

Výzkumná zpráva o průběhu řešení a dosažených výsledcích projektu umělých plovoucích ostrovů – alternativních hnízdišť pro chráněné a ubývající druhy vodních ptáků



Souhrnná výzkumná zpráva

2026

Zuzana Musilová, Petr Musil, Milan Hladík, Jan Zouhar, Monika Homolková, Dorota Gajdošová, Kateřina Červinková, Martina Chrastinová, Adéla Šenkýřová, Ondřej Sedláček



Program **Prostředí pro život**



Financováno
Evropskou unií
NextGenerationEU



NÁRODNÍ
PLÁN OBNOVY

Projekt TAČR PPŽ SS07020091 Umělé plovoucí ostrovy jako alternativní hnízdiště pro chráněné a ubývající druhy vodních ptáků

Autoři:

Zuzana Musilová
Petr Musil
Milan Hladík
Jan Zouhar
Monika Homolková
Dorota Gajdošová
Kateřina Červinková
Martina Chrastinová
Adéla Šenkýřová
Ondřej Sedláček

Doporučená citace:

Musilová Z., Musil P., Hladík M., Zouhar J., Homolková M., Gajdošová D., Červinková K., Chrastinová M., Šenkýřová A., & Sedláček O. 2026. Výzkumná zpráva o průběhu řešení a dosažených výsledcích projektu umělých plovoucích ostrovů – alternativních hnízdišť pro chráněné a ubývající druhy vodních ptáků. *Fakulta životního prostředí ČZU v Praze*.

Projekt TAČR PPŽ SS07020091 Umělé plovoucí ostrovy jako alternativní hnízdiště pro chráněné a ubývající druhy vodních ptáků



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

Vodohospodářský rozvoj a výstavba a.s.
Nábřeží 90/4, Smíchov 150 00 Praha 5

<https://plovouci-ostrovy.eu/>

Obsah

Abstrakt.....	4
Seznam používaných pojmů a zkratk.....	6
Úvod	7
Cíle projektu	7
Technické řešení	8
Cílové druhy	10
Metodika	11
Monitoring stavu vegetace a testování ohrádek.....	11
Monitoring výskytu predátorů a herbivorních druhů vodních ptáků	13
Monitoring hnízdní úspěšnosti a umístění hnízd cílových druhů	14
Statistické zpracování dat	15
Výsledky	17
Ochrana vegetace před devastací	17
Monitoring výskytu predátorů	19
Monitoring výskytu herbivorů.....	21
Hnízdní úspěšnost a umístění hnízd cílových druhů	24
Shrnutí a doporučení	30
Literatura.....	32

Abstrakt

Zánik hnízdních biotopů, zejména úbytek litorálních porostů, vysoká míra predace a nedostatečná potravní nabídka negativně ovlivňují reprodukční úspěšnost vodních ptáků v podmínkách Česka. 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. Ostrovy představují v intenzivně využívané krajině významné 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 predatornímu tlaku ze strany savců i ptačích predátorů.

Zde shrneme výsledky získané při řešení projektu TAČR PPŽ SS07020091 Umělé plovoucí ostrovy jako alternativní hnízdiště pro chráněné a ubývající druhy vodních ptáků. Celkem 24 umělých plovoucích ostrovů jsme intenzivně monitorovali v jižních Čechách.

Otestovali jsme tři typy kovových ohrádek sloužících k ochraně vegetace před herbivorními druhy vodních ptáků (labuť velká, husa velká, některé druhy kachen) a nutrie říční. U všech typů ohrádek byla zjištěna nižší pravděpodobnost devastace vegetace, a zaznamenáno hnízdění cílových druhů uvnitř ohrádek. Vysoký plot navíc poskytuje konstrukční výhody v podobě snadnější manipulace s materiálem.

Na plovoucích ostrovech došlo k několika případům predace hnízd pouze ptačími predátory: moták pochop, vrána černá, vrána šedá, racek bělohlavý. Z nepůvodních druhů savčích predátorů jsme zaznamenali pouze sporadické případy výskytu norka amerického a mývala severního na Vlkovském rybníce. Na plovoucích ostrovech hnízdily všechny cílové druhy vodních ptáků (polák velký, polák chocholačka, racek chechtavý a rybák obecný). U poláka velkého a poláka chocholačky jsme prokázali vyšší přežívání hnízd a vyšší pravděpodobnost vylíhnutí vajec v porovnání s přirozenými ostrovy.

Umělé plovoucí ostrovy chráněné před devastací herbivorními druhy poskytují bezpečné alternativní hnízdní možnosti pro všechny cílové druhy i pro další druhy vodních ptáků hnízdících na zemi.

Klíčová slova: ochranné opatření; vodní ptáci; přírodě-blízké řešení; plovoucí platformy

Abstract

Loss of nesting habitats—particularly the decline of littoral vegetation—together with high predation pressure and insufficient food availability negatively affect the reproductive success of waterbirds in Czechia. One of the key measures that mitigates the limited availability of suitable nesting sites and consequently increases breeding success is the installation of artificial floating islands. In intensively managed landscapes, these islands provide essential habitat elements whose isolation enables the survival of animal species that otherwise lack appropriate breeding conditions. This applies especially to ground-nesting waterbirds, which are exposed to strong predation pressure from both mammalian and avian predators.

Here, we summarise the results of the TAČR project PPŽ SS07020091 Artificial floating islands as alternative nesting sites for protected and declining waterbird species. A total of 24 artificial floating islands were intensively monitored in South Bohemia.

We tested three types of metal enclosures designed to protect vegetation from herbivorous waterbirds (Mute Swan, Greylag Goose, several duck species) and the Coypu. All enclosure types reduced the probability of vegetation damage, with tall fencing additionally providing structural advantages that facilitate easier material handling. The breeding of the target species was recorded also inside the enclosures.

Several cases of nest predation on floating islands were recorded, all caused by avian predators: Western Marsh Harrier, Carrion Crow, Hooded Crow, and Caspian Gull. Among non-native mammalian predators, only sporadic occurrences of American Mink and Raccoon were documented at Vlkovský fishpond. All target waterbird species (Common Pochard, Tufted Duck, Black-headed Gull, and Common Tern) nested on the floating islands. For Common Pochard and Tufted Duck, we demonstrated higher nest survival and a higher probability of egg hatching compared to natural islands.

Artificial floating islands protected from herbivorous species provide safe alternative nesting opportunities for all target species as well as other ground-nesting waterbirds.

Keywords: conservation intervention; waterbirds; nature-based solution; floating platforms

Seznam používaných pojmů a zkratek

emerzní (litorální) 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 *Carex*, rákos *Phragmites*, skřípinec *Schoenoplectus*, zevar *Sparganium* aj.

hnízdni populace: jedinci daného druhu přítomní na sledovaném území v hnízdni 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 hnízdni sezónu (viz např. Musil *et al.* 2024).

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 1957) 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 makrofyty řazeny makroskopicky pozorovatelné vyšší cévnaté rostliny, mechorosty (Bryophyta) a parožnatky (Charophyta). Součástí makrofyt nejsou nárosty makroskopických řas, které jsou přiřazeny k fyto-bentosu. Makrofyty 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 (2010) - labutě, husy, kachny, potápky, kormoráni, volavky, krátkokřídlí, dlouhokřídlí, bahňáci, raci, orel mořský, ledňáček říční, skorec vodní.

Úvod

Změny ve využívání krajiny vedly v průběhu několika posledních staletí k postupnému zániku většiny mokřadních biotopů ve středoevropské krajině (Čížková *et al.* 2013, 2017). Jejich místo nahradily převážně zemědělsky obhospodařované nebo zastavěné plochy, což vedlo k celkovému snížení pestrosti krajinné mozaiky (Tucker & Evans 1997). Na druhé straně byla diverzita naší krajiny zvýšena vytvořením umělých mokřadů – četných vodních nádrží. Zejména rybníky, vytvářené již od raného středověku (Šusta 1995, Vrba 2016, Čížková *et al.* 2017), se spolu s jejich nejbližším okolím postupně stávaly refugii mnoha skupin organismů i celých rostlinných i živočišných společenstev (Dykyjová & Květ 1978, Čížková *et al.* 2017). Rybníky a rybníční soustavy hrají významnou roli z hlediska udržování stability krajiny, retence vody v krajině, ale i rekreace a estetiky (IUCN 1996).

V několika posledních desetiletích se však ani společenstva a ekosystémy našich rybníků nemohly vyhnout negativním vlivům, jimž je vystavována celá naše krajina. Intenzifikace zemědělské výroby značně přispěla nejen k eutrofizaci rybníků a dalších vodních nádrží, ale i k ukládání škodlivých látek v jejich sedimentech. Současně dochází k urychlení přirozeného zazemňování vodních nádrží v důsledku eroze způsobené neuváženými zásahy do okolní krajiny. K tomu dále přistupují přímé zásahy v důsledku obhospodařování rybníků, motivované snahou o vysokou produkci ryb, jako jsou například nadměrné přihnojování, likvidace litorálních porostů, zvyšování hustoty rybích obsádek apod. (Oertli *et al.* 2005, UNEP 2017). Všechny tyto jevy ovlivňují rostlinná i živočišná společenstva obývajících samotné rybníky (viz např. Kořínek *et al.* 1987, Pokorný *et al.* 1994, Musil 2006, Čížková *et al.* 2017), přičemž nutnost minimalizace negativního dopadu lidské činnosti na mokřadní společenstva vyplývá mimo jiné i ze závazků České republiky jako signatářské země Ramsarské konvence (Hudec *et al.* 1994, Ramsar Convention Secretariat 2013).

Cíle projektu

Projekt sleduje následující hlavní cíl:

Vytvoření bezpečného alternativního společného hnízdiště pro chráněné nebo ubývající cílové druhy vodních ptáků (polák velký, polák chocholačka, racek chechtavý a rybák obecný) pro zvýšení jejich produktivity (počtu vyvedených mláďat) pomocí technologie umělých plovoucích ostrovů.

Hlavní cíl vychází z následujících dílčích provázaných cílů, které čerpají ze dvou hnízdních sezón (2024 a 2025):

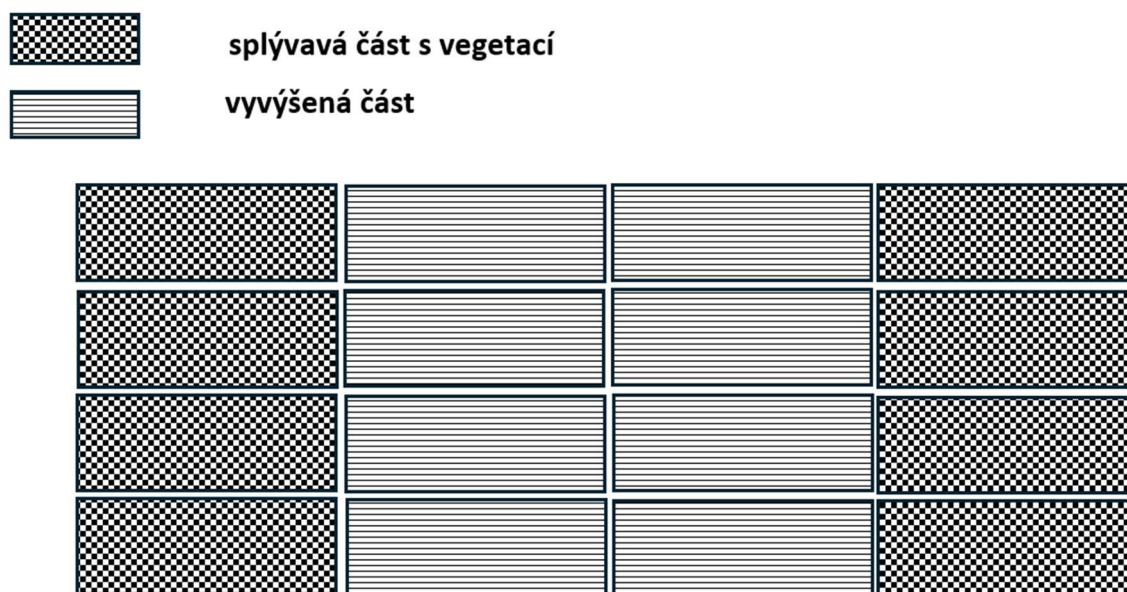
- (1) Vytvoření technologie chránící umělé plovoucí ostrovy před devastací vegetace herbivorními druhy vodních ptáků (zejm. husa velká a labuť velká)
- (2) Otestování technologie plovoucích ostrovů zabraňující predaci hnízd cílových druhů invazními nepůvodními druhy (mýval severní, norek americký a psík mývalovitý)



Obr. 1. Cílové druhy (polák velký a rybák obecný) zachycené fotopastí na rybníce Bukový.

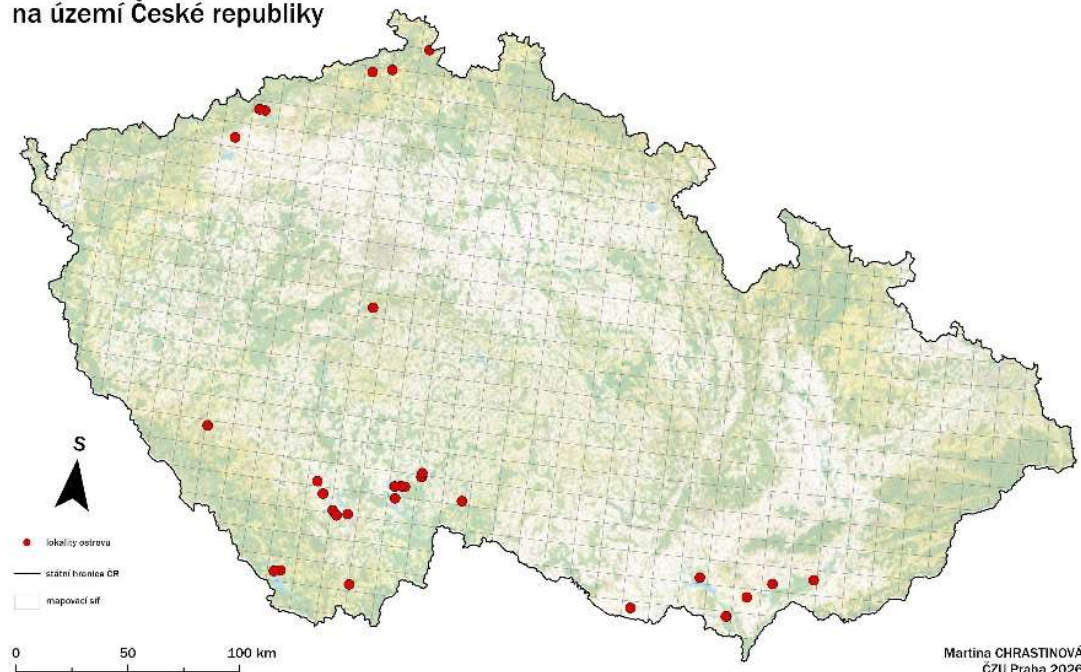
Technické řešení

Základní díl plovoucího ostrova vytváří ocelová gabionová síť o ploše 2x1 m, která je lehká, a přitom zajišťuje dostatečnou pevnost i pružnost. Gabionovou síť pokrývá rohož z kokosových vláken, která slouží ke snazšímu uchycení vodních rostlin, například ostřic, sítin a vodních kosatců. Konstrukci nadnášejí speciálně vyrobené plováky, běžný ostrov má pak celkem 16 dílů a plochu 32 m². Je zakotven na vhodném místě vodní nádrže nebo rybníku. Příklad konstrukce plovoucího ostrova viz Obr. 2.



Obr. 2. Příklad složení plovoucího ostrova, 16 prvků, plocha 32 m².

UMĚLÉ PLOVOUCÍ OSTROVY na území České republiky



Obr. 3. Umělé plovoucí ostrovy instalované na území Česka (Chrastinová 2026).

Cílové druhy

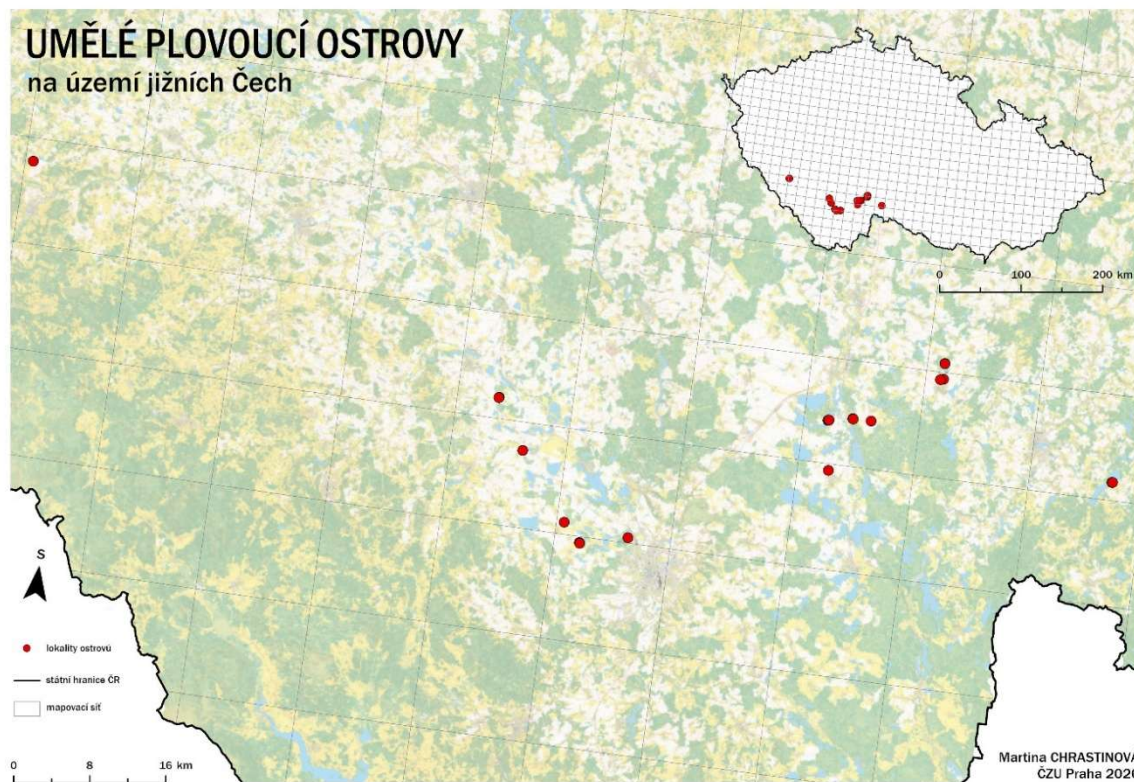
Cílové druhy předkládaného projektu zahrnují koloniálně hnízdící druhy racka chechtavého *Chroicocephalus ridibundus* a rybáka obecného *Sterna hirundo* a dva druhy potápivých kachen, poláka velkého *Aythya ferina* a poláka chocholačku *Aythya fuligula*. Koloniálně hnízdící druhy aktivně brání svá hnízda před predátory, přičemž odhánějí predátory i od hnízd jiných druhů vodních ptáků umístěných v kolonii a její blízkosti hnízdících druhů vodních ptáků, zejména kachen a potápek. Počet a velikost těchto kolonií racka chechtavého se snižuje v celoevropském měřítku (Fox *et al.* 2016, Pöysä *et al.* 2019, Keller *et al.* 2020). Početnost hnízdní populace rybáka obecného v České republice i ve většině evropských států narůstá (Keller *et al.* 2020, Šťastný *et al.* 2021). Oba cílové druhy potápivých kachen (polák velký a polák chocholačka) patří mezi druhy výrazně ubývající v podmínkách České republiky i v celoevropském měřítku. Oba tyto druhy jsou negativně ovlivněny sníženou nabídkou potravy i nedostatkem vhodného hnízdního prostředí, které jsou příčinami snížení reprodukční úspěšnosti (Fox *et al.* 2016, Gajdošová *et al.* 2023).

Tab. 1 Přehled cílových druhů (početnost, trendy početnosti, ochranný status). Údaje jsou převzaty z European Commission 2025 a BirdLife International 2026).

Druh	polák velký	polák chocholačka	racek chechtavý	rybák obecný
Velikost hnízdní populace v ČR (párů)	3 000-5 000	3 000-5 000	12 000-17 000	480-760
Trend hnízdní populace v ČR	pokles	pokles	pokles	nárůst
Status v ČR	-	-	-	silně ohrožený
Velikost populace v Evropě (jedinců)	373 000 až 679 000	879 000 až 1 240 000	2 810 000 až 4 120 000	881 000 až 1 430 000
Trend populace v Evropě	pokles	pokles	pokles	nárůst
Status dle IUCN	<i>vulnerable</i> zranitelný	<i>near threatened</i> téměř ohrožený	<i>least concern</i> málo dotčený	<i>least concern</i> málo dotčený

Metodika

V letech 2024-2025 jsme na celkem 24 umělých plovoucích ostrovech instalovaných v jižních Čechách testovali vliv ochranných kovových ohrádek na stav vegetace, monitorovali chování herbivorních druhů a predátorů pomocí fotopastí a monitorovali hnízda cílových a ostatních druhů vodních ptáků (viz Obr. 4).



Obr. 4. Umístění umělých plovoucích ostrovů, kde probíhal monitoring stavu vegetace, chování predátorů a herbivorů a monitoring hnízd v letech 2024-2025.

Monitoring stavu vegetace a testování ohrádek

Monitoring stavu vegetace na plovoucích ostrovech probíhal v letech 2024-2025 přímou kontrolou jednotlivých ostrovů s využitím lodě nebo nafukovacího člunu. Na jednotlivých ostrovech byla zaznamenávána výška vegetace a rozsah spasení či sešlapu vegetace. Pořizovali jsme detailní fotografie ostrovů. Každý díl ostrova jsme identifikovali a do karty ostrova zaznamenávali výšku a složení vegetace a rozsah devastace vegetace (sít s jednotlivými díly viz Obr. 6). Při těchto návštěvách jsme kontrolovali i funkčnost ostrova, jednotlivých dílů a především modifikované konstrukce (kovových ohrádek).

Kategorie spasení, případně sešlapu vegetace jsme zaznamenávali v rámci jednotlivých dílů gabionových sítí následovně: 0-žádná, 1-malá (devastace 1-25% plochy dílu), 2-střední (devastace 26-50% plochy dílu), 3 – rozsáhlá (devastace 51-75% plochy dílu), 4-velmi rozsáhlá (devastace 76-99% plochy dílu), 5-kompletní devastace vegetace (devastace 100% plochy dílu).

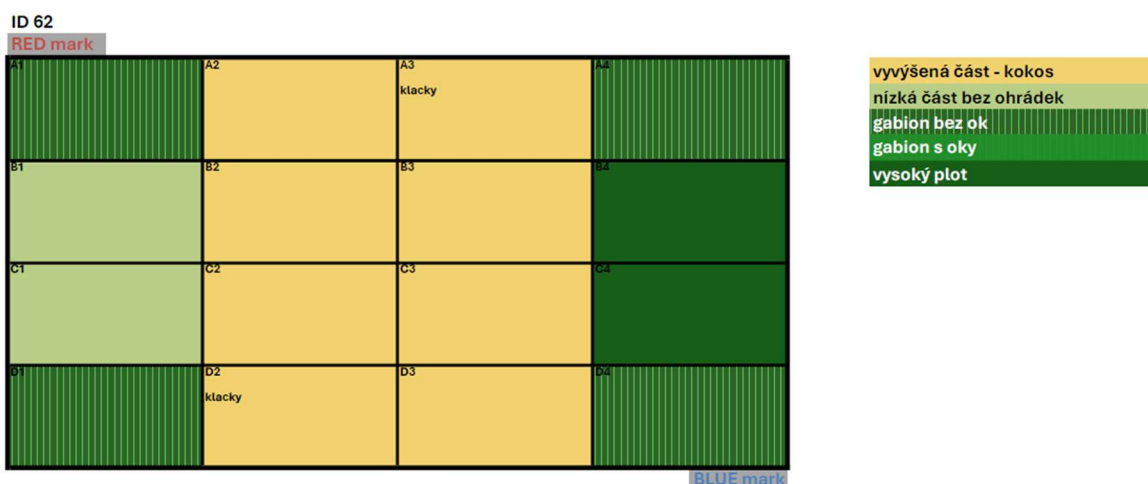


Obr. 5. Typy ohrádek instalovaných k ochraně vegetace před herbivorními druhy vodních ptáků (Souvislý nízký gabion bez větších ok – vlevo nahoře, upravený nízký gabion s oky – vlevo dole, vysoký plot – vpravo nahoře, husy velké zachycené při okusu vegetace – vpravo dole).

Testovali celkem tři typy kovových ohrádek sloužící k ochraně vegetace před herbivorními druhy vodních ptáků (Obr. 5):

- Souvislý nízký gabion bez větších ok – výška 30 cm, oka 10x10 cm
- Upravený nízký gabion s oky – výška 30 cm, oka 10x10 cm, větší oka 20x20 cm
- Vysoký plot – 60 cm, oka 20x20 cm

Různé typy ohrádek i nechráněné díly vegetace jsme použili v různých kombinacích v rámci jednoho ostrova (viz např. Obr. 6).



Obr. 6. Schéma plovoucího ostrova s instalovanými ohrádkami k ochraně vegetace (rybník Starý Vrbenský).

Monitoring výskytu predátorů a herbivorních druhů

Monitoring výskytu predátorů, predančních událostí a chování herbivorních druhů na umělých plovoucích ostrovech probíhal v letech 2024 a 2025 pomocí fotopastí BUNATY MINI FULL HD po celou dobu hnízdní sezony (duben-srpen). Fotopasti byly na konstrukce ostrovů upevňovány pomocí fixačních popruhů. Cílem bylo buď celosezónní sledování výskytu predátorů a herbivorních druhů, nebo krátkodobé monitorování predace u konkrétních hnízd vodních ptáků (metodika používání fotopastí ověřena v rámci předchozích projektů RAGO 3211100016 (2022–2024), IGA project no. 2021B0038 (2021–2023) a IGA project no. 2023B0045 (2023–2024)).

Na každý ostrov byly umísťovány dvě fotopasti BUNATY MINI FULL HD položené na protilehlé strany, kdy se pokryje největší část ostrova. Upevňovaly se na vegetaci, kovové ohrádky či dřevěné kolíky (Obr. 7). Na zimní období (září-duben) byly všechny fotopasti z ostrovů odebrány.

Fotopasti byly umístěny na 11 lokalitách s celkem 24 plovoucími ostrovy, a to na rybnících Bukový, Hlavatecký, Kardaš, Krvavý, Obecní, Šlechtův, Schwarzenberg, Velký Lomnický, Vlkovský, Vyšatov a Starý Vrbenský. Počet získaných záznamů se pohybuje od 5 000 do 206 000 na každý ostrov v závislosti na využívání lokality vodními ptáky. Jako nejvíce využívaná lokalita se ukázal rybník Schwarzenberg, ze kterého pochází až 206 000 snímků. Celkem jsme identifikovali 13 661 záznamů chování predátorů, herbivorních druhů a ostatních druhů vodních ptáků.

Obr. 7. Způsob umísťování fotopastí na plovoucích ostrovech (monitoring ostrova vlevo, monitoring hnízda vpravo).



V průběhu realizace projektu byla průběžně zpracovávána data získaná z fotopastí instalovaných na sledovaných lokalitách. Po každém stažení byly pořízené fotografie systematicky roztříděny podle lokality a ostrova a vizuálně vyhodnoceny. U jednotlivých záznamů byl určen zaznamenaný druh, počet jedinců a zaznamenány základní informace o místě a čase pořízení. Současně byla provedena kontrola správnosti identifikace druhů a odstraněna nevyužitelná nebo chybná data.

Na základě zpracovaných dat byla vytvořena jednotná databáze, která slouží jako hlavní výstup monitoringu pomocí fotopastí. Databáze byla zpracována v prostředí Microsoft Excel a byla navržena tak, aby umožňovala efektivní archivaci dat i jejich následné statistické vyhodnocení. Každý řádek databáze představuje jeden vyhodnocený záznam z fotopasti a obsahuje informace o lokalitě, datu

monitoringu, časových charakteristikách záznamu, determinovaném druhu, případném upřesnění určení a počtu zaznamenaných jedinců. Součástí zpracování dat bylo také vyhodnocení chování zaznamenaných jedinců, se zaměřením především, ne však výlučně, na herbivorní druhy a predátory. U jednotlivých záznamů byly hodnoceny projevy chování související s využíváním stanoviště, zejména pastva, okus, pohyb, odpočinek a další aktivity. Na základě těchto údajů bylo možné posoudit intenzitu využívání jednotlivých lokalit herbivorními druhy a vyhodnotit jejich vliv na vegetaci a vývoj sledovaných biotopů vně a uvnitř instalovaných ohrádek.

Výsledná databáze představuje ucelený datový soubor dokumentující výsledky monitoringu fotopastmi za celé období realizace projektu a tvoří podklad pro další analýzy i dlouhodobou archivaci dat.

Monitoring hnízdní úspěšnosti a umístění hnízd cílových druhů

Na sledovaných lokalitách byla aktivně vyhledávána hnízda jednotlivých cílových druhů, a i ostatních druhů vodních ptáků. Vyhledávání hnízd probíhalo při kontrolách opakovaných v 10-14denních intervalech od dubna do srpna. Cílem bylo zachycení hnízd cílových druhů (poláka velkého, poláka chocholačky, racka chechtavého a rybáka obecného; viz Obr. 8) s různou sezónní dynamikou hnízdní sezóny a zjištění jejich reprodukční úspěšnosti i dalších reprodukčních parametrů. Hnízda cílových druhů jsme vyhledávali na plovoucích ostrovech i v okolních hnízdních biotopech jednotlivých lokalit (rybníků).

Pro jednotlivá hnízda poláka velkého a poláka chocholačky na plovoucích ostrovech i v okolních hnízdních biotopech (původní ostrovy a pobřeží rybníka) jsme zaznamenávali tyto parametry:

- počet a velikost vajec
- přítomnost parazitických vajec
- parametry umístění hnízda (vzdálenost od vodní hladiny - m, průměrná výška vegetace nad hnízdem - cm, procento zakrytí hnízda, viz Daubenmire 1959, Hines & Mitchell 1983)
- druhové složení vegetace v okolí hnízda

U nalezených hnízd byla zaznamenána GPS poloha, hnízdo bylo označeno kvůli usnadnění následujících kontrol a dokumentaci výsledků hnízdění. Používali jsme následující kategorie úspěšnosti a osudu hnízda: úspěšné (pokud došlo k vylíhnutí alespoň jednoho vejce), predace, zaplavení, opuštění snůšky samicí. Pro každé hnízdo byl zaznamenán počet vylíhnutých vajec.

Pro každé hnízdo jsme zaznamenávali několik časových proměnných popisujících hnízdní pokus:

- datum nálezu hnízda
- datum snesení prvního vejce (za předpokladu zpětného výpočtu data snesení prvního vejce, jednodenního intervalu snášky a 25denní inkubační doby; Hudec 1994, Snow & Perrins 1998)
- den hnízdní sezóny, kdy bylo hnízdo nalezeno
- datum posledního dne, kdy bylo hnízdo klasifikováno jako aktivní (v případě úspěšně vyvedených hnízd se jednalo o datum líhnutí)
- datum poslední kontroly hnízda (v případě úspěšně vyvedených hnízd se opět jednalo o datum líhnutí)
- konečný osud hnízda (úspěšně vyvedené/neúspěšné)
- stáří hnízda v první den hnízdní sezóny (den 0 = den, kdy bylo sneseno první vejce snůšky). První den hnízdní sezóny byl definován jako datum, kdy bylo nalezeno nejstarší hnízdo v dané hnízdní sezóně pro daný druh.

Pro hnízda racků chechtavých a rybáků obecných jsme zaznamenávali následující parametry:

- počet vajec
- umístění hnízda v rámci plovoucího ostrova (vyvýšená část nebo část s vegetací)
- materiál použitý na stavbu hnízda v případě hnízd racka chechtavého (rostlinný materiál, dřevěný materiál - klacky, kokosová vlákna)

Obr. 8. Hnízda cílových druhů zaznamenaná na plovoucích ostrovech: rybák obecný (vlevo dole), hnízdo racka chechtavého (vlevo nahoře), polák velký (vpravo dole) a polák chocholačka (vpravo nahoře).



Statistické zpracování dat

Rozdíly v intenzitě devastace vegetace při použití 3 typů ochranných ohrádek (souvislý nízký gabion bez ok, upravený nízký gabion s oky, vysoký plot) jsme hodnotili pomocí ordinální logistické regrese ve studiu R (2026.01.1). Závislá proměnná (intenzita devastace vegetace) má více kategorií, které jsou přirozeně seřazené bez měřitelných vzdáleností mezi sebou. Kategorie nízká část bez ohrádek sloužila jako referenční.

Pravděpodobnost umístění hnízda racků chechtavých a rybáků obecných na vyvýšených a plochých částech plovoucích ostrovů jsme hodnotili pomocí binomického GLM modelu s logit funkcí ve studiu R (2026.01.1). Umístění hnízd racků chechtavých sloužilo jako referenční kategorie.

Přežívání hnízd poláka velkého a poláka chocholačky bylo odhadnuto pomocí parametrického modelovacího rámce pro analýzu přežívání ve STATA 18 (StataCorp, 2023). U každého hnízda byl definován interval (v juliánských dnech) od dne hnízdní sezóny, kdy bylo hnízdo nalezeno, až po jeho neúspěšný osud (predace, opuštění nebo zaplavení) nebo vylíhnutí. U neúspěšných hnízd bylo datum neúspěchu odhadnuto jako střed mezi posledním aktivním a prvním neaktivním pozorováním.

U úspěšných hnízd byla délka definována jako interval mezi dnem hnízdní sezóny, kdy bylo hnízdo nalezeno, a posledním aktivním pozorováním. Pro modelování těchto časových údajů (time-to-event) byla použita regresní analýza přežívání typu accelerated failure time (AFT) se specifikací Weibullova rozdělení pro bazální hazard. Tento přístup byl zvolen pro ekologický kontext studie, protože regresní koeficienty popisují vliv kovariát jako multiplikativní změny očekávané doby přežívání, což poskytuje přímou a dobře interpretovatelnou vazbu mezi charakteristikami hnízdního stanoviště a variabilitou délky úspěšné inkubace. Weibullovo rozdělení navíc umožňuje monotónní hazardní funkci – buď rostoucí, nebo klesající – prostřednictvím svého tvarového parametru, což nabízí flexibilní, avšak biologicky realistické znázornění časových změn rizika neúspěšnosti hnízda.

Parametry modelu byly odhadnuty metodou *maximal likelihood*. Nejprve byl sestaven základní model zahrnující typ ostrova (umělý plovoucí vs. přirozený ostrov), přítomnost kolonie racků a rybáků a druhovou identitu. Následně byl druhý model rozšířen o další proměnné – datum snesení 1. vejce a charakteristiky hnízdního stanoviště (vzdálenost od hladiny, vegetační pokryv a výška vegetace), aby byla vyhodnocena robustnost hlavních efektů. Všechny analýzy byly provedeny v rámci analýzy přežívání s využitím *right-censored data*.

Vliv typu ostrova (umělý plovoucí vs. přirozený ostrov) na reprodukční charakteristiky (velikost snůšky, počet neparazitických vajec, počet parazitických vajec, počet vylíhnutých mláďat, úspěšnost hnízdění, datum snesení 1. vejce) a charakteristiky hnízdního stanoviště (výška vegetace, vegetační pokryv, vzdálenost od otevřené vodní hladiny) byl hodnocen pomocí lineárních smíšených modelů (LMM) a generalizovaných lineárních smíšených modelů (GLMM), v závislosti na typu rozdělení dané reprodukční charakteristiky. Kontinuální reprodukční charakteristiky byly analyzovány pomocí lineárních smíšených modelů za předpokladu normálního rozdělení. Kontinuální proměnné byly analyzovány pomocí generalizovaných lineárních smíšených modelů s Poissonovým rozdělením a logaritmickou link funkcí, zatímco binární výsledky byly analyzovány pomocí binomických modelů s logit-link funkcí (Zuur *et al.* 2009).

Úspěšnost hnízdění byla modelována jako binomická proměnná s odpovídajícím celkovým počtem pokusů. Tento přístup vhodně zohledňuje diskrétní a omezenou povahu proporčních dat (mezi 0 a 1) a variabilitu počtu pokusů mezi hnízdy (Zuur *et al.* 2009). Multikolinearita mezi kovariátami byla hodnocena pomocí faktorů inflace variance (VIF); ve všech regresích byly všechny hodnoty VIF nižší než 2,0, což naznačuje nízkou kolinearitu (Allison 1999).

Výsledky

Ochrana vegetace před devastací

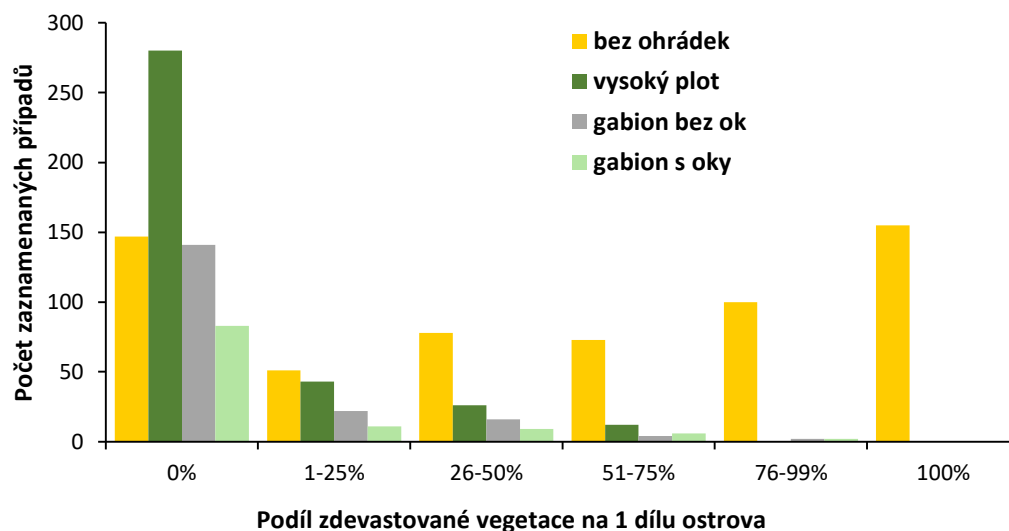
Pro vytváření technologie umělého plovoucího ostrova chráněného proti devastaci vegetace herbivorními druhy vodních ptáků jsme testovali 3 typy ochranných kovových ohrádek celkem na 19 plovoucích ostrovech (celkem 1261 dílů ostrovů o rozloze 2 m² při jednotlivých kontrolách v daném roce). Při hodnocení jsme z metodického hlediska vyloučili data z plovoucích ostrovů, kde existovaly kolonie racků chechtavých (rybník Domin a Vyšatov) a stav vegetace byl jejich působením ovlivněn (především přinášení rostlinného materiálu na stavbu, interakce s dalšími druhy vodních ptáků). Kovové ochranné ohrádky byly instalovány na všech ostrovech zahrnutých do projektu kromě jednoho ostrova na rybníce Krvavý (datum instalace 18.5.2022), kde byly mohutné porosty rákosy a ostřic plně vyvinuté bez nutnosti ochrany proti herbivorním druhům, k jejich devastaci nedocházelo a rozsah a hmotnost porostů částečně zabraňoval instalaci ohrádek.

Nejvyšší míru intenzity devastace vegetace vykazovaly části plovoucích ostrovů nechráněné ohrádkami (52.77 ± 1.96 %), nižší míra intenzity vegetace pak byla zjištěna na částech chráněných vysokým plotem (13.28 ± 1.06 %), upraveným nízkým gabionem s oky (17.75 ± 2.10 %) a nejméně chráněných nízkým gabionem bez ok (15.95 ± 1.54 %), viz obr. 9 a 10.

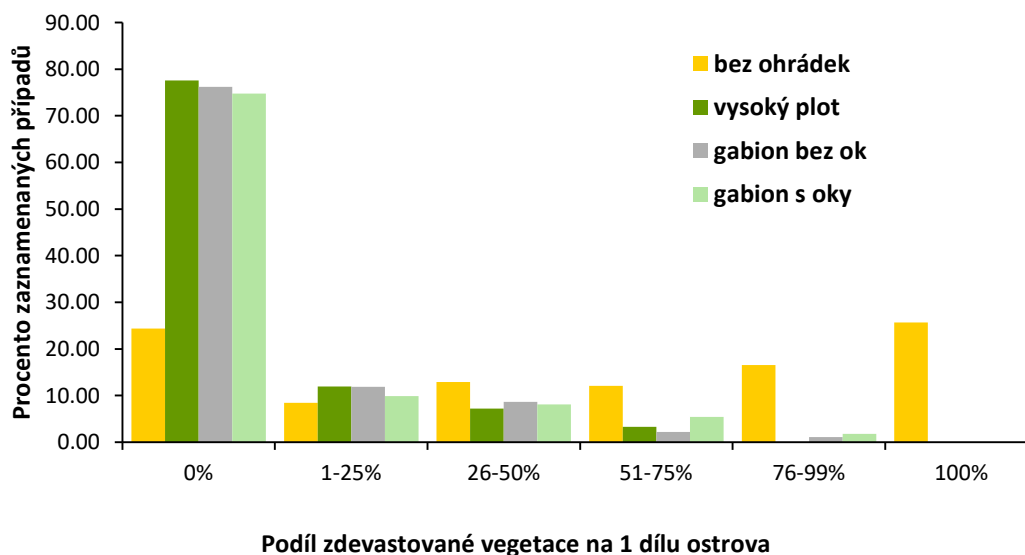
Při hodnocení pravděpodobnosti devastace vegetace především herbivorními druhy vodních ptáků (spásání a sešlap) jsme zjistili, že všechny typy ohrádek výrazně snižují pravděpodobnost devastace vegetace o 90-95 % (Odds Ratio < 0.1) v porovnání s plochami bez ohrádek (referenční kategorie), viz Tab. 2. Nejvyšší míru ochrany vegetace zajišťoval vysoký plot a dále souvislý nízký gabion a upravený nízký gabion.

Tab. 2. Výsledky modelu ordinální logistické regrese hodnotícího pravděpodobnost devastace vegetace různých typů ochranných ohrádek na dílech plovoucího ostrova (n=1 260).

Typ ohrádky	Estimate	Std. Error	z-hodnota	p-hodnota	Odds Ratio
Souvislý nízký gabion bez ok	-2.613	0.192	-13.616	< 0.001	0.073
Upravený nízký gabion s oky	-2.499	0.233	-10.745	< 0.001	0.082
Vysoký plot	-2.690	0.153	-17.530	< 0.001	0.068



Obr. 9. Počet zaznamenaných případů různé intenzity devastace vegetace (0-žádná, 1-malá (devastace 1-25 % plochy dílu), 2-střední (devastace 26-50 % plochy dílu), 3 – rozsáhlá (devastace 51-75 % plochy dílu), 4-velmi rozsáhlá (devastace 76-99 % plochy dílu), 5-kompletní devastace vegetace (devastace 100 % plochy dílu) na dílech plovoucích ostrovů chráněných ohrádkami a bez ohrádek.



Obr. 10. Podíl zaznamenaných případů různé intenzity devastace vegetace (0-žádná, 1-malá (devastace 1-25 % plochy dílu), 2-střední (devastace 26-50 % plochy dílu), 3 – rozsáhlá (devastace 51-75 % plochy dílu), 4-velmi rozsáhlá (devastace 76-99 % plochy dílu), 5-kompletní devastace vegetace (devastace 100 % plochy dílu) na dílech plovoucích ostrovů chráněných ohrádkami a bez ohrádek.

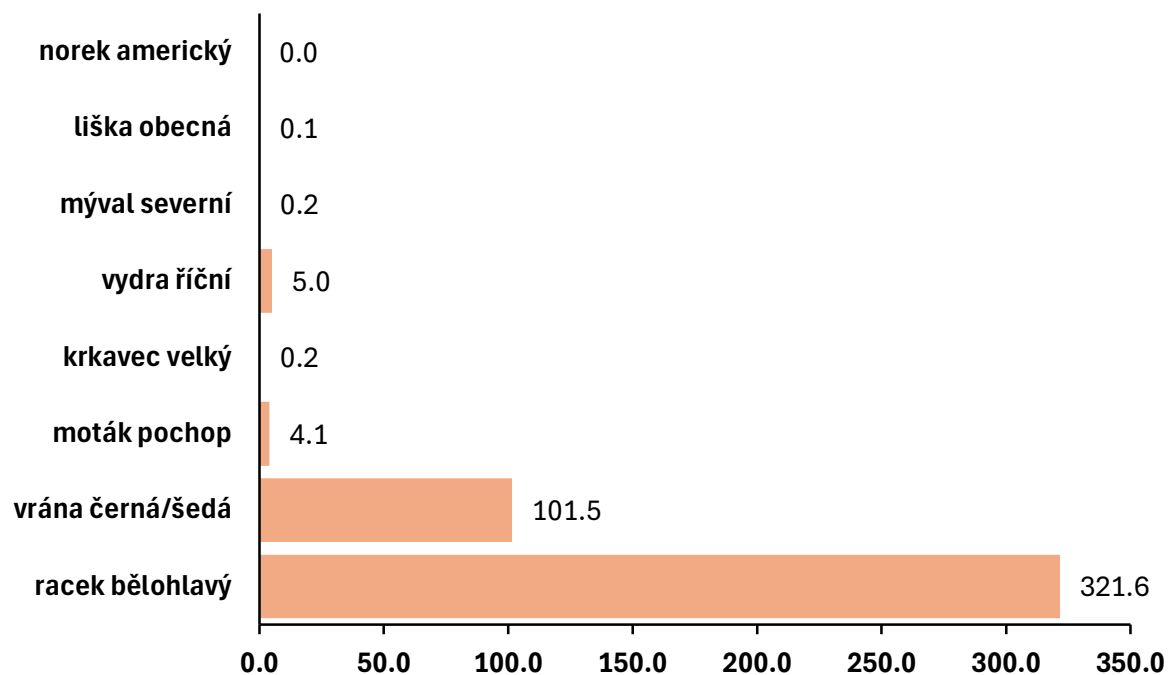
Monitoring výskytu predátorů

Na plovoucích ostrovech jsme zjistili přítomnost následujících **ptačích predátorů** (celkem 665 záznamů): racek bělohlavý, vrána černá a šedá, moták pochop a krkavec velký (Obr. 11). Nejčastěji byl zaznamenán racek bělohlavý, kterého jsme ovšem identifikovali pouze při jediné predaci kachního hnízda na rybníce Hlavatecký (Obr. 12). Většinu času na ostrovech tráví raci bělohlaví odpočinkem, péčí o peří a vzájemnými sociálními interakcemi. Z ptačích predátorů se často objevuje vrána černá a vrána šedá, a to zejména na rybníce Kardaš. Pozorována byla ale i na rybníce Vlkovský a Schwarzenberg, i když s nižší frekvencí.

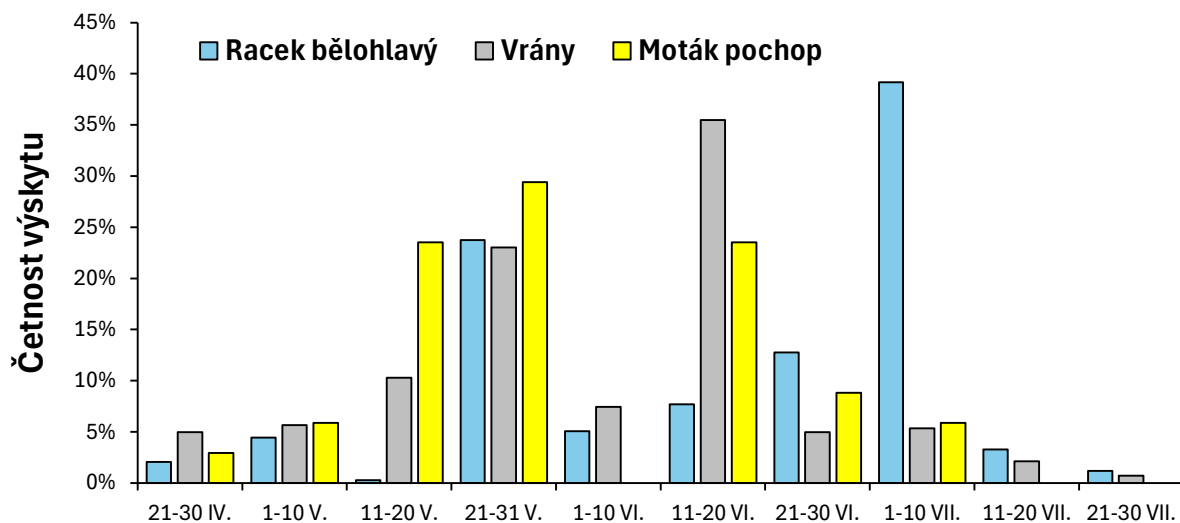
Přítomnost motáka pochopa (Obr. 12), nejčastějšího predátora kachních hnízd, jsme zjistili celkem ve 32 případech, konkrétně na ostrovech na rybnících Velký Lomnický, Bukový, Krvavý, Obecní, Šlechtův a Schwarzenberg. Moták pochop se na sledovaných plovoucích ostrovech nejčastěji vyskytoval mezi 11. a 31. květnem a mezi 11. a 20. červnem, výskyt obou druhů vran měl vrchol mezi 21. a 31. květnem a mezi 11. a 20. červnem a výskyt racka chechtavého byl pak nejčastější v první dekádě července (Obr.11.)

Výskyt savčích predátorů na plovoucích ostrovech byl v porovnání s ptačími predátory velice nízký (celkem 5 záznamů) Na umělých plovoucích ostrovech v letech 2024-2025 jsme zaznamenali tyto **savčí predátory**: dva záznamy lišky obecné (původní predátor) na plovoucím ostrově ovšem na vypuštěném Obecním rybníku, jeden záznam norka amerického a dva záznamy mývala severního (nepůvodní predátoři), oba druhy na Vlkovském rybníce. Z dalších potenciálních savčích predátorů byla na plovoucích ostrovech pozorována vydra říční. Predace kachních hnízd vydrou říční jsme ovšem ve sledované oblasti pomocí fotopastí neprokázali (Homolková *et al.* 2026). Další možné původní druhy savčích predátorů (např. prase divoké, kuna lesní, kuna skalní) jsme na plovoucích ostrovech nezaznamenali.

K hnízdům vodních ptáků na plovoucích ostrovech jsme umísťovali fotopasti typu BUNATY MINI FULL HD. Umístěna a zamaskována jsou přibližně 1 m od hnízda (Jedlikowski *et al.* 2015) a přítomna jsou sedm až deset dní (Purger & Mužinić 2010; Bravo *et al.* 2020). Na ostrovech bylo pozorováno celkem 27 kachních hnízd. Všechna hnízda ovšem nemohla být monitorována pomocí fotopastí z důvodu upřednostnění nenarušení vegetačního porostu kolem hnízda či nepřístupnosti lokality (příliš daleko od okraje ostrova). Na ostrovech byla predována celkem 4 hnízda, ve všech případech ptačími predátory: motákem pochopem (3 hnízda) a vránou černou (1 hnízdo). Pomocí fotopastí byl také při predaci vejce zachycen v jednom případě racek bělohlavý. Původ tohoto vejce jsme nezjistili (Obr.13).



Obr. 11. Celková doba expozice jednotlivých druhů predátorů na plovoucích ostrovech (hod).



Obr. 12. Četnost výskytu (% záznamů) predátorů strávený na plovoucích ostrovech v průběhu hnízdní sezóny u racka bělohlavého (n=337), vrány černé(n=282) a šedé a motáka pochopa (n=34).

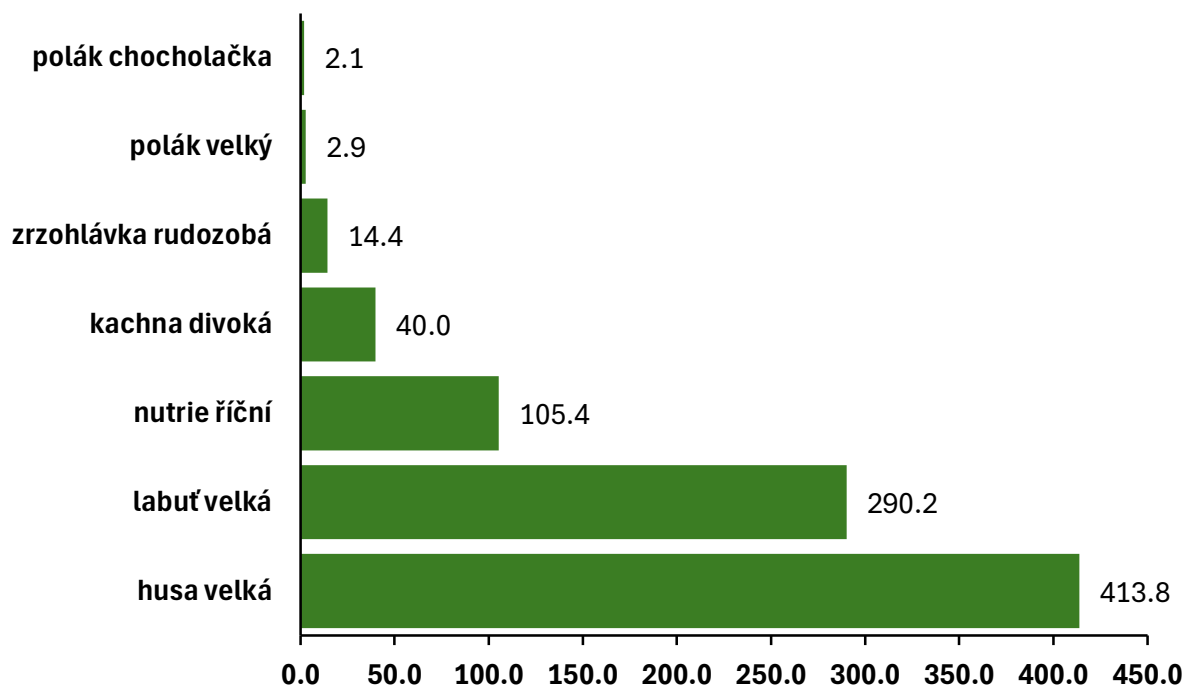


Obr. 13. Moták pochop na rybníce Bukový (vlevo nahoře), racek bělohlavý preduje kachní vejce na rybníce Hlavatecký (vpravo nahoře), nutrie říční odpočívající na ostrově na rybníce Velký Lomnický (vlevo dole), vydra říční na umělém plovoucím ostrově na rybníce Velký Lomnický (vpravo dole).

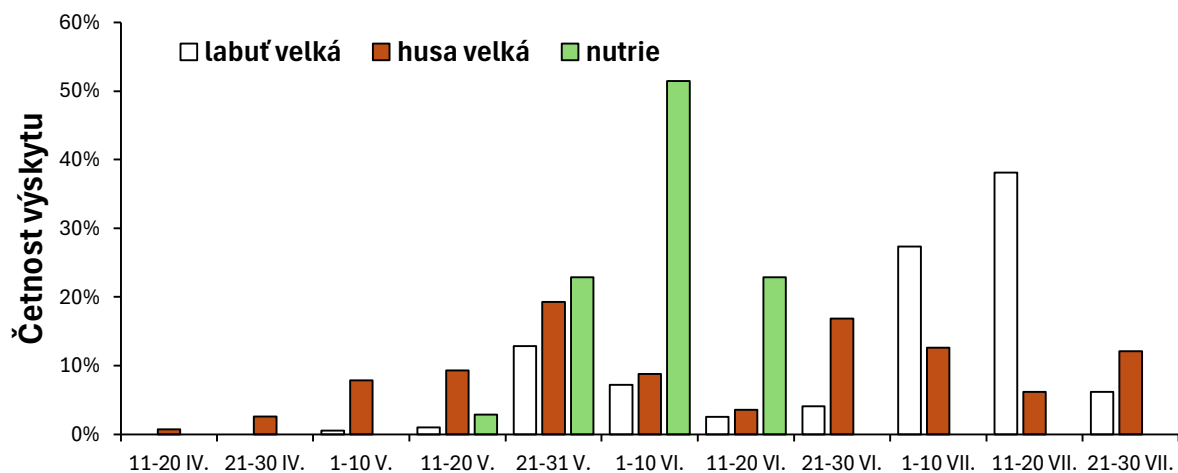
Monitoring výskytu herbivorů

Při monitoringu okusu a sešlapu vegetace jsme zjistili, že nejčastějším druhem zjištěným při této aktivitě je husa velká (47.63 % celkového času stráveného devastací), dále labuť velká (33.4 %) a nutrie říční (12.13 %). Méně než 5 % podílu devastace vegetace způsobovaly kachny (kachna divoká, zrzohlávka rudozobá, polák velký a polák chocholačka), blíže viz Obr. 14. V případě kachen se jednalo převážně o sešlap vegetace. Zmíněné druhy prováděly devastaci vegetace především na dílech ostrovů nechráněných ohrádkami (58 % času) nebo z vyvýšených částí pokrytých kokosovou rohoží (29 % času). K devastaci vegetace uvnitř dílů chráněných ohrádkami docházelo pouze ve 13 % celkového podílu času.

Husa velká se na sledovaných plovoucích ostrovech vyskytovala po celou hnízdní sezónu. Nejčastější výskyt labutě velké byl zaznamenán v první a druhé dekádě července a nejvyšší frekvence výskytu nutrie říční pak mezi 1. květnem a 20. červnem (Obr.15.)



Obr. 14. Celková doba expozice strávená devastací vegetace jednotlivými herbivorními a dalšími druhy na plovoucích ostrovech.



Obr. 15. Četnost výskytu (% záznamů) herbivorních druhů strávený na plovoucích ostrovech v průběhu hnízdní sezóny u labutě velké (n=287), husy velké (n=1607) a nutrie říční (n=123).



Obr. 16. Destrukce vegetace husou velkou na rybníce Velký Lomnický (vlevo), housata nocující na ostrově na rybníce Krvavý (vpravo).

Umělé plovoucí ostrovy jsou hojně využívány i jako bezpečná útočiště pro mláďata herbivorních druhů (Obr. 16.). Mezi vzácnější návštěvníky se řadí husice liščí, husice rezatá (Obr. 17.) či čírka modrá, kachnička mandarinská a čáp bílý. K odpočinku i lovu ostrovy slouží volavce popelavé, volavce bílé i kvakoši nočnímu. Během doby jarní i podzimní migrace jsou ostrovy využívány k odpočinku také řadou bahňáků jako je vodouš kropenatý, jespák bojovný nebo písík obecný a čejka chocholatá. Na rybníce Hlavatecký byl také častý výskyt husice nilské.



Obr. 17. Husice liščí a husice rezavá na ostrově na rybníce Hlavatecký.

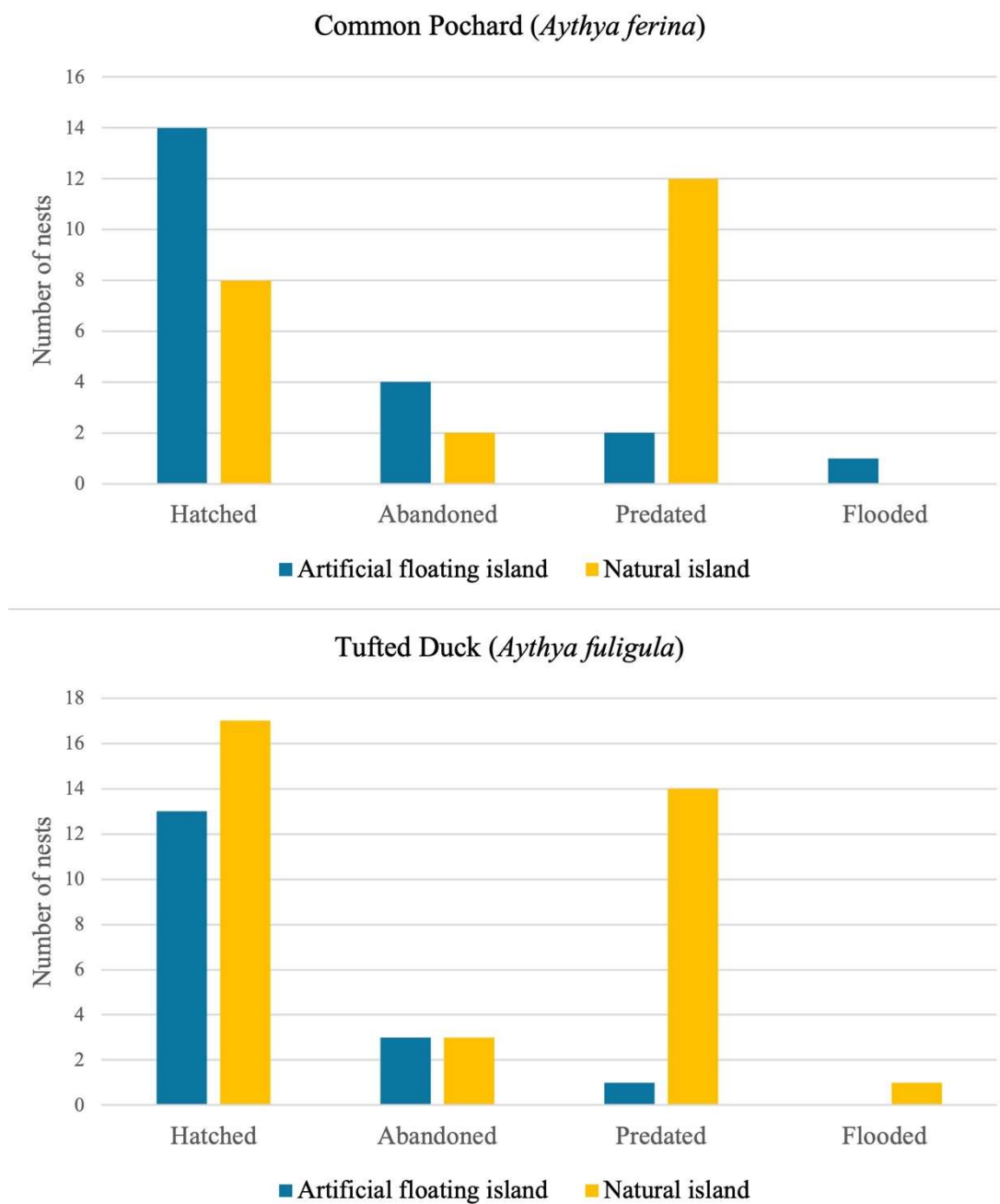
Hnízdní úspěšnost a umístění hnízd cílových druhů

Analyzovali jsme osud 43 hnízd poláka velkého a 52 hnízd poláka chocholačky ve vztahu k typu ostrova, na kterém byla nalezena (umělý plovoucí nebo přirozený ostrov) v letech 2022-2025. Predace hnízd byla hlavní příčinou neúspěchu hnízdění u obou druhů především na přirozených ostrovech a dále pak opuštění hnízda na obou typech ostrovů; podrobnosti o osudu hnízd viz Obr. 18.

Při hodnocení faktorů ovlivňujících přežívání hnízd poláka velkého a poláka chocholačky jsme zjistili statisticky průkazně vyšší přežívání na plovoucích ostrovech než v okolních biotopech, a zároveň vyšší u hnízd umístěných v koloniích racků než mimo tyto kolonie (Obr. 19). Vliv vzdálenosti hnízda od vodní hladiny se pohyboval na hranici průkaznosti, s vyšším přežíváním dále od vody. U ostatních faktorů (načasování hnízdění, zakrytí hnízda, výška vegetace nad hnízdem) jsme nezjistili průkazný vliv. Nelišilo se ani přežívání u obou cílových druhů, viz Tab. 3.

U obou druhů byly zjištěny vyšší snůšky, tj. celkové počty vajec i počty neparazitických vajec na umělých plovoucích ostrovech, avšak tyto rozdíly nebyly statisticky průkazné. Také rozdíly mezi počty paraziticky snesených vajec nebyly v obou srovnávaných typech prostředí statisticky průkazné. Naopak analýza načasování hnízdění ukázala, že na umělých plovoucích ostrovech snášely oba druhy kachen vejce později než v okolních biotopech.

Statisticky průkazně vyšší byla úspěšnost hnízdění na umělých plovoucích ostrovech, což dokumentují zjištěné rozdíly v pravděpodobnosti vylíhnutí hnízd u obou druhů a u poláka chocholačky i v počtu vylíhlých mláďat. U poláka velkého se na umělých plovoucích ostrovech vylíhlo alespoň 1 mládě v 66.7 % hnízd (n=21) a v okolních biotopech jen v 36.4 % hnízd (n=22). U poláka chocholačky se na umělých plovoucích ostrovech vylíhlo alespoň 1 mládě v 76.5 % hnízd (n=17) a v okolních biotopech jen v 48.6 % hnízd (n=35). – viz Tab. 4 a 5.

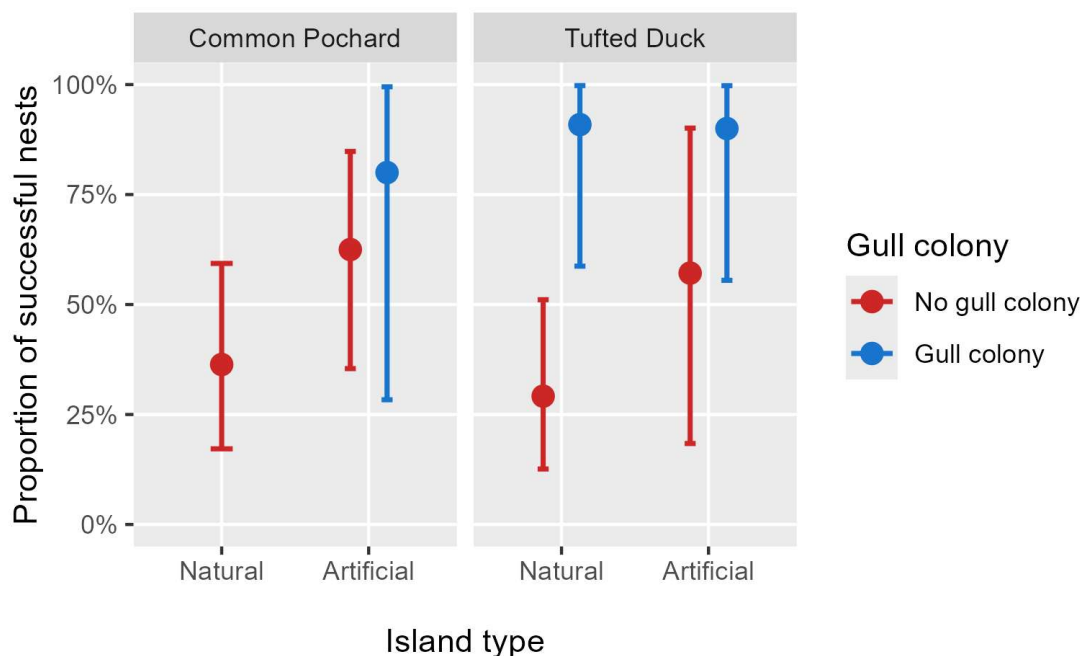


Obr. 18. Osudy hnízd poláka velkého (Common Pochard) a poláka chocholačky (Tufted Duck) na umělých plovoucích (modře) a přirozených ostrovech (žlutě): úspěšně vylíhnuté (*hatched*), opuštěné (*abandoned*), predované (*predated*) a zaplavené (*flooded*) hnízdo.

Tab. 3. Výsledky modelů hodnotících přežívání hnízd poláka velkého a poláka chocholačky na plovoucích ostrovech a v okolních biotopech (Červinková *et al.* subm.).

	Model (1)		Model (2)	
	ref.		ref.	
Plovoucí ostrovy	0.391**	(0.032)	0.385**	(0.046)
Kolonie racků	0.942***	(0.004)	0.785**	(0.016)
	ref.		ref.	
Polák velký	0	(.)	0	(.)
Polák chocholačka	-0.0434	(0.785)	-0.0128	(0.939)
			ref.	
Načasování hnízdění			0.00193	(0.734)
Vzdálenost od volné hladiny (m)			0.194*	(0.057)
Pokryvnost vegetace (%)			0.00193	(0.687)
Výška vegetace (cm)			-0.000941	(0.624)
Constant	3.450***	(0.000)	3.181***	(0.000)
ln_p	0.694***	(0.000)	0.722***	(0.000)
N	95		95	

p-values in parentheses; * $p < 0.1$, ** $p < 0.05$, *** $p < 0.01$



Obr. 19. Podíl úspěšně vylíhnutých hnízd poláka velkého (*Aythya ferina*) a poláka chocholačky (*Aythya Fuligula*) přítomných/nepřítomných v koloniích racků na umělých plovoucích ostrovech a přirozených ostrovech.

Tab. 4. Rozdíly v hnízdních parametrech, úspěšnosti hnízdění a parametrech umístění hnízda poláka velkého na plovoucích ostrovech a v okolních biotopech (Červinková *et al.* subm.).

	Umělé plov. ostrovy		Okolní biotopy		Chi-square	P
	mean	st.d.	mean	st.d.		
Celková velikost snůšky	9.00	4.39	7.77	4.12	1.932	0.164
Počet neparazitických vajec	8.81	4.43	7.45	4.11	2.430	0.119
Počet parazitických vajec	0.05	0.23	0.25	0.69	2.191	0.139
Počet vylíhlých mláďat	3.95	3.34	3.09	4.44	2.270	0.132
Úspěšnost hnízda	0.667	0.483	0.364	0.492	4.010	0.045
Datum snesení 1. vejce	31.května	14.00	27.května	12.65	0.779	0.377
Výška vegetace (cm)	87.62	27.91	122.95	62.84	5.490	0.019
Pokryvnost vegetace (%)	83.57	13.24	88.18	15	2.659	0.103
Vzdálenost od volné hladiny (m)	1.05	0.46	1.24	1.49	0.335	0.562

Tab. 5. Rozdíly v hnízdních parametrech, úspěšnosti hnízdění a parametrech umístění hnízda poláka chocholačky na plovoucích ostrovech a v okolních biotopech (Červinková *et al.* subm.).

	Umělé plov. ostrovy		Okolní biotopy		Chi-square	P
	mean	st.d.	mean	st.d.		
Celková velikost snůšky	8.41	3.35	8.09	3.09	0.148	0.701
Počet neparazitických vajec	8.18	3.36	7.89	3.05	0.121	0.728
Počet parazitických vajec	0.24	0.66	0.11	0.47	1.281	0.258
Počet vylíhlých mláďat	4.82	3.41	3.46	3.97	5.285	0.022
Úspěšnost hnízda	0.765	0.437	0.486	0.507	3.909	0.049
Datum snesení 1. vejce	15.června	13.9	12.června	14.04	0.637	0.425
Výška vegetace	75.88	23.2	101.29	49.34	4.041	0.044
Pokryvnost vegetace	77.35	21.59	89.57	14.77	20.315	0.001
Vzdálenost od volné hladiny	1.06	0.65	1.2	1.02	0.247	0.618

Hnízda racků chechtavých (celkem 233 hnízd) jsme zaznamenali na plovoucích ostrovech na rybnících Domin, Starý Vrbenský a Vyšatov u Českých Budějovic v letech 2023-2025. Na těchto rybnících se nacházely již existující kolonie racků. Na ostatních lokalitách s plovoucími ostrovy jsme hnízdění racků chechtavých neprokázali.

Rybáci obecní hnízdili ve společných koloniích s racky chechtavými v letech 2023-2025 na rybnících Vyšatov a Domin (celkem 34 hnízd). Na ostatních plovoucích ostrovech jsme zaznamenali pouze výskyty rybáků obecných pomocí záběrů fotopastí.

Rackové chechtaví snášeli na plovoucích ostrovech průměrně 1.99 ± 0.07 vejce, převážně na nízkých částech ostrovů osázených vegetací. Rybáci obecní snášeli na plovoucích ostrovech průměrně 2.36 ± 0.14 vejce, převážně na vyvýšených částech ostrovů pokrytých kokosovou rohoží (Tab. 6).

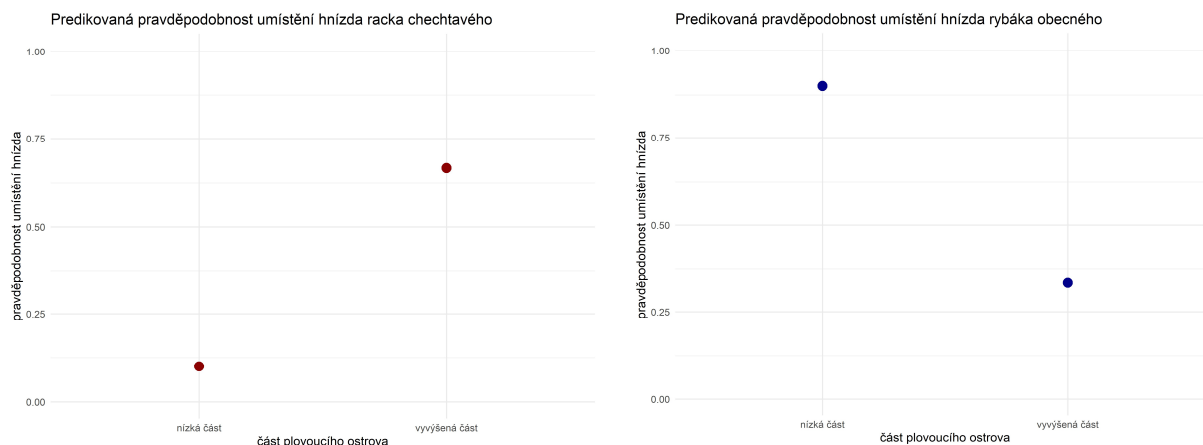
Vyšší pravděpodobnost umístění hnízd racků chechtavých na nízké části ostrovů v porovnání s rybáky obecnými, kteří hnízdili převážně na vyvýšených částech ostrovů, se pohybovala na hranici průkaznosti (Binomický GLM model s logit funkcí, $p=0.074$), viz Tab. 7.

Tab. 6. Počet vajec a umístění hnízd racka chechtavého a rybáka obecného na umělých plovoucích ostrovech v letech 2023-2025.

	Průměrný počet vajec ve snůšce $\pm$ SE	Podíl hnízd na vyvýšené části	Podíl hnