedná se o modely, které obsahují kromě klasického modelu čítací regrese Poissonova typu ještě komponentu logistické regrese, která posiluje pravděpodobnost výskytu nulových hodnot (viz tab. 10, 11). V obou dvou komponentách (čítací i logistické) uvažujeme možný vliv přítomnosti uměle odchovaných kachen. Pro odhad jsme použili funkci zip v programu Stata 17 (StataCorp 2021).

Pomocí regresní analýzy jsme rovněž zkoumali vliv přítomnosti uměle odchovaných kachen na počet druhů vodních ptáků. V tomto případě nešlo o celočíselnou závisle proměnnou, neboť každé pozorování je v tomto případě průměrem z výsledků několika kontrol; rovněž zde nedocházelo k nadměrnému výskytu nulových hodnot. Abychom nicméně zachovali podobný analytický přístup jako v případě analýzy početnosti, použili jsme model tzv. quasi-Poissonovy regrese, tj. model Poissonovy regrese, který připouští i neceločíselné vstupy a je odhadován metodou quasi-maximum likelihood (QML).

Tab. 10. Počet rodinek jednotlivých druhů kachen a průměrný **počet druhů** (průměr ± standardní chyba) na rybnících bez a s **vypouštěním kachen**. Výsledky čítací regrese useknuté Poissonovy regrese a logistické regrese jsou uvedeny v podobě regresních koeficientů a hladin významnosti (* p < 0.05, ** p < 0.01, *** p < 0.001).

Druh	bez vypouštění	s vypouštěním	čítací regrese	logistická regrese
kachna divoká	0.51 ± 1.28	0.49 ±1.04	-0.172 (0.332)	-0.205 (0.472)
kopřivka obecná	0.32 ± 0.89	0.35 ± 0.94	-0.065 (0.770)	-0.227 (0.465)
zrzohlávka rudozobá	0.09 ± 0.42	0.18 ± 0.77	**0,669 (0.028) ***	-0.032 (0.931)
polák velký	0.37 ± 1.27	0.63 ± 2.040	**0.380 (0.004) ****	-0.191 (0.390)
polák chocholačka	0.37 ± 2.06	0.51 ± 2.88	-0.195 (0.161)	**-0.612 (0.009) ****
hohol severní	0.10 ± 0.42	0.07 ± 0.34	-0.224 (0.709)	0.111 (0.863)
počet druhů	3.00 ± 2.50	4.21 ± 2.42	**0.341 (0.001) *****	

Tab. 11. Vztah mezi **počtem rodinek jednotlivých druhů kachen** a průměrným **počtem druhů** a počtem **vypuštěných kachen.**

Druh	čítací regrese	logistická regrese
kachna divoká	-0.001 (0.339)	-0.001 (0.630)
kopřivka obecná	0.065 (0.203)	0.001 (0.747)
zrzohlávka rudozobá	0.001 (0.243)	-0.032 (0.931)
polák velký	-0.001 (0.166)	-0.001 (0.122)
polák chocholačka	**-0.002 (0.003) ****	**-0.003 (0.001) ****
hohol severní	-0.001 (0.425)	0.111 (0.382)
počet druhů	**0.001 (<0.000) *****	

Vypouštění kachen má vliv na počet rodinek poláka velkého a zrzohlávky rudozobé, kde byl počet rodinek na rybnících s vypouštěním uměle odchovaných kachen divokých vyšší než na rybnících bez vypouštění. U poláka chocholačky rostla pravděpodobnost, že bude detekován nenulový počet rodinek, s počtem vypouštěných mláďat kachny divoké. U ostatních druhů kachen, jako je kachna divoká, kopřivka obecná a hohol severní, nebyly zjištěny statisticky významné rozdíly v počtu rodinek mezi rybníky bez a s vypouštěním kachen.

Průměrný počet druhů byl vyšší na rybnících s vypouštěním kachen divokých. Počet druhů vodních ptáků také pozitivně koreluje s počtem vypuštěných kachen, což neodpovídá výsledkům ze švédských eutrofních mokřadů, kde nebyl zjištěn statisticky průkazný vliv vypouštění uměle odchovaných kachen divokých na počet druhů vodních ptáků (Söderquist *et al.* 2021).

Výše zjištěné výsledky tak nedokládají negativní vliv vypouštění uměle odchovaných kachen divokých na počet rodinek většiny jednotlivých druhů kachen ani na počet druhů vodních ptáků. K vypouštění zřejmě dochází na rybnících, které jsou vhodné i pro jiné druhy kachen, resp. i další druhy vodních ptáků.

Volně žijící populace kachny divoké byly silně ovlivněny domestifikací a vypouštěním uměle odchovaných jedinců kachny divoké v posledních desetiletích v Eurasii i Severní Americe. Přesto lze kachnu divokou po celé Holoarktidě považovat za stéle geneticky původní odolávající antropogenním tlakům (Champagnon *et al.* 2013; Söderquist *et al.* 2017; Lavretsky *et al*. 2023). Jedním z nejvýraznějších tlaků je vypouštění selektovaných uměle odchovaných kachen divokých pro lovecké/myslivecké účely, jen v Evropě je každoročně vypouštěno 4 až 5 milionů jedinců (Madden 2021, Söderquist *et al.* 2021, Champagnon *et al.* 2023). Tyto tlaky ale mohou způsobovat selekce určitého znaku u uměle odchovaných jedinců, např. vyšší tělesná hmotnost či větší snůšky v chovech, není však později ve volné přírodě pro kachny výhodná (Lynch & O'Hely 2001).

Bylo však zjištěno, že uměle odchované a vypuštěné kachny divoké mají nižší míru přežívání, než jedinci narození ve volné přírodě (Champagnon *et al.* 2012; Söderquist *et al.* 2013) avšak navzdory vysoké úmrtnosti přežívají první rok života desítky tisíc odchovaných kachen divokých, (Champagnon *et al*. 2016) a mohou se pak zapojit do reprodukce divokých populací.

6.4. Alternativní hnízdní možnosti – umělé plovoucí ostrovy

K úbytku plochy litorálních porostů (Janda & Květ 1993, Kolář *et al.* 2023) a změně jejich druhového složení dochází na rybnících v posledních desetiletích velice intenzivně. Cenné porosty rákosu (*Phragmites australis*) a vysokých ostřic (*Carex* spp.) jsou často nahrazovány např. zblochanem vodním (Glyceria maxima), orobincem širokolistým (*Typha latifolia*) nebo chrasticí rákosovitou (*Phalaris arundinacea*) (IUCN 1996, Musil *et al.* 2001, Francová *et al.* 2019). Příčina úbytku a strukturálních změn litorální vegetace opět úzce souvisí se změnami rybničního hospodaření v průběhu 20. století vedoucí k vysokým násadám především kapra obecného. Vysoké obsádky kapra obecného v rybnících způsobují spásání a mechanické poškozování submerzních makrofyt (Broyer & Curtet 2012, Čížková *et al.* 2017, Svidenský *et al.* 2021). K degradaci litorálu dochází také při bagrování rybničního dna pro rozšíření volné vodní hladiny a zvýšení objemu rybníka potřebného k zajištění prostředí pro vysoké denzity rybích obsádek (Čížková *et al.* 2017, Kolář *et al.* 2023). Přímá likvidace vegetace pak také nastává kosením nebo spásáním herbivorními druhy vodních ptáků (např. husa velká *Anser anser*, labuť velká *Cygnus olor*, Noordhuis *et al.* 2002).

Zánik hnízdních biotopů, zejména úbytek litorálních porostů (Kolář *et al*. 2023), negativně ovlivňují reprodukční úspěšnost vodních ptáků v podmínkách ČR (viz výše). Jedním z klíčových řešení, které eliminuje omezenou nabídku hnízdních možností pro vodní ptáky a následně vede ke zvýšení jejich hnízdní úspěšnosti, je instalace umělých plovoucích ostrovů (dále jen PO). Ostrovy představují v intenzivně využívané krajině cenné prvky. Jejich izolovanost umožňuje přežití živočišných druhů, které jinde nenacházejí vhodné podmínky pro rozmnožování. Jedná se především o vodní ptáky hnízdící na zemi, kteří jsou navíc vystaveni vysokému predačnímu tlaku ze strany savčích i ptačích predátorů (Ricklefs 1969; Martin 1993).

PO má vždy konstrukční prvky (nosnou plochu, plováky) a rostlinný pokryv, který se obvykle skládá ze tří vrstev. Svrchní vrstvu vytváří vysázená vegetace. Středová vrstva je tvořena organickou

rohoží, která poskytuje materiál pro zafixování rostlin. Rohož může být tvořena z různých materiálů (např. z kokosových vláken, rašeliny atd.). Ve vrstvě rohože se zachycuje rozkládající se biomasa a detrit, který pak využívají další organismy (Yeh *et al*. 2015). Smyslem použití rohoží je vytvoření substrátu pro rychlé zakořenění a rozvoj vegetace, která je na ostrově vysazená. Výhodou organické rohože je její biodegradovatelnost. Třetí částí plovoucího ostrova je samotný kořenový systém rozvíjející se pod vodní hladinou (Chang *et al*. 2017).

PO primárně sloužily ke zlepšení stavu vodního prostředí. Mají čtyři základní funkce (Nakamura & Shimatani 1997; Yeh *et al*. 2015): 1) čištění vody, 2) zajišťování životního prostředí určitým druhům živočichů, 3) ochrana před erozí a 4) zlepšení krajinného rázu. Přestože se PO využívají v mnoha zemích (např. v Číně, Anglii, Německu, Japonsku, Koreji a na Tchaj-wanu), nejpoužívanější jsou v Japonsku, kde již bylo vytvořeno více než 70 000 m^2 vegetačních platforem, které pomáhají zmírňovat účinky eutrofizace (Nakamura & Mueller 2008).

Koncem 60. let 20. století Mathisen (1969) poprvé zaznamenal, že potáplice lední (*Gavia immer*) využila ke hnízdění uměle vytvořenou ostřicovou rohož o rozloze 3-10 m^2, která byla původně určena jako odpočívadlo pro kachny. Během následujícího desetiletí začali biologové umísťovat cedrové kmeny a ostřicové rohože do teritorií potáplic na lokality, na kterých docházelo k selhání hnízdění v důsledku kolísání vodní hladiny (McIntyre & Mathisen 1977, Sutcliffe 1979). Umělé rohože se postupně staly standardním nástrojem managementu, který v různé míře využívali ochránci přírody ve Velké Británii. Následovaly četné studie prováděné od 70. let 20. století, které ukázaly, že vodní ptáci, zejména potáplice lední, potáplice severní (*Gavia arctica*) a potáplice malá (*Gavia stellata*) přijímají uměle vytvořené rohože a úspěšně zde vyvádějí svá mláďata, a to i v místech, kde docházelo k výrazným výkyvům vodní hladiny (Eades 1970; McIntyre & Mathisen 1977; Dunlop *et al*. 1991; Lampman *et al*. 1996; Merrie 1996; Ricca & Miles 2009).

Studie, kterou provedl Giroux (1981) v Kanadě poskytla informace o pozitivním dopadu PO na reprodukční úspěšnost kopřivky obecné (*Anas strepera*), kachny divoké (*Anas platyrhynchos*) a poláka vlnkovaného (*Aythya affinis*). Ptáci preferovali menší ostrovy, které byly hustě zarostlé makrofytní vegetací a relativně dost vzdálené od břehu. PO představují náhradní hnízdní stanoviště i pro rybáka obecného (*Sterna hirundo*). Na jezeře Druzno v severním Polsku byly během let 2017-2020 instalovány tři umělé plošiny pro rybáky obecné. Rybáci je akceptovali ihned po jejich výstavbě a začali na nich hnízdit. Počet hnízdících párů na plošinách byl v roce 2020 vyšší než celkový počet párů hnízdících v rezervaci v letech 2010-2018. V roce 2020 se v jezeře zvedla hladina vody natolik, že zaplavila všechna hnízda umístěná v přirozených habitatech. Pouze rybáci, kteří hnízdili na umělých plošinách úspěšně vyhnízdili. Instalace umělých ostrovů navíc přispěla k navýšení počtu rybáka obecného i v následujících letech po instalaci plošin, což bylo pravděpodobně důsledkem úspěšného hnízdění (Manikowska–Ślepowrońska *et al.* 2022).

Zásadní výhodou PO je, že se vznášejí a přizpůsobují se kolísání vodní hladiny v nádržích. Navíc nejsou náchylné k erozi a jsou izolované od rušivých vlivů člověka (Dunlop *et al*. 1991; Lampman *et al*. 1996; Quinn & Sirdevan 1998; Jenniges & Plettner 2008). PO také poskytují bezpečná a nepřístupná útočiště pro hnízdící ptáky, čímž mohou pozitivně ovlivňovat snižování rizika predace. Piper *et al*. (2002) zjistili, že míra predace potáplic ledních byla v přirozených habitatech vyšší v porovnání s umělými plovoucími platformami. Nicméně, studií, které by se detailně zabývaly rizikem predace na PO, je málo (Norman 1987; Piper *et al*. 2002; DeSorbo *et al*. 2007).

V současné době existují různá technická řešení PO. Rybáci a racci využívají především holé ostrovy s řídkou vegetací (Burgess & Hirons 1992). Kachny naopak preferují vyšší a hustší vegetaci, která poskytuje přirozený kryt před predátory (Clark & Shutler 1999). PO musí být vždy navrženy tak, aby

vyhovovaly specifickým potřebám cílového druhu. Při jejich výstavbě musejí být zohledněny i podmínky vodního prostředí, ve kterém má být ostrov umístěn. Plovoucí ostrovy umožňující společná hnízdiště kachen, racků a rybáků a pak přináší výhody v podobě „antipredačního deštníku“ (blíže kapitola 6.1, viz také Väänänen 2000, Väänänen *et al.* 2016).

Přestože má využívání umělých plovoucích ostrovů pro hnízdění vodních ptáků v některých zahraničních státech již delší tradici a ukazuje se jako vysoce efektivní (Quinn & Sirdevan 1998, Hancock 2000, Nummi *et al*. 2013), na území České republiky se tento přístup teprve začíná prosazovat (obr 34).

Obr. 34. Umělý plovoucí ostrov (NPP rybník Krvavý – okres Jindřichův Hradec, foto Tomáš Jůnek)

7. Shrnutí a doporučení pro management rybníků

Metodika managementu rybničních lokalit (jednotlivých rybníků i rybničních soustav), která podporuje produktivitu cílových druhů vodních ptáků, vychází jak z dostupných literárních poznatků, tak z analýz dat získaných v průběhu řešení projektu TAČR PPŽ SS01010280*: Optimalizace managementu rybničních lokalit směřující k zachování biodiversity v podmínkách klimatických změn.* Koncepčně navazuje na *Metodiku monitoringu hnízdních populací vodních ptáků* (Výstup SS01010280-V2), která je také výstupem zmíněného projektu.

Metodika se zaměřuje především na následující cílové druhy vodních ptáků: **polák velký, polák chocholačka a hohol severní**, invertivorní druhy nejvíce postiženy změnami rybničních ekosystémů, které se projevily poklesem jejich početnosti. Jejich zranitelnost je násobena tím, že se bezobratlými živí mláďata, která mají omezené možnosti přesunu na jiné lokality (viz kap. 3.1 cílové druhy). V některých analýzách jsou cílovými i další druhy ptáků ekologicky vázané na mokřadní biotopy (viz kap. 4, 5.4. aj.) a jejichž mláďata jsou potravně závislá na vodních bezobratlých.

Následující text obsahuje shrnutí poznatků o dvou identifikovaných **klíčových faktorech**, které ovlivňují produktivitu cílových druhů vodních ptáků: **potravní podmínky a hnízdní možnosti**. Jsou zde zmíněny **indikační parametry** vhodné pro sledování a následné hodnocení klíčových faktorů a zároveň **doporučený management** rybničních soustav směřující k dostatečným potravním podmínkám a hnízdním možnostem (modré boxy). Produktivita cílových druhů (počet vyvedených mláďat) je zde považována za **identifikátor** hodnotící úspěšnost doporučených managementových opatření. Identifikace jednotlivých klíčových faktorů, stanovení parametrů a doporučený management vycházejí z vědeckých poznatků (zelené boxy), přehled viz obr. 35.

POTRAVNÍ PODMÍNKY

1. **Vysoká biomasa a pestré druhové složení vodních bezobratlých** v rybníce prokazatelně zvyšuje produktivitu cílových druhů vodních ptáků.

- Rodinky invertivorních potápivých kachen i ostatních druhů vodních ptáků preferují rybníky s vyšší diverzitou a zejména s vyšší biomasou vodních bezobratlých (obr. 6 a 7).
- Prokázali jsme, že rodinky cílového druhu poláka velkého dosahují vyššího přežívání na rybnících s vyšší průhledností vody (tab. 5), tj. vyšší biomasou a pestřejším druhovým složením vodních bezobratlých, viz obr. 5.
- V rámci rybničních soustav dochází prokazatelně k přesunům rodinek poláka velkého za vhodnější potravou v raném a senzitivním stáří mláďat (tab. 4).
- Počty rodinek 9 druhů vodních ptáků rostl s rostoucím podílem mokřadů v okolí rybníka. Preferovány byly rybníky s vyšším zastoupení rybníků v okolí, tedy např. ležící uvnitř rybničních soustav (obr. 21, tab. 3).
- Vysoká biomasa a pestré druhové složení vodních bezobratlých v rybnících má vyšší význam v rámci celých rybničních soustav než u solitérních rybníků.

2. Vhodnost potravních podmínek je závislá na **způsobu rybničního hospodaření.**

- Vodní ptáci a ryby sdílejí stejný typ vodního prostředí. V případě cílových druhů (invertivorních) sdílejí i stejný druh potravy. Potravní podmínky pro cílové druhy lze ovlivnit způsobem rybničního hospodaření, přičemž významnou roli hraje hustota rybí obsádky a dále druhové a věkové složení rybí obsádky.

- V různých typech mokřadních biotopů byl prokázán negativní vliv denzity ryb na vodní ptáky a jejich reprodukční úspěšnost (Gilles 1994, Fox *et al*. 2016 Nummi *et al*. 2016, Broyer *et al.* 2017).
- Vysoké rybí obsádky negativně ovlivňují průhlednost vody, rozvoj vodních makrofyt a další složky rybničních ekosystémů.
- Příznivé potravní podmínky pro cílové druhy byly na českobudějovických rybnících zjištěny při nasazení smíšených obsádek ryb se zastoupením lína obecného, bílé ryby (zejména plotice obecná, perlín ostrobřichý) a štiky obecné. Tyto ryby byly nasazovány při počáteční hustotě cca 50 kg/ha, a tedy i nízkém vyžíracím tlaku, a zpravidla při nižším stavu vodní hladiny (Pykal 1995).
- Význam zde hraje i věkové složení ryb, přičemž nejvyšší početnost rodinek potápivých kachen byla zjištěna na rybnících s nejmladšími věkovými skupinami ryb (obr. 9).
- Redukované či bezkaprové rybí obsádky (nasazeno méně než 100 kg/ha včetně méně než 65 kg/ha kapra) v letech 2014–2022 na rybníku Rod výrazně přispěly ke zvýšení druhové diverzity (obr. 14 a 15), celkové početnosti i reprodukční úspěšnosti vodních ptáků (obr. 12 a 13), hlavně potápivých kachen, a to i přes hojný výskyt invazní střevličky východní.

3. Vhodným indikačním parametrem pro zhodnocení kvality potravních podmínek je průhlednost vody. Dolní hranice průhlednosti vody byla **stanovena na 75 cm v době vodění mláďat** (červenec).

- Průhlednost vody rybníka koreluje s vyšší biomasou a pestřejším druhovým složením vodních bezobratlých. Na rybnících s vyšší průhledností vody byla zjištěna vyšší biomasa a pestřejší druhové složení vodních bezobratlých (obr. 5).
- Průhlednost vody statisticky průkazně ovlivňovala počet rodinek u 9 z 11 sledovaných druhů vodních ptáků, tj. u všech druhů kromě potápky roháče a husy velké. Počty rodinek na jednotlivých rybnících rostou s rostoucí průhledností vody a nejvyšších hodnot dosahují na rybnících s průhledností vody vyšší než 75 cm v pozdní fázi hnízdní sezóny, tj. v červenci (obr. 21).

Pro dosažení **příznivých potravních podmínek**, tj. vysoké biomasy a druhového složení vodních bezobratlých **v rybničních soustavách** doporučujeme následující **managementová opatření**:

- Optimální potravní podmínky pro cílové druhy poskytne rybí obsádka, při které bude v průběhu července (období vodění mláďat) zachována průhlednost vody minimálně 75 cm.
- Průhlednosti vody minimálně 75 cm lze dosáhnout smíšenou rybí obsádkou bez zastoupení kapra, tj. tvořenou línem obecným, tzv. bílou rybou (zejména plotice obecná), candátem obecným, okounem říčním, štikou obecnou) při celkové hustotě do 60 kg/ha. Současně je nutné kontrolovat výskyt invazních nepůvodních druhů ryb.
- Dalším opatřením, které umožňuje zajištění potravních podmínek pro rodinky potápivých kachen, ale nezaručuje požadovanou průhlednost vody až do konce hnízdní sezóny, je redukovaná obsádka kapra obecného bez dalších invertivorních ryb při hustotě nižší než 65 kg/ha. Případně lze nasadit i další omnivorní nebo invertivorní druhy ryb (např. lín obecný), při celkové hustotě (včetně kapra) nižší než 100 kg/ha. Toto doporučení vychází z analýzy dat z eutrofního rybníka Rod nacházejícího se v centrální části CHKO Třeboňsko (kap. 5.3.)
- Při zastoupení nižších věkových tříd kapra v rybníce (K0 nebo K1, tzv. rybí embryo nebo kapr roček) je potravní konkurence mezi vodními ptáky a rybí obsádkou nízká, a tedy také vhodná pro úspěšnou reprodukci vodních ptáků.

- Minimální průhlednost vody 75 cm v červenci doporučujeme z důvodu optimálního přežívání mláďat cílových druhů zajistit v rámci každé rybniční soustavy na alespoň 25 % rybníků (kap. 5.4.). Prioritně může být toto opatření aplikováno na rybníky v lokalitách se zvýšeným režimem ochrany (maloplošná zvláště chráněná území) nebo lokality s prokázaným nebo předpokládaným výskytem zvláště chráněných druhů ptáků.
- Management vedoucí k minimální průhlednosti vody 75 cm v červenci má průkazně vyšší význam pro zvýšení produktivity cílových druhů v rozsáhlejších rybničních soustavách s prokázaným hnízděním cílových druhů (kap. 5.4.), než u solitérních rybníků.

HNÍZDNÍ MOŽNOSTI

1. Dostatek vhodných **hnízdních možností** zvyšuje možnost disperze hnízdní populace, tedy snižuje mezidruhovou a vnitrodruhovou konkurenci, hnízdní predaci, a následně zvyšuje produktivitu cílových druhů.

- Reprodukční úspěšnost a následně populační dynamika cílových druhů jsou ovlivněny konkrétními podmínkami hnízdních lokalit, v našich podmínkách rybničních soustav.
- Vodní ptáci využívají jako hnízdní prostředí litorální porosty rybníků. Dlouhodobě ovšem dochází k jejich úbytku, degradaci a změně druhového složení.
- Náhradním hnízdištěm jsou rybniční ostrůvky, kde ovšem vzniká konkurenční tlak ptáků při obsazování hnízdišť v důsledku limitované nabídky vhodných litorálních porostů na březích a ostrůvcích rybníků
- Pozitivní vliv na přežívání hnízd u poláka velkého má přítomnost hnízdních kolonií racka chechtavého (kap. 6.1.).
- Hnízda poláka chocholačky snášená dříve a za vyšších teplot a nižších srážek přežívala lépe.
- Zrzohlávky rudozobé si častěji vybíraly k hnízdění ostrůvky s pokosenou vegetací, u ostatních cílových druhů ovšem preference kosení prokázána nebyla.
- Vysoká koncentrace hnízd cílových druhů na rybničních ostrůvcích může zvýšit riziko predace.

2. Vhodnými indikačními parametry při hodnocení hnízdních možností jsou celková **rozloha hnízdních ostrovů a litorálních porostů, rostlinný pokryv a míra zaplavení**.

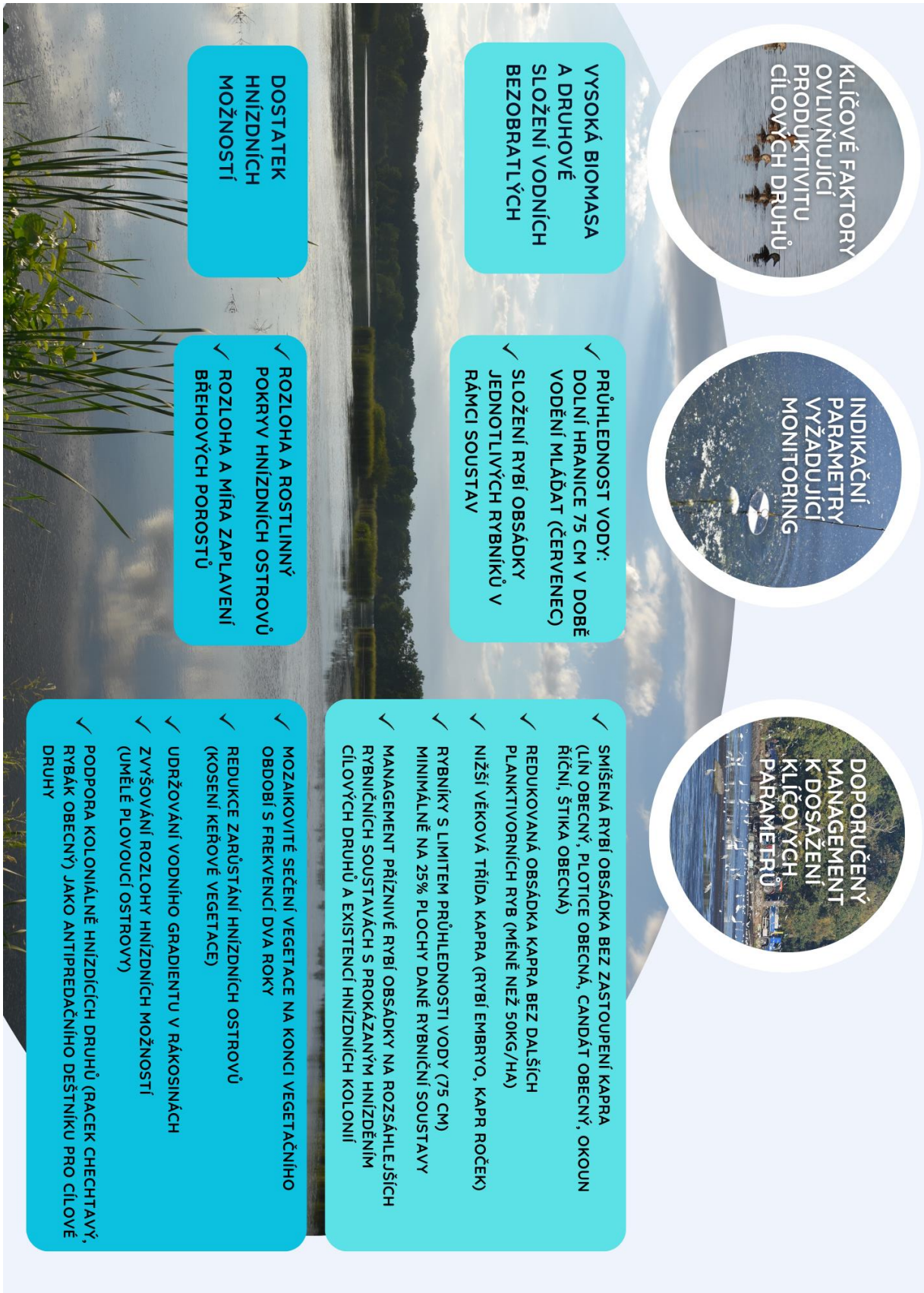
- Úbytek, degradace a změny druhového složení litorálních porostů na březích a ostrůvcích rybníků vedou ke zvýšení konkurence o hnízdní možnosti a rizika predace.
- Počet hnízdních ostrůvků je limitován a negativním faktorem je jejich zarůstání keřovou a stromovou vegetací, která vede k omezení jejich využitelnosti jako vhodné hnízdní prostředí.
- Pro udržení rozmanité avifauny je nezbytná přítomnost vodního gradientu v rákosinách – např. polák velký – preferuje pro stavbu hnízda stanoviště s hloubkou vody 10-30 cm.

Ke **zvýšení a zkvalitnění hnízdních možností** pro cílové druhy vodních ptáků doporučujeme tato opatření:

- Hnízdní ostrovy jsou náchylné k zarůstání keřovou a stromovou vegetací, kterou je třeba redukovat kosením, případně kácením prováděným mimo hnízdní sezónu.
- Rozrostlé rákosiny, které dosahují šířky nejméně 15 m, doporučujeme mozaikovitě prosekávat v období vegetačního klidu. Vhodný je systém kanálů (cca 5 až 10 m široké) s prohloubením dna 70 až 80 cm.
- Hnízdní možnosti lze zvýšit umístěním umělých plovoucích ostrovů osázených mokřadní vegetací (především ostřicemi).
- Podpora koloniálně hnízdících druhů (racek chechtavý a rybák obecný) pomocí vhodného managementu (kosení stařiny vegetace a její ponechání na stanovišti, instalace umělých plovoucích ostrovů) snižuje predační tlak u cílových i dalších druhů hnízdících v rámci kolonií (polák velký, polák chocholačka, kachna divoká, kopřivka obecná, zrzohlávka rudozobá, potápka černokrká, aj.)

Další doporučení a závěry k managementu rybničních soustav:

- Na základě dat získaných v průběhu řešení projektu není možné doložit negativní vliv vypouštění uměle odchovaných kachen divokých na počet rodinek jednotlivých druhů kachen, ani na počet druhů vodních ptáků (tab. 10). K vypouštění zřejmě dochází na rybnících, které jsou vhodné i pro jiné druhy kachen, resp. vodních ptáků.
- Doporučený management rybničních soustav (viz výše) se v rámci projektu ukázal jako významný nástroj pro zachování produktivity cílových druhů a v konečném důsledku má silnější dopad na populační dynamiku cílových druhů než probíhající změny klimatu.



Obr. 35. Shrnutí klíčových faktorů, parametrů a doporučeného managementu rybničních soustav

8. Literatura

Adam M., Musilová Z., Musil P., Zouhar J. & Romportl D. 2015. Long-Term Changes in Habitat Selection of Wintering Waterbirds: High Importance of Cold Weather Refuge Sites. *Acta Ornithologica* 50: 127–138.

Ali A. 1996. A concise review of chironomid midges (Diptera: Chironomidae) as pests and their management. *Journal of Vector Ecology* 21: 105–121.

Allard K. & Gilchrist H.G. 2002. Kleptoparasitism of herring gulls taking eider eggs by Canada geese. *Waterbirds* 25: 235–238.

Anderson G. 1981. Influence of fish on waterfowl in lakes. *Anser* 20: 21–34.

Arzel C., Nummi P., Arvola L., Pöysä H., Davranche A., Rask M., Olin M., Holopainen S., Viitala R., Einola E. & Manninen-Johansen S. 2020. Invertebrates are declining in boreal aquatic habitat: The effect of brownification? *Science of The Total Environment* 724: 138–199.

Atiénzar F., Antón-Pardo M., Armengol X. & Barba E. 2012. Distribution of the White-headed Duck *Oxyura leucocephala* is affected by environmental factors in a Mediterranean wetland. *Zool. Studies* 51: 783–792.

Baldassarre G.A. & Bolen E.G. 2006. Waterfowl Ecology And Management, 2 edition. *Krieger Pub Co, Malabar, Fla.*

Balke M. & Hendrich L. 1987. Trapped ! *The Balfour-Browne Club Newsletter* 39: 9–10.

Barbieri M.M. & Berger J.O. 2004. Optimal predictive model selection. *Ann. Stat*. 32, 870–897.

Bazely D.R. & Jefferies R.L. 1985. Goose feces—a source of nitrogen for plant-growth in a grazed salt-marsh. *Journal of Applied Ecology* 22: 693–703.

Bennett P. & Owens I. 2002. *Evolutionary Ecology of Birds: Life Histories, Mating Systems, and Extinction*, 1 edition. Oxford University Press, Oxford; New York.

Bibby C.J., Burgess N.D. & Hill D.A. 1992. Bird Census Techniques. *Academic Press, London.*

Bloom P.M., Clark R.G., Howerter D.W. & Armstrong L.M. 2012. Landscape-level correlates of Mallard duckling survival: Implications for conservation programs. *Journal of Wildlife Management* 76: 813–823.

Bloom P.M., Clark R.G., Howerter D.W. & Armstrong L.M. 2013. Multi-scale habitat selection affects offspring survival in a precocial species. *Oecologia* 173: 1249–1259.

Blums P., Clark R.G. & Mednis A. 2002. Patterns of reproductive effort and success in birds: path analyses of long-term data from European ducks. *Journal of Animal Ecology* 71: 280-295.

Bobbink R., Whigham D.F., Beltman B. & Verhoeven J.T. 2006. Wetland functioning in relation to biodiversity conservation and restoration (pp. 1-12). *Springer Berlin Heidelberg.*

Boere G.C., Galbraith C.A. & Stroud D.A. (eds) 2006. Waterbirds around the world. *TSO Scotland, Edinburgh, UK.*

Brito-Echeverria J., Lopez-Lopez A., Yarza P., Anton J. & Rossello-Mora R. 2009. Occurrence of *Halococcus* spp. in the nostrils salt glands of the seabird *Calonectris diomedea*. *Extremophiles* 13: 557–565.

Brommer J.E. 2008. Extent of recent polewards range margin shifts in Finnish birds depends on their body mass and feeding ecology. *Ornis Fennici* 85: 10 –117.

Broyer J. & Bourguemestre F. 2020. Common Pochard *Aythya ferina* breeding density and fishpond management in central France. *Wildlife Biology* 26: 1-7.

Broyer J. 2019. Recent changes in pair abundance and breeding results in the main French populations of the Common Pochard *Aythya ferina. Wildfowl* 69: 176–187.

Broyer J., Benmergui M., Curtet L., Fournier J.Y., Varagnant P., Henry L. & Hoblea M.P. 2016. L'etang, une question d'équilibre. *Ministere du Teritoire et de l´environnement, Office National de la Chasse, Montfort: 1-16.*

Broyer J., Bourguemestre F., Chavas G. & Chazal R. 2015. Temporal variation in pond use and breeding success for ducks in French fishpond regions: on possible consequences of a decline in fish farming. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 31: https://doi.org/10.1051/kmae/2015027

Broyer J., Chavas G., & Chazal R. 2017. The effects of cessation of fish farming on duck breeding in French fishpond systems. *Hydrobiologia* 788: 47-53.

Broyer J., Richier S., Boullard C. & Blottière E. 2016. Fish farming abandonment and pond use by ducks breeding in Sologne (Central France). *European Journal of Wildlife Research* 62: 325–332.

Broyer, J. & Curtet, L. 2012. Biodiversity and fish farming intensification in French fishpond systems. *Hydrobiologia* 694: 205–218.

Burgess N.D. & Hirons G.J.M. 1992. Creation and management of artificial nesting sites for wetland Birds. *Journal of Environmental Management 34: 285–295*.

Burnham, K. P., & Anderson, D. R. 2002. Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach. *Springer Science & Business Media.*

Cameron A.C., & Trivedi P.K. 2013. Regression analysis of count data (Vol. 53). *Cambridge University Press, Cambridge.*

Cargill S. M. & Jefferies R. L. 1984. The effects of grazing by Lesser Snow Geese on the vegetation of a sub-arctic salt-marsh. *Journal of Applied Ecology* 21: 669–686.

Carpenter S. R. & Lodge D. M. 1986. Effects of submersed macrophytes on ecosystem processes. *Aquatic Botany* 26: 341–370.

Čehovská M., Musil P., Musilová Z., Poláková K. & Zouhar J. 2019. Diving duck census efficiency based on monitoring of individually marked females: the influence of breeding stage and timing of census. *Bird Study* 66: 198–206.

Červený J. & Koubek P. 2001. Myslivecká statistika – teorie relativity v praxi. *Myslivost* 59: 16–17.

Červený J., Kamler J., Kholová H., Koubek P. & Martínková N. 2003. Encyklopedie myslivosti. *Ottovo nakladatelství, Praha*

Čížková H., Květ J. & Vlasáková L. 2017. Mokřady: ekologie, ochrana a udržitelné využívání. *Jihočeská universita, České Budějovice.*

Champagnon J., Crochet P.A., Kreisinger J., Čížzková D., Gauthier-Clerc M., Massez G., Söderquist P., Albrecht T. & Guillemain M. 2013. Assessing the genetic impact of massive restocking on wild Mallard. *Anim. Conserv.* 16: 295–305.

Champagnon J., Elmberg J., Guillemain M., Lavretsky P., Clark R.G & Söderquist P. 2023. Silent domestication of wildlife in the Anthropocene: The mallard as a case study. *Biological Conservation* 288: 110354.

Champagnon J., Guillemain M., Elmberg J., Massez G., Cavallo F., Gauthier-Clerc M. 2012. Low survival after release into the wild: assessing "the burden of captivity" on Mallard physiology and behaviour. *Eur. J. Wildl. Res.* 58: 255–267.

Champagnon J., Guillemain M., Mondain-Monval J.-Y., Souchay G., Legagneux P., Bretagnolle V., Van Ingen L., Bourguemestre F. & Lebreton J.-D. 2016. Contribution of released captive-bred Mallards to the dynamics of the natural population. *Orn. Fenn.* 93, 3–11.

Chang Y., Cui H., Huang M. & He Y. 2017. Artificial floating islands for water quality improvement. Environmental *Reviews* 25: *350–357*.

Chen I.-C., Hill J.K., Ohlemüller R., Roy D.B. & Thomas C.D. 2011. Rapid range shifts of species associated with high levels of climate warming. *Science* 333(6045): 1024–1026.

Chytil J. 1990. Botulismus na jižní Moravě. In: Ptáci v kulturní krajině, *Sborník referátů, České Budějovice 1989*: 233–244.

Chytil J., Hakrová P., Hudec K., Jandová J. & Pellantová J. (eds) 1999. Wetlands of the Czech Republic – inventory of wetlands in the Czech Republic. *Czech Ramsar Committee, Mikulov, Czech Republic.*

Čížková H., Květ J. & Vlasáková L. 2017. Mokřady: ekologie, ochrana a udržitelné využívání. *Jihočeská universita, České Budějovice.*

Čížková H., Květ J., Comín F.A., Laiho R., Pokorný J. & Pithart D. 2013. Actual state of European wetlands and their possible future in the context of global climate change. *Aquatic Sciences* 75: 3–26.

Clark R.G. & Shutler D. 1999. Avian habitat selection: pattern from process in nest-site use by ducks? *Ecology 80:* 272–287.

Clark R.G., Pöysä H., Runko P. & Paasivaara A. 2014. Spring phenology and timing of breeding in short-distance migrant birds: phenotypic responses and offspring recruitment patterns in common goldeneyes. *Journal of Avian Biology* 45: 457–465.

Cramp S. & Simmons K.E.L. 1977. Handbook of the birds of Europe. Middle East and North Africa, Vol. 1. *Oxford University Press, Oxford.*

Dangerfield B. & Roberts C. 1999. Optimisation as a statistical estimation tool: An example in estimating the AIDS treatment-free incubation period distribution. System Dynamics Review 15: 273–291.

Danks H.V. 8 Oliver D.R. 1972. Seasonal emergence of some high arctic Chironomidae (Diptera). *The Canadian Entomologist* 104: 661–686.

Delany S. & Scott D. 2006: Waterbird Population Estimates – Fourth Edition. *Wetlands International Global Series No 11, Wageningen, The Netherlands.*

DeSorbo C.R., Taylor K.M., Kramar D.E., Fair J., Cooley Jr J.H., Evers D.C., ... & Atwood J.L. 2007. Reproductive advantages for Common Loons using rafts. *The Journal of wildlife management* 71*:* 1206–1213.

Dessborn L., Brochet A.L., Elmberg J., Legagneux P., Gauthier-Clerc M. & 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. *Eur J Wildl Res* 57: 1119–1129.

Dessborn L., Elmberg J., Nummi P., Pöysä H. & Sjöberg K. 2009. Hatching in dabbling ducks and emergence in chironomids: a case of predator–prey synchrony? *Hydrobiologia 636*: 319-329.

Diéval H., Giroux J.-F. & Savard J.-P.L. 2011. Distribution of Common Eiders *Somateria mollissima* during the brood-rearing and moulting periods in the St. Lawrence Estuary, Canada. *Wildlife Biology* 17: 124–134.

Dirzo R., Young H.S., Galetti M., Ceballos G., Isaac N.J.B. & Collen B. 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science* 345: 401–406.

Du Rau P.D., Barbraud C. & Mondain-Monval J.Y. 2003. November: Estimating breeding population size of the Red-crested Pochard *Netta rufina* in the Camargue (southern France) taking into account detection probability: implications for conservation. In: *Animal Conservation forum (Vol. 6, No. 4, pp. 379-385). Cambridge University Press.*

Dunlop C.L., Blokpoel H. & Jarvie S. 1991. Nesting rafts as a management tool for a declining common tern *Sterna hirundo* colony. *Colonial Waterbirds* 12*:* 116–120.

Dušek J., Hudecová Š., Stellner S. 2017. Extreme precipitation and long-term precipitation changes in a Central European sedge-grass marsh in a context of floods occurrence. *Hydrological Science Journal* 62: 1-13.

Dušek J., Stellner S. & Komárek A. 2013. Long-term air temperature changes in a Central European sedge-grass marsh. *Ecohydrology 6*: 182–190.

Dykyjová D. & Květ J. (eds) 1978. Pond Littoral Ecosystems. *Ecological Studies 28. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.*

Dyson M.E., Schummer M.L., Barney T.S., Fedy B.C., Henry H.A.L. & Petrie S.A. 2018. Survival and habitat selection of wood duck ducklings. *Journal of Wildlife Management* 82: 1725–1735.

Eades R. 1970. An artificial raft as a nesting site for terns on the Dee. Seabird Report 45.

Elmberg J., Arzel C., Gunnarsson G., Holopainen S., Nummi P., Pöysä H. & Sjöberg K. 2020. Population change in breeding boreal waterbirds in a 25-year perspective: What characterises winners and losers? *Freshwater Biology* 65: 167–177.

Elmberg J., Nummi P., Pöysä H., & Sjöberg K. 1992. Do intruding predators and trap position affect the reliability of catches in activity traps? *Hydrobiologia 239*: 187-193.

Elmberg J., Nummi P., Pöysä H., & Sjöberg K. 1993. Factors affecting species number and density of dabbling duck guilds in North Europe. *Ecography*: 16: 251–260.

Elmberg J., Nummi P., Pöysä H., Sjöberg K., Gunarson G., Clausen P., Guillemain M., Rodrigues D. & Väänänän V.M. 2006. The scientific basis for new and sustainable management of migratory European ducks. *Wildlife Biology* 12: 121–127.

Eriksson M.O.G. 1985. Prey Detectability for Fish-Eating Birds in Relation to Fish Density and Water Transparency. *Ornis Scandinavica* 16: 1–7.

Figuerola J. & Green A. J. 2002. Dispersal of aquatic organisms by waterbirds: a review of past research and priorities for future studies. *Freshwater Biology* 47: 483–494.

Finlayson M. & Moser M. (eds) 1991. Wetlands. *IWRB, Slimbridge UK.*

Flint P.L., Morse J.A., Grand J.B. & Moran C.L. 2006. Correlated Growth and Survival of Juvenile Spectacled Eiders: Evidence of Habitat Limitation? *The Condor* 108: 901–911.

Fonteneau, F., Paillisson, J. M., Kinsella, J. M., Latraube, F. & Marion, L. (2009). First description of the helminth community in the Whiskered tern *Chlidonias hybrida* (Lariforma: Sternidae) in France. *Revue D Ecologie-La Terre et la Vie* 64: 79–84.

Fox A.D. 2005: Population Dynamics. *In: Kear J. (ed). Bird Families of the World: Ducks, Geese and Swans. Oxford University Press, Oxford, UK: 132–151.*

Fox A.D., Balsby T.J., Jørgensen H.E., Lauridsen T.L., Jeppesen E., Søndergaard M., ... & 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., Caizergues A., Banik M.V., Devos K., Dvorak M., Ellermaa M., Folliot B., Green A. J., Grüneberg C., Guillemain M., Håland A., Hornman M., Keller V., Koshelev A.I., Kostiushyn V.A., Kozulin A., Ławicki Ł., Luiguijõe L., Müller C., Musil P., Musilová Z., Nilsson L., Mischenko A., Pöysä H., Šćiban M., Sjeničić J., Stīpniece A., Švažas S. & Wahl J. 2016. Recent changes in the abundance of Common Pochard *Aythya ferina* breeding in Europe. *Wildfowl* 66: 22–40.

Fox A.D., Ebbinge B.S., Mitchell C., Heinicke T., Aarvak T., Colhoun K., Clausen P., Dereliev S., Faragó S., Koffijberg K., Kruckenberg H., Loonen J.E., Madsen J., Mooij J., Musil P., Nilsson L., Pihl S. & Van der Jeugd H. 2010. Current estimates of goose population sizes in western Europe, a gap analysis and an assessment of trends. *Ornis Svecica* 20: 115–127.

Francová K., Šumberová K., Kučerová A., Čtvrtlíková M., Šorf M., Borovec J. & Vrba J. 2019. Macrophyte assemblages in fishponds under different fish farming management. *Aquatic Botany* 159: 103–131.

Frisch D., Green A. J. & Figuerola J. 2007. High dispersal capacity of a broad spectrum of aquatic invertebrates via waterbirds. *Aquatic Sciences* 69: 568–574.

Gajdošová D., Musil P., Zouhar J., Musilová Z., Neužilová Š. & Pavón-Jordán D. 2023. Long-term increase in female body condition and its effect on reproduction in two European red-listed species, Common Pochard *Aythya ferina* and Tufted Duck *Aythya fuligula*. Ibis doi: 10.1111/ibi.13208

Gibbons D. W & Gregory R.D. 2006. Birds. In: *Sutherland W.J. (ed.): Ecological Census Techniques: A Handbook, 2nd Cambridge University Press, Cambridge.*

Gilbert G., Gibbons G.W. & Evans J. *1998: Bird monitoring methods: a manual of techniques for key UK species. RSPB, WWT, JNCC, ITE & Seabird Group.*

Giles N. 1994. Tufted Duck *Aythya fuligula* habitat use and brood survival increases after fish removal from gravel pit lakes. *Hydrobiologia* 279/280: 587–592.

Giroux J.-F. 1981. Use of artificial islands by nesting waterfowl in South-eastern Alberta. *J.Wild.Manage*. 45: 669–679.

Gollop J. B. & Marshall W. H. 1954. A guide for aging duck broods in the field. *Mississippi Flyway Council Technical Section. Northern Prairie Wildlife Research Center Online.*

Green A. J. & Elmberg J. 2014. Ecosystem services provided by waterbirds. *Biological reviews* 89: 105-122.

Green A. J. & Figuerola J. 2005. Recent advances in the study of long-distance dispersal of aquatic invertebrates via birds. *Diversity and Distributions* 11: 149–156.

Green A. J., Jenkins K. M., Bell D., Morris P. J. & Kingsford R. T. 2008. The potential role of waterbirds in dispersing invertebrates and plants in arid Australia. *Freshwater Biology* 53: 380–392.

Grimm B., Paill W. & Kaiser H. 2000. The "Spanish slug": autecology, predators and wild plants as food plants. *Förderungsdienst* 48: 11–16.

Guillemain M., Champagnon J., Massez G., Pernollet C.A., George T., Momerency A. & Simon G. 2015. Becoming more sedentary? Changes in recovery positions of Mallard *Anas platyrhynchos* ringed in the Camargue, France, over the last 50 years. *Wildfowl 65*: 51–63.

Guillemain M., Pöysä H., Fox A. D., Arzel C., Dessborn L., Ekroos J., ... & Möller A.P. 2013. Effects of climate change on European ducks: what do we know and what do we need to know? *Wildlife Biology* 19: 404-419.

Gunnarsson G., Elmberg J., Sjöberg K., Pöysä H. & Nummi P. 2004. Why are there so many empty lakes? Food limits survival of mallard ducklings. *Canadian Journal of Zoology* 82: 1698–1703.

Gunnarsson G., Waldenström J. & Fransson T. 2012. Direct and indirect effects of winter harshness on the survival of Mallards *Anas platyrhynchos* in northwest Europe. *Ibis* 154: 307–317.

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: 135–139.

Haas K., Köhler U., Diehl S., Köhler P., Dietrich S., Holler S., Jaensch A., Niedermaier M. & Vilsmeier J., 2007. Influence of Fish on Habitat Choice of Water Birds: A Whole System Experiment. *Ecology* 88: 2915–2925.

Hallmann C. A., Sorg M., Jongejans E., Siepel H., Hofland N., Schwan H., ... & de Kroon H. 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PloS one* 12(10), e0185809.

Hamilton D.J., Diamond, A.W. & Wells P.G. 2006. Shorebirds, snails, and the amphipod *Corophium volutator* in the upper Bay of Fundy: top-down vs. bottomup factors, and the influence of compensatory interactions on mudflat ecology. *Hydrobiologia* 567: 285–306.

Hancock M.A.R.K. 2000. Artificial floating islands for nesting Black-throated Divers *Gavia arctica* in Scotland: construction, use and effect on breeding success. *Bird Study* 47*:* 165–175.

Hansson L.A., Ekvall M.K., Ekvall M.T., Ahlgren J., Holm W.S., Dessborn L. & Brönmark C. 2014. Experimental evidence for a mismatch between insect emergence and waterfowl hatching under increased spring temperatures*. Ecosphere* 5:1–9.

Hansson L.A., Nicolle A., Brönmark C., Hargeby A., Lindström Å. & Andersson G. 2010. Waterfowl, macrophytes, and the clear water state of shallow lakes. *Hydrobiologia 646:* 101-109.

Hejný S. 1981: Klasifikace vodnich a bažinnýh společenstev makrofyt v Československu. *Zpr. Čs. Bot. Společ., Praha:* 16/2: 71–87.

Hidding B., Nolet B.A., De Boer T., De Vries P.P. & Klaassen M. 2010. Above- and below-ground vertebrate herbivory may each favour a different subordinate species in an aquatic plant community. *Oecologia* 162: 199–208.

Hoekman S.T., Gabor T.S., Maher R., Murkin H.R. & Armstrong L.M. 2004. Factors Affecting Survival of Mallard Ducklings in Southern Ontario. *Condor* 106: 485–495.

Holopainen S., Arzel C., Dessborn L., Elmberg J., Gunnarsson G., Nummi P., *et al.* (2015). Habitat use in ducks breeding in boreal freshwater wetlands: a review. *European Journal of Wildlife Research* 61: 339–363.

Hrbáček J. 1996. Vztahy v potravní síti. In: *Eiseltová M. (ed.): Obnova jezerních ekosystémů – holistický přístup. Wetlands International Publication No.32: 44–58.*

Hudec K. (ed.) 1994. Fauna ČR a SR. Ptáci 1. *Academia, Praha.*

Hudec K. 2017. Ptáci v českém životě a kultuře. *Academia.*

Hudec K., Pellantová J. & Rachač V. 1984. Hromadné úhyny vodního ptactva v ČSSR. In: *Vodní ptactvo a jeho životní prostředí v ČSSR, Sborník referátů, Brno 1984: 81–88.*

Hutchinson G.E. 1950. Survey of Contemporary Knowledge of Biochemistry. 3. The Biogeochemistry of Vertebrate Excretion (Volume 96). *Bulletin of the American Museum of Natural History, New York.*

Hyvönen T. & Nummi P. 2000. Activity traps and the corer: complementary methods for sampling aquatic invertebrates. *Hydrobiologia* 432: 121–125.

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.*

Ivanova A.P., Vrba J., Potužák J., Regenda J. & Strunecký O. 2022. Seasonal Development of Phytoplankton in South Bohemian Fishponds (Czechia). *Water* 14: 19–79.

Janda J. & Květ J. 1993.Measuring ecological change in Czechoslovak wetlands. In: Moser M., Prentice R.C. & Van Vessem J. (eds): Waterfowl and wetland conservation in the 1990s – a global perspective. *IWRB Sepc. Publ. No.26, Slimbridge,* 77-82.

Janda J. & Řepa P. 1986. Metody kvantitativního výzkumu v ornitologii. *MOS Přerov.*

Jasmin J. N., Rochefort L. & Gauthier G. 2008. Goose grazing influences the fine-scale structure of a bryophyte community in arctic wetlands. *Polar Biology* 31: 1043–1049.

Jenniges J.J. & Plettner R.G. 2008. Least Tern nesting at human created habitats in central Nebraska. *Waterbirds* 31: 274–282.

Jørgensen P.S., Böhning-Gaese K., Thorup K., Tøttrup A.P., Chylarecki P., Jiguet F., Lehikoinen A., Noble, D.G., Reif, J., Schmid, H., van Turnhout, C., Burfield, I.J., Foppen, R., Voříšek, P., van Strien, A., Gregory, R.D. & Rahbek, C., 2016. Continent-scale global change attribution in European birds - combining annual and decadal time scales. *Glob Change Biol* 22: 530–543.

Kameda K., Koba K., Hobara S., Osono T. & Terai M. 2006. Pattern of natural N-15 abundance in lakeside forest ecosystem affected by cormorant-derived nitrogen. *Hydrobiologia* 567: 69–86.

Kear J. 2005. Bird Families of the World: Ducks, Geese and Swans. *Oxford University Press, Oxford, UK.*

Keller V., Herrando S., Voříšek P., Franch M, Kippson M., Milanesi P., Marti D. Anton M., Klvaňová A., Kaluyakin M.V., Bauer H.-G. & Foopen R.P.B. 2020: European Breeding Bird Atlas 2: Distribution, abundance and change. *European Bird Census Council & Lynx Edicions, Barcelona*.

King R.S. & Wrubleski D.A. 1998. Spatial and diel availability of flying insects as potential duckling food in prairie wetlands. *Wetlands* 18: 100-114.

Kloskowski J., Nieoczym M., Polak M. & Pitucha P. 2010. Habitat selection by breeding waterbirds at ponds with size-structured fish populations. *Naturwissenschaften* 97: 673-682.

Köhler P. & Köhler U. 1998. Considerable increase of moulting waterfowl in fishponds without Carp in the Ismaninger Teichgebiet (Bavaria, Germany). *Sylvia* 34: 27–32.

Kolář V., Francová K., Vrba J., Grill S. & Boukal D.S. 2023. Widespread long-term declines of littoral areas in protected and unprotected Czech fishponds. *Ecological Engineering* 194, 107042.

Kolb G.S., Jerling L. & Hambäck P A. 2010. The impact of cormorants on plant-arthropod food webs on their nesting Islands. *Ecosystems* 13: 353–366.

Kořínek V., Fott J., Fuksa J., Lellák J. & Pražáková M. 1987. Carp ponds of Central Europe. *In: Michael R.G. (ed.), Managed Aquatic Ecosystems, Ecosystems of the World 29, Elsevier: 29–62.*

Krapu G.L., Pietz P.J., Brandt D.A. & Cox R.R. 2006. Mallard Brood Movements, Wetland Use, and Duckling Survival During and Following a Prairie Drought. *Journal of Wildlife Management* 70: 1436–1444.

Kuijken E. 2006. A short history of waterbird conservation. In: *Boere G.C., Galbraith C.A., Stroud D.A. (eds). Waterbirds around the world. The Stationery Office, Edinburgh, UK: 52–60.*

Kunin W.E. 2019. Robust evidence of declines in insect abundance and biodiversity. *Nature* 574: 641–642.

Lampman K.P., Taylor M.E. & Blokpoel H. 1996. Caspian Terns *Sterna caspia* breed successfully on a nesting raft. *Colonial Waterbirds* 17: 135–138.

Lavretsky P., Mohl J., Söderquist P., Kraus R.H., Schummer M.L., Brown J.I., 2023. Manhandling Mallards: The conservation paradox of feral populations and the meaning of wild. *Commun. Biol.* 6: 819.

Lebreton J.D., Pradel R. & Clobert J. 1993. The statistical analysis of survival in animal populations. *Trends in Ecology & Evolution* 8: 91-95.

Lehikoinen A., Foppen R.P.B., Heldbjerg H., Lindström Å., van Manen W., Piirainen S., van Turnhout C. A.M. & Butchart S.H.M. 2016. Large-scale climatic drivers of regional winter bird population trends. *Diversity Distrib*. 22: 1163–1173.

Lehikoinen A., Jaatinen K., Vähätalo A.V., Clausen P., Crowe O., Deceuninck B., Hearn R., Holt Ch., Hornman M., Keller V. Nilsson L., Langendoen T., Tománková I., Wahl J. & Fox A.D. 2013: Rapid climate driven shifts in wintering distributions of three common waterbird species. *Global Change Biology* 19: 2071–2081.

Leito A., Leivits M., Leivits A., Raet J., Ward R., Ott I., ... & Sepp K. 2016. Black-headed Gull *Larus ridibundus* L. as a keystone species in the lake bird community in primary forest-mire-lake ecosystem. *Baltic Forestry* 22: 34-45.

Ligeza S. & Smalt H. 2003. Accumulation of nutrients in soils affected by perennial colonies of piscivorous birds with reference to biogeochemical cycles of elements. *Chemosphere* 52: 595–602.

Liordos V. & Lauder A. W. 2015. Factors Affecting Nest Success of Tufted Ducks (*Aythya fuligula*) Nesting in Association with Black-Headed Gulls *Larus ridibundus* at Loch Leven, Scotland. *Waterbirds* 38: 208–213.

Long J.S. 1997. Regression Models for Categorical and Limited Dependent Variables. *Thousand Oaks, CA: SAGE.*

Lynch M. & O'Hely M. 2001: Captive breeding and the genetic fitness of natural populations. *Conservation Genetics* 2: 363–378.

Maclean I.M.D., Austin G.E., Rehfish M.M., Blew J., Crowe O., Delany S., Devos K., Deceunick B., Günther K., Lausten K., Van Roomen M. & Wahl J. 2008: Climate change causes rapid changes in the distribution and site abundance of birds in winter. *Climate Change Biology* 14: 2489–2500.

Madden J.R. 2021. How many gamebirds are released in the UK each year? *Eur. J. Wildl. Res.* 67, 72. https://doi.org/10.1007/s10344-021-01508-z.

Manikowska–Ślepowrońska B., Ślepowroński K. & Jakubas D. 2022. The use of artificial floating nest platforms as conservation measure for the Common Tern *Sterna h*irundo: a case study in the RAMSAR site Druzno Lake in Northern Poland. *The European Zoological Journal* 89: 229–240.

Martin T.E. 1993. Nest predation and nest sites. *BioScience* 43: 523–532.

Mathisen J.E. 1969. Use of man-made islands as nesting sites of the Common Loon. *The Wilson Bulletin* 81: 331–331.

McIntyre J.W. & Mathisen J.E. 1977. Artificial islands as nest sites for Common Loons. *The Journal of Wildlife Management* 41: 317–319.

Merrie T. D. H. 1996. Breeding success of raft-nesting divers in Scotland. *British Birds* 89*:* 306–309.

Miles A. K., Lawler S. P., Dritz D. & Spring S. 2002. Effects of mosquito larvicide on mallard ducklings and prey. *Wildlife Society Bulletin 30*: 675–682.

Moreno-Ostos E., Paracuellos M., de Vicente I., Nevado J.C. & Cruz-Pizarro L. 2008. Response of waterbirds to alternating clear and turbid water phases in two shallow Mediterranean lakes. *Aquatic Ecology* 42: 701–706.

Moss B., Kosten S., Meerhoff M., Battarbee R. W., Jeppesen, E., Mazzeo, N., Havens K., Lacerot G., Liu Z., De Meester L., Paerl H. & Scheffer M. 2011. Allied attack: climate change and eutrophication. *Inland Waters* 1: 101–105.

Munster V. J., Wallensten A., Baas C., Rimmelzwaan G. F., Schutten M., Olsen B., Osterhaus A.D.M.E. & Fouchier R.A.M. 2005. Mallards and highly pathogenic avian influenza ancestral viruses, northern Europe. *Emerging Infectious Diseases* 11: 1545–1551.

Murkin H. R., Kaminski R. M. & Titman R. D. 1982. Responses by dabbling ducks and aquatic invertebrates to an experimentally manipulated cattail marsh. *Canadian Journal of Zoology* 60: 2324–2332.

Murkin H.R., Murkin E.J. & Ball J.P. 1997. Avian habitat selection and prairie wetland dynamics: a 10-year experiment. *Ecological Applications* 7: 1144–1159.

Musil P. 1999: Monitoring of Water Bird Breeding Populations in the Czech Republic (1988-1997). *Vogewelt* 119: 253–256

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.*

Musil P. 2006b. Monitoring populací vodních ptáků. In: *Vačkář (ed.) Ukazatelé změn Biodiversity, Academia, Praha:* 208-223*.*

Musil P. 2023. Rybník Rod – Paprsek Naděje*. Ptačí svět* 2023 (1): 28-29.

Musil P., Cepák J., Hudec K. & Zárybnický J. 2001. The long-term trends in the breeding waterfowl population in the Czech Republic. *OMPO, Institute of Applied Ecology, Kostelec nad Černými lesy.*

Musil P. & Fuchs R. 1994. Changes in abundance of water birds species in southern Bohemia (Czech Republic) in the last 10 years. *Hydrobiologia 279/280: 511–519.*

Musil P., Janda J. & de Nie W. 1995: Changes in abundance and foraging habitat selection in Cormorant (*Phalacrocorax carbo*) in the south Bohemia. *Ardea 83: 247–254.*

Musil P. & Musilová Z*.* 2023. Vývoj rozšíření a početnosti poláka velkého. *Ptačí svět* 2023 (1): 20-21.

Musil P., Musilová Z., Fuchs R. & Poláková S. 2011. Long-term changes in numbers and distribution of wintering waterbirds in the Czech Republic, 1966–2008. *Bird Study* 58: 450–460.

Musil P., Musilová Z. & Poláková K. 2017. Facultative heterospecific brood parasitism among the clutches and broods of duck species breeding in South Bohemia, Czech Republic*. Wildfowl* 67: 113–122.

Musil P., Musilová Z., Neužilová Š., Sedláček O., Zouhar J., Homolková M. & Gajdošová D. 2024. SS01010280-V2: Metodika monitoringu hnízdních populací vodních ptáků a jejich prostředí. *Fakulta životního prostředí ČZU v Praze.*

Musil P. & Neužilová Š. 2009. Long-term changes in duck inter-specific nest parasitism in South Bohemia, Czech Republic. *Wildfowl, Special Issue* 2: 176–183.

Musil P., Pichlová R., Veselý P. & Cepák J. 1997. Habitat selection by waterfowl broods on intensively managed fishponds in South Bohemia (Czech Republic). In: *Faragó S. & Kerekes J. (eds): Proc. Limnology and Waterfowl, Monitoring, Modelling and Management. Workshop, Sarród/Sopron, Hungary, 21 – 23 November. Wetlands International Publication* 43: 169–75.

Musil P., Poláková K., Musilová Z., Čehovská M., Kočicová P. & Kejzlarová T. 2016: Význam „alternativní“ rybí obsádky pro populace vodních ptáků: příklad rybníka Rod. *Časopis Fóra ochrany přírody* 3: 19-23.

Musil P., Pykal J. & Janda J. 1996. Avifauna třeboňských rybníků a hlavní faktory, které ji ovlivňují. In IUCN: Význam rybníků pro krajinu střední Evropy. Trvale udržitelné využívaní rybníků v Chráněné krajinné oblasti a biosférické rezervaci Třeboňsko. *České koordinační středisko IUCN – Světového svazu ochrany přírody Praha a IUCN Gland, Švýcarsko a Cambridge, Velka Británie, 111–128*.

Musilová Z., Musil P., Zouhar J. & Adam M. 2018a. Changes in habitat suitability influence non-breeding distribution of waterbirds in central Europe. *Ibis* 160, 582–596.

Musilová Z., Musil P., Zouhar J., Adam M. & Bejček V. 2018b. Importance of Natura 2000 sites for wintering waterbirds: Low preference, species' distribution changes and carrying capacity of Natura 2000 could fail to protect the species. *Biological Conservation* 228: 79–88.

Musilová, Z., Musil, P., Zouhar, J., Šenkýřová A., Pavón-Jordán D. & Nummi P. 2021. Changes in wetland habitat use by waterbirds wintering in Czechia are related to diet and distribution changes. *Freshw. Biol. 67*: 309–324.

Nacken N. & Reise K. 2000. Effects of herbivorous birds on intertidal seagrass beds in the northern Wadden Sea. *Helgoland Marine Research* 54: 87–94.

Nakamura K. & Mueller G. 2008. Review of the performance of the artificial floating island as a restoration tool for aquatic environments. In World Environmental and Water Resources Congress 2008: Ahupua'A : 1–10.

Nakamura K. & Shimatani Y. 1997. Water purification and environmental enhancement by artificial floating island. In 6th IAWQ Asia-Pacific Regional Conference (pp. 888-895). IAWQ Seoul, Korea.

Newton I. 1998. Population Limitation in Birds. *Academic Press.*

Newton I. 2007. The Migration Ecology of Birds, 1 edition. *Academic Press, Amsterdam.*

Newton I. 2013. Bird Populations, First Edition edition. *William Collins Press.*

Nilsson L. 1978: Breeding waterfowl in eutrophicated lakes in south Sweden. *Wildfowl* 29: 101–110.

Noordhuis R., van der Molen D.T. & van den Berg M.S. 2002. Response of Herbivorous Water-Birds to the Return of Chara in Lake Veluwemeer, The Netherlands. *Aquatic Botany, 72, 349-367.*

Norman, D. 1987. Are Common Terns successful at a man-made nesting site? *Ringing & Migration* 8: 7–10.

Nummi P. & Hahtola A. 2008. The beaver as an ekosystém engineer facilitates Teal breeding. *Ecography* 31: 519–524.

Nummi P. & Pöysä H. 1993. Habitat associations of ducks during different phases of the breeding season. *Ecography*: 16: 319–328.

Nummi P. & Väänänen V.M. 2001. High overlap in diets of sympatric dabbling ducks—an effect of food abundance? *Annales Zoologici Fennici* 38: 123-130.

Nummi P., Paasivaara A., Suhonen S. & Pöysä H. 2013. Wetland use by brood-rearing female ducks in a boreal forest landscape: the importance of food and habitat. *Ibis* 155: 68–79.

Nummi P., Sjöberg K., Pöysä H. & Elmberg J. 2000. Individual foraging behaviour indicates resource limitation: an experiment with mallard ducklings. *Canadian journal of Zoology* 78: 1891–1895

Nummi P., Väänänen V.-M., Holopainen S. & Pöysä H. 2016. Duck-fish competition in boreal lakes - a review. *Ornis Fennica* 93: 67–76.

Nummi P., Väänänen V.-M., Pakarinen R. & Pienmunne E. 2013. The Red-throated Diver *Gavia stellata* in human-disturbed habitats – building up a local population with the aid of artificial rafts. *Ornis Fennica* 90: 16–22

Nummi P., Väänänen V.M., Rask M., Nyberg K. & Taskinen K. 2012. Competitive effects of fish in structurally simple habitats: perch, invertebrates, and goldeneye in small boreal lakes. *Aquatic sciences* 74: 343-350.

Olney P.J.S. 1963. The Food and Feeding Habits of Tufted Duck *Aythya fuligula*. *Ibis* 105: 55–62.

Olney P.J.S. 1968. The food and feeding-habits of the Pochard *Aythya ferina*. *Biological Conservation* 1: 71-76.

Owen M. & Black J.M. 1990. Waterfowl Ecology. *Blackie, Glasgow and London.*

Pavón-Jordán D., Fox A. D., Clausen P., Dagys M., Deceuninck B., Devos K., ... & Lehikoinen A. 2015. Climate-driven changes in winter abundance of a migratory waterbird in relation to EU protected areas. *Divers.Distrib. 21*: 571-582.

Pavón-Jordán D., Lehikoinen A., Fox A.D., Aarvak T., Bregnballe T., Clausen P., Dagys M., Deceunick B., 5traits Davos K., Hearn R.D., Holt C.A., Hornman M., Christensen T.K., Keller V., Langendoen T., Ławicki Ł., Lorentsen S.H., Luigujõe L., Meissner W., Molina B., Musil P., Musilova Z., Nilsson L., Paquet J.-Y., Stipniece A., Stroud D.A., Wahl J. & Zenatello M. 2019. Short- and long-term changes in the distribution of abundances linked to variation in winter weather conditions in Europe differ between species with different habitat preferences. *Divers.Distrib.* 25: 225–239.

Pavón-Jordan D., Santangeli A. & Lehikoinen A. 2017. Effects of flyway-wide weather conditions and breeding habitat on the breeding abundance of migratory boreal waterbirds. *Journal of Avian Biology* 48: 988–1996

Pechar L. & Baxa M. 2016. Vztah rybářského hospodaření a fungování rybniční biocenózy. *Časopis fóra ochrany přírody 3: 15-18.*

Pechar L. 2000. Impacts of long-term changes in fishery management on the trophic level water quality in Czech fish ponds. *Fisheries Management and Ecology* 7: 23–31.

Pimentel D., Zuniga R. & Morrison D. 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics* 52: 273–288.

Piper W.H., Meyer M.W., Klich M., Tischler K.B. & Dolsen A. 2002. Floating platforms increase reproductive success of common loons. *Biological Conservation* 104: 199–203.

Podhrázský M., Musil P., Musilová Z., Zouhar J., Adam M., Závora J. & Hudec K. 2017. Central European Greylag Geese Anser anser show a shortening of migration distance and earlier spring arrival over 60 years. *Ibis* 159: 352–365.

Pokorný J. 1996: Rozvoj vodních maktrofyt v mělkých jezerech a rybnících. In: Eiseltová [ed.] Obnova jezerních ekosystémů: holistický přístup. In: *Eiseltová M. (ed.): Obnova jezerních ekosystémů – holistický přístup. Wetlands International Publication No.32*: 36–43.

Pokorný J., Pechar L., Koutníková J., Dufková V., Schlott G. & Schlott K. 1992. The effects on the aquatic environment of fish pond management practices. *In: Finlayson M. (ed.), Integrated management and conservation of wetlands in agricultural and forested landscapes: 50–55.*

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 and IWRB Publication No. 30, Slimbridge, UK: 37–45.*

Poláková K., Musil P., Musilová Z. & Zouhar J. 2018. Density-dependent regulation of breeding success in the Red-crested Pochard *Netta rufina. Bird Study* 65: 92–97.

Pöysä H. 2019. Tracking ice phenology by migratory waterbirds: settling phenology and breeding success of species with divergent population trends. *Journal of Avian Biology* 50.

Pöysä H., Elmberg J., Sjöberg K. & Nummi P. 2000. Nesting Mallards (*Anas platyrhynchos*) Forecast Brood-Stage Food Limitation When Selecting Habitat: Experimental Evidence. *Oecologia* 122: 582–586

Pöysä H., Linkola P. & Paasivaara A. 2019. Breeding sex ratios in two declining diving duck species: between-year variation and changes over six decades. *J Ornithol* 160: 1015–1023.

Pöysä H., Sjöberg K., Elmberg J. & Nummi P. 2001. Pair formation among experimentally introduced mallards *Anas platyrhynchos* reflects habitat quality. *Annales Zoologici Fennici* 38: 179–184.

Press W.H., Teukolsky S.A., Vetterling W.T. & Flannery B.P. 1992. *Numerical Recipes in C: The Art of Scientific Computing*; 2nd ed.; Cambridge University Press: New York, NY, USA, 1992.

Pullin A.S. 2002: Conservation Biology. *Cambridge University Press.*

Pykal J. & Janda J. 1994. Početnost vodních ptáků na jihočeských rybnících ve vztahu k rybničnímu hospodaření. *Sylvia* 30: 3–11.

Pykal J. 1995. Doporučení pro management významných ptačích území na rybnících. *Významná ptačí území v České republice, Sbornik referátů, Kostelec nad Černými lesy, 1995: 80-84.*

Quinn J.S. & Sirdevan J. 1998: Experimental measurement of nesting substrate preference in Caspian Terns, *Sterna caspia*, and the successful colonisation of human-constructed islands. *Biological Conserv.* 85: 63–68.

Ramsar Convention Secretariat 2013. The Ramsar Convention Manual: a guide to the Convention on Wetlands (Ramsar, Iran, 1971), 6th ed. *Ramsar Convention Secretariat, Gland, Switzerland.*

Revilla E., Wiegand T., Palomares F., Ferreras P. & Delibes M. 2004. Effects of Matrix Heterogeneity on Animal Dispersal: From Individual Behavior to Metapopulation-Level Parameters. *The American Naturalist* 164, E130–E153. https://doi.org/10.1086/424767

Ricca M.A. & Miles A.K. 2009. Use of a nesting platform by Gull-billed Terns and Black Skimmers at the Salton Sea, California. *Western Birds* 40: 267–277.

Ricklefs R.E. 1969. An analysis of nesting mortality in birds.

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

Robin J., Wezel A., Bornette G., Arthaud F., Angélibert S., Rosset V. & Oertli B., 2014: Biodiversity in eutrophicated shallow lakes: determination of tipping points and tools for monitoring. *Hydrobiologia* 723: 63–75.

Rodriguez-Perez H., Green A. J. & Figuerola J. 2007. Effects of greater flamingo *Phoenicopterus ruber* on macrophytes, chironomids and turbidity in natural marshes in Doñana, SW Spain. *Fundamental and Applied Limnology* 170: 167–175.

Roy C.L. 2018. Nest and brood survival of Ring-necked Ducks in relation to anthropogenic development and wetland attributes. *Avian Conservation and Ecology* 13: 20. https://doi.org/10.5751/ACE-01212-130120

Sánchez M.I., Green A.J. & Castellanos E.M. 2006. Temporal and spatial variation of an aquatic invertebrate community subjected to avian predation at the Odiel salt pans (SW Spain). *Archiv für Hydrobiologie* 166: 199–223.

Schlichting H. E. J. 1960. The role of waterfowl in the dispersal of algae. *Transactions of the American Microscopical Society* 79: 160–166.

Seibolt S., Gossner M.M,. Simons N.K., Blüthgen N., Müller J., Ambarlı D., Ammer C., Bauhus J., Fischer M., Habel J., Linsenmair K.E., Nauss T., Penone C., Prati D., Schall P., Schulze E-D. Vogt J., Wöllauer S. & Weisser W.W. 2019. Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature* 574: 671-691.

Seiche E.K, Gerdeaux D., Gwiazda R., Lévai F., Musil P., Nemenonoks O., Strod T. & Carss D.N. 2012. Cormorant-fisheries conflicts in Carp ponds areas in Europe and Israel – *an overview. COST Action 635 Final Report, COST ESF Bussel.*

Sjöberg K., Pöysä H., Elmberg J. & Nummi P. 2000. Response of Mallard Ducklings to Variation in Habitat Quality: An Experiment of Food Limitation. *Ecology* 81: 329–335.

Snow D.W. & Perrins C.M. 1998. The Birds of the Western Palearctic, Concise Edition. *Oxford Univ. Press, Oxford.*

Söderquist P., Desborn L., Djerf H., Elmberg J., Gunnarsson G. & Holopainen S. 2021. Effects of released farmed mallards on species richness of breeding waterbirds and amphibians in natural, restored and constructed wetlands Wildlife Biology 2021: wlb.00846.

Söderquist P., Gunnarsson G. & Elmberg J. 2013. Longevity and migration distance differ between wild and hand-reared Mallards *Anas platyrhynchos* in Northern Europe. *Eur J Wildl Res* 59: 159–166.

Söderquist, P., Elmberg, J., Gunnarsson, G., Thulin, C.G., Champagnon, J., Guillemain, M., Kreisinger, J., Prins, H.H., Crooijmans, R.P. & Kraus, R.H. 2017. Admixture between released and wild game birds: a changing genetic landscape in European Mallards (*Anas platyrhynchos*). *Eur. J. Wildl. Res.* 63: 1–13

Speiser B., Glen D., Piggot S., Ester A., Davies K., Castillejo J. & Coupland J. 2001. Slug Damage and Control of Slugs in Horticultural Crops. FiBL-Merkblatt, *Research Institute of Organic Agriculture (FiBL), Available at http://orgprints.org/515/1/Slugcontrol.pdf*. Accessed 23.07.2012.

StataCorp. 2021. Stata Statistical Software: Release 17. *College Station, TX: StataCorp LLC.*

Sterman, J. D., 2000. *Business Dynamics: Systems Thinking and Modeling for a Complex World*. Boston: Irwin/McGraw-Hill.

Sutcliffe S.A. 1979. Artificial Common Loon nesting site construction, placement, and utilization in New Hampshire. In: *Proceedings of the Second North American Conference on Common Loon Research and Management. National Audubon Society. Syracuse, NY*: 111–116.

Sutherland W.J. (ed.) 2006. Ecological census techniques a handbook. *Cambridge University Press, Cambridge.*

Sutherland W.J., Newton I. & Green R.E. 2005. Bird Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques. *Oxford University Press, Oxford, New York.*

Sveinsson J. 2013. Real eiderdown. Available at http://eiderdown.com/ files/eider_article.pdf

Svidenský, R., Kučerová, A. & Čížková, H., 2021. Causes of the dieback of littoral stands in an overpopulated water-bird reserve: role of eutrophication, fish and geese. *Eur. J. Environ. Sci.* 11: 79–90.

Šťastný K. & Hudec K. (eds) 2016. Fauna ČR. Ptáci 1. *Academia, Praha.*

Šťastný K., Bejček V. & Hudec K. 2006. Atlas hnízdního rozšíření ptáků v České republice 2001–2003. *Aventinum, Praha.*

Šťastný K., Bejček V., Mikuláš I. & Telenský T. 2021. Atlas hnízdního rozšíření ptáků v České republice v 2014-2017. *Academia, Praha.*

Šusta J. 1995. Pět století rybničního hospodářství na Třeboňsku. (Český překlad německého vydání z roku 1889). *Carpio, Třeboň.*

Telfair P.C. & Bister T.J. 2004. Long-term breeding success of the cattle egret in Texas. *Waterbirds* 27: 69–78.

Teo S.S. 2001. Evaluation of different duck varieties for the control of the golden apple snail (*Pomacea canaliculata*) in transplanted and direct seeded rice. *Crop Protection* 20: 599–604.

Thomas C.D., Gillingham P.K., Bradbury R.B., Roy D.B., Anderson B.J., Baxter J.M., Bourn N.A.D., Crick H.Q.P., Findon R.A., Fox R., Hodgson J.A., Holt A.R., Morecroft M.D., O´Hanlon N.J., Oliver T.H., Pearce-Higgins J.W., Procter D.A., Thomas J.A., Walker K.J., Walmsley C.A., Wilson R.J. & Hill J.K. 2012: Protected areas facilitate species' range expansions. Proc Natl Acad Sci USA 109: 14063–14068.

Thornton M. L. 1971. Potential for long-range dispersal of aquatic phycomycetes by internal transport in birds. *Transactions of the British Mycological Society* 57: 49–59.

Tománková I., Harrod C., Fox A. D. & 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*: 249–256.

Tucakov M. & Puzovic S. 2006. Breeding waterbirds on wastewater pools of four sugar refineries in Vojvodina. *Natura Croatica* 15: 1–14.

Tucker G.M. & Evans M.I. 1997. Habitats for birds in Europe. Aconservation strategy for the wider environment. *BirdLife International, Cambridge.*

Väänänen V.M. 2000. Predation risk associated with nesting in gull colonies by two Aythya species: observations and an experimental test. *J Avian Biol 31*: 31–35.

Väänänen V.M., Pöysä H. & Runko P. 2016. Nest and brood stage association between ducks and small colonial gulls in boreal wetlands. *Ornis Fenn*. 93: 47–54.

Vrba J. 2016. Rybníkářská tradice a pěkné rybníky. *Časopis Fóra ochrany přírody* 3: 14.

Wagner D.L., Grames, E.M., Forister M.L., Berenbaum M.R. & Stopak D. 2021. Insect decline in the Anthropocene: Death by a thousand cuts. *PNAS* 118: e2023989118.

Wagner, B. M. A. & Hansson, L. A. 1988. Food competition and niche separation between fish and the Red-necked Grebe *Podiceps grisegena* (Boddaert, 1783). *Hydrobiologia* 368: 75–81.

Wagner, D. L., Grames, E. M., Forister, M. L., Berenbaum, M. R., & Stopak, D. 2021. Insect decline in the Anthropocene: Death by a thousand cuts. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *118*(2): e2023989118.

Wallensten, A., Munster, V. J., Latorre-Margalef, N., Brytting, M., Elmberg, J., Fouchier, R. A. M., Fransson, T., Haemig, P. D., Karlsson, M., Lundkvist, A., Osterhaus, A. D. M. E., Stervander, M., Waldenström, J. & Olsen, B. 2007. Surveillance of influenza A virus in migratory waterfowl in northern Europe. *Emerging Infectious Diseases* 13: 404–411.

Walther G.-R., Post E., Convey P., Menzel A., Parmesan C., Beebee T. J. C., Fromentin J.-M., Hoegh-Guldberg O. & Bairlein F. 2002. Ecological responses to recent climate change. Nature 416: 389–395

Whelan, C. J., Wenny, D. G. & Marquise, R. J. 2008. Ecosystem services provided by birds. In: *The Year in Ecology and Conservation Biology 2008. Annals of the New York Academy of Sciences, New York.*

White G.C. & Burnham K.P. 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46, Supl 1: 120-139.

Wicker A. M. & Endres K. M. 1995. Relationship between waterfowl and American coot abundance with submersed macrophytic vegetation in Currituck sound, North Carolina. *Estuaries* 18: 428–431.

Winfield D.K. & Winfield I.J. 1994: Possible competitive interactions between overwintering Tufted Duck *Aythya fuligula* and fish population of Lough Neagh, Northern Ireland: evidence from diet studies. *Hydrobiologia* 279/280: 377–386.

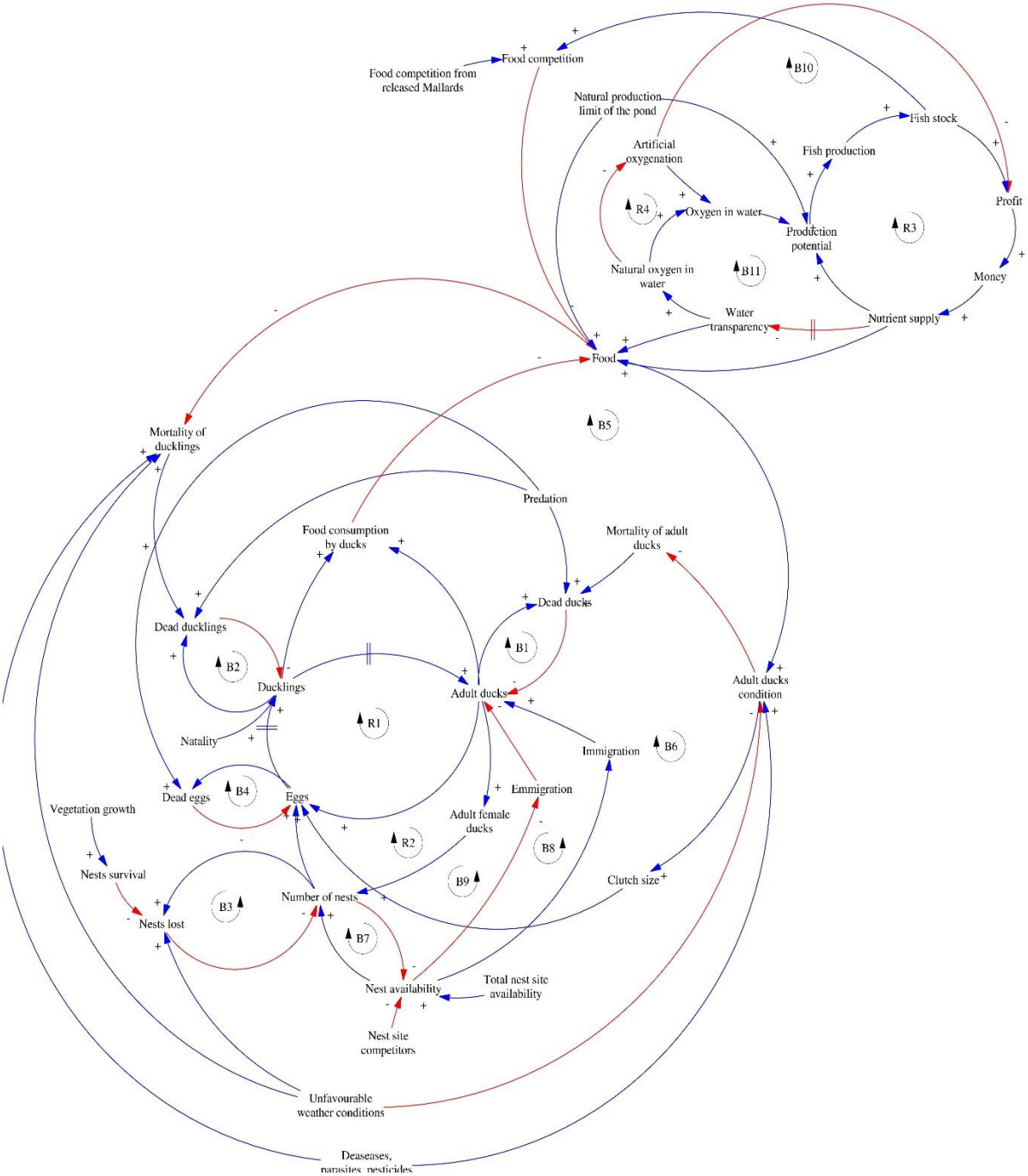
Yeh N., Yeh P. & Chang Y.H. 2015. Artificial floating islands for environmental improvement. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 47: 616–622.

Yusa Y., Sugiura N. & Wada T. 2006. Predatory potential of freshwater animals on an invasive agricultural pest, the apple snail *Pomacea canaliculata* (Gastropoda: Ampullariidae), in southern Japan. *Biological Invasions* 8: 137–147.

PŘÍLOHA I.

Metodika implementace simulačního modelu systémové dynamiky a testování scénářů vývoje hnízdních parametrů poláka velkého a poláka chocholačky při různých teplotních a stanovištních podmínkách

Simulační model vychází z příčinně smyčkového diagramu zobrazeného na obr.24. Na zobrazeném příčinně smyčkovém diagramu jsou pro zvýšení přehlednosti červenými šipkami vyjádřeny negativní kauzální vazby δy/δx<0, modré šipky vyjadřují vazby pozitivní δy/δx>0. Polarita kauzálních vazeb je také vyjádřena znaménkem (+/-) přiléhajícím k dané vazbě. Zpětné vazby (smyčky) jsou zdrojem dynamiky systému – pozitivní smyčky, které zesilují změny, jsou zachyceny pomocí značky smyčky „R“ (Reinforcing), vyvažující smyčky, které naopak změny tlumí, vyjadřuje písmeno „B“ (Balancing).

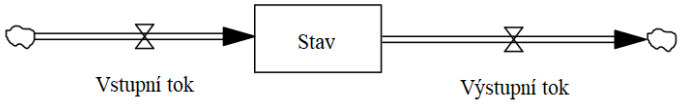


Obr. 24. Příčinně smyčkový diagram – dynamika rybniční lokality

Zobrazený příčinně smyčkový diagram mapuje dynamiku rybniční oblasti v kvalitativní formě. Pro potřeby simulačního modelu jsou některé části rozvedeny do většího detailu a jiné (jako predace, populace ryb a ekonomická výkonnost rybníka) jsou vyřazeny v důsledku nedostatečných dat nebo irelevance pro cíl simulace. Obr. 25 zobrazuje diagram stavů a toků, ve kterém jsou již proměnné vyjádřeny rovnicí výpočtu (exogenní pak časovou řadou reálných dat) a parametry hodnotou.

Diagram na obr. 25nezobracuje zcela všechny proměnné – vynechává některé pomocné přepočty a zejména ovládací prvky a přepínače scénářů. Celkově model obsahuje 17 stavových proměnných, 99 pomocných a tokových proměnných a 92 parametrů a konstant.

Obdélníky v diagramu reprezentují stavové proměnné (Sterman 2000, s. 193-194):

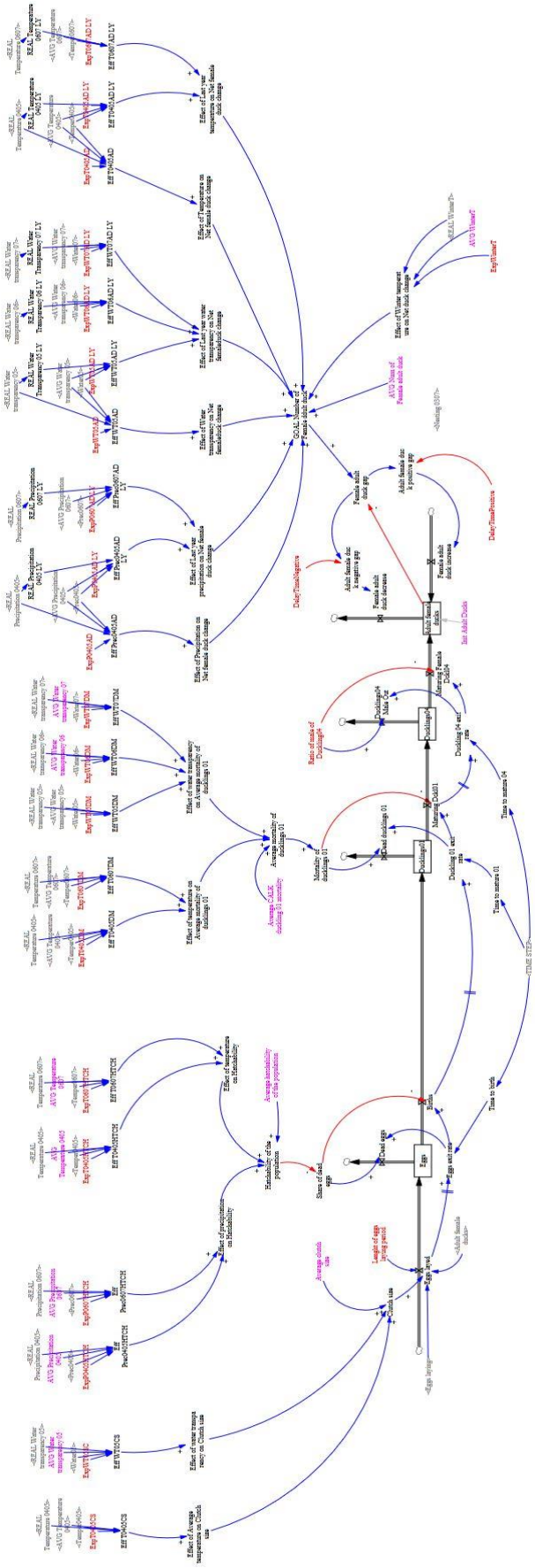


Z matematického hlediska je stavová proměnná vyjádřena určitým integrálem, změna hodnoty v čase je způsobována pouze tokovými proměnnými, stavy a jejich vstupní a výstupní toky jsou také měřeny ve stejných jednotkách, pouze stavové proměnné jsou měřené k nějakému časovém okamžiku, tokové za jednotku času:

$$Stav_T = \int_{T_0}^{T} (Vstupní\ toky_t - Výstupní\ toky_t)dt + Stav_{T_0}, \qquad (1)$$

kde T_0 představuje počáteční čas, T je aktuální čas a t kterýkoli okamžik mezi T_0 a T. Je vybrána Eulerova integrace, časový krok je stanoven na velmi malý úsek dt=0,3125.

Červeně jsou v diagramu zobrazeny zejména parametry, které bylo nutné odhadnout. V naprosté většině případů se jedná o citlivosti pro výpočet dopadu počasí či průhlednosti vody na sledované proměnné (populace samic v květnu, průměrná velikost snůšky, líhnivost, mortalita mláďat ve věku 1-3 týdny). V rovnici (2) představuje x^* průměrnou hodnotu proměnné charakterizující podmínky lokality (teplotu ve sledovaných obdobích, průhlednost vody ve sledovaných obdobích, úhrn srážek ve sledovaných obdobích), x_t pak představuje exogenní hodnotu této proměnné pro jednotlivé roky. Jednotlivými efekty se pak násobí průměrná hodnota vysvětlované proměnné (např. líhnivost v roce = průměrná líhnivost × efekt srážek v dubnu až květnu × efekt srážek v červnu až červenci × efekt teploty v dubnu až květnu × efekt teploty v červnu až červenci).



Obr. 25. Diagram stavů a toků – populace kachen

$$Efekt\ x\ na\ y = \left(\frac{x_t}{x^*}\right)^{elasticita\ x} \quad (2)$$

Odhadované parametry byly hledány pomocí Powellovy optimalizace (Dangerfield & Roberts, 1999, Press et al. 1992), kdy byl minimalizován rozdíl mezi reálnými a simulovanými daty. Takto odhadnuté parametry byly ještě analyzovány, zda odpovídají dosaženému poznání (algoritmus hledá extrém funkce, ale nemůže řešit skutečnou kauzalitu). Omezení koeficientů (např. rostoucí teplota v květnu by neměla mít negativní vliv na mortalitu mláďat) vedlo ke zhoršení odhadů hodnot sledované proměnné (např. průměrná absolutní procentuální chyba (MAPE) u velikosti populace dospělých samic v květnu tímto omezením vzrostla z 6,26 % na 12,88 %), ale model není v rozporu s předchozím výzkumem. Tab. 12 obsahuje hodnoty jednotlivých odhadnutých koeficientů parametrů. Tab. 13 obsahuje základní ukazatele odhadu klíčových proměnných.

Při citlivostní analýze byly určeny klíčové parametry modelu, které mají největší dopad na chování modelu. Tab. 14 obsahuje průměrnou procentuální změnu proměnné za sledované roky 2006-2022 při jednoprocentní změně parametru (jednoprocentní navýšení parametru). Například jednoprocentní navýšení průměrné teploty v dubnu až květnu sníží o 0,86 % mortalitu mláďat ve věku 1-3 týdny a celkově zvýší v průměru o 0,26 % velikost populace dospělých samic, na velikost snůšky a líhnivost nevykazuje toto navýšení žádný vliv. Na druhou stranu jednoprocentní zvýšení průhlednosti vody v červnu má vliv v podstatě pouze na velikost populace dospělých samic, která se v důsledku tohoto navýšení průhlednosti zvýší v průměru o 0,50 %. Znak „X“ v tabulce pak symbolizuje, že se nepředpokládá přímý vliv daného parametru na sledovanou proměnnou. Následně byly na základě této tabulky voleny ukázkové scénáře.

Působnost a název	Hodnota	Popis
Velikost snůžky (Clutch size)		
ExpT0405CS	0.0000	elasticita velikosti snůšky na teplotu v dubnu a květnu
ExpWT05SC	0.3774	elasticita velikosti snůšky na průhlednost vody v květnu
Líhnivost (Hatchability)		
ExpT0405HTCH	0.0000	elasticita líhnivosti na teplotu v dubnu a květnu
ExpT0607HTCH	0.0000	elasticita líhnivosti na teplotu v červnu a červenci
ExpP0405HTCH	-0.0624	elasticita líhnivosti na úhrn srážek v dubnu a květnu
ExpP0607HTCH	0.3235	elasticita líhnivosti na úhrn srážek v červnu a červenci
Mortalita mláďat01 (Mortality of ducklings 01)		
ExpT0405DM	-0.8584	elasticita mortality mláďat na teplotu v dubnu a květnu
ExpT0607DM	-2.9843	elasticita mortality mláďat na teplotu v červnu a červenci
ExpWT05DM	-0.2430	elasticita mortality mláďat na průhlednost vody v květnu
ExpWT06DM	0.0000	elasticita mortality mláďat na průhlednost vody v červnu
ExpWT07DM	-0.9777	elasticita mortality mláďat na průhlednost vody v červenci
Počet dospělých kachen (Adult female ducks)		
ExpWinterT	-0.0063	elasticita počtu dospělých samic na teplotu na zimovišti
ExpT0405AD	0.2415	elasticita počtu dospělých samic na teplotu v dubnu a květnu
ExpT0405AD LY	0.0000	elasticita počtu dospělých samic na teplotu v dubnu a květnu předešlého roku
ExpT0607AD LY	13.1517	elasticita počtu dospělých samic na teplotu v červnu a červenci předešlého roku
ExpP0405AD	-0.0019	elasticita počtu dospělých samic na úhrn srážek v dubnu a květnu
ExpP0405AD LY	0.3268	elasticita počtu dospělých samic na úhrn srážek v dubnu a květnu předešlého roku
ExpP0607AD LY	0.2256	elasticita počtu dospělých samic na úhrn srážek v červnu a červenci předešlého roku
ExpWT05AD	0.6048	elasticita počtu dospělých samic na průhlednost vody v květnu
ExpWT05AD LY	0.0000	elasticita počtu dospělých samic na průhlednost vody v květnu předešlého roku
ExpWT06AD LY	0.5202	elasticita počtu dospělých samic na průhlednost vody v červnu předešlého roku
ExpWT07AD LY	0.4815	elasticita počtu dospělých samic na průhlednost vody v červenci předešlého roku

Tab. 12. Srovnání populace samic – simulace vs reálná data.

Parametr	MAPE	R^2
Dospělé samice (ks)	**12,88** (6,26)	**0,52** (0,93)
Velikost snůšky (ks)	**9,33** (8,88)	**0,15** (0,36)
Líhnivost (%)	**25,41** (20,34)	**0,32** (0,30)
Mortalita mláďat (%)	**50,57** (36,33)	**0,14** (0,37)

Tab. 13. Srovnání populace samic – simulace vs reálná data (v závorce údaj před omezením koeficientů).

Povětrnostní vliv		**Sledovaná veličina**			
Význam	**Zkratka**	**Velikost snůšky**	**Líhnivost**	**Průměrná mortalita mláďat 01**	**Dospělé samice**
Teplota v dubnu a květnu (°C)	**T0405**	0.00%	0.00%	-0.86%	0.26%
Teplota v červnu a červenci (°C)	**T0607**	X	0.00%	-2.93%	13.24%
Teplota na zimovišti (°C)	**WinterT**	X	X	X	-0.01%
Úhrn srážek v dubnu a květnu (mm)	**P0405**	X	-0.07%	X	0.31%
Úhrn srážek v červnu a červenci (mm)	**P0607**	X	0.31%	X	0.23%
Průhlednost vody v květnu (cm)	**WT05**	0.38%	X	-0.25%	0.62%
Průhlednost vody v červnu (cm)	**WT06**	X	X	0.00%	0.50%
Průhlednost vody v červenci (cm)	**WT07**	X	X	-0.97%	0.48%

Tab. 14. Citlivost populace poláka velkého na procentuální změnu

Při interpretaci scénářů je nutné si uvědomit i omezení modelu. Model neobsahuje lidskou aktivitu, predaci či výskyt nemocí, tyto aspekty mohou být mírně zprostředkovány přes parametry počasí, ale jejich nezahrnutí vede k nepřesnosti. Podobně model nepracuje s kapacitou lokality, kdy ani sebelepší počasí nemůže vykompenzovat přílišnou hustotu populace a negativní důsledky příliš vysoké populace (jednalo by se o známou vyvažující smyčku používanou v populačních modelech vycházejících z lidské demografie – vysoká atraktivita lokality vede k růstu populace, příliš velká populace snižuje kvalitu života v lokalitě a ta v důsledku snižuje atraktivitu lokality).

Simulace scénářů

Každý graf obsahuje zobrazení reálného průběhu (reálná data), „scénář kalibrace“ (simulace kalibrace), který zobrazuje průběh, kdy byl rozdíl mezi reálnými a simulovanými daty minimální (nejbližší možný průběh na základě vstupních dat) a dva scénáře, kdy došlo k nějakým změnám parametrů. Simulovaná změna je v následujících scénářích vždy v celém období 2006-2022. Vytvořený model umožňuje simulovat i další scénáře a jejich kombinace. Je také možné simulovat změnu pouze v určitém období, nebo na základě nastavených vstupů predikovat vývoj sledovaných proměnných.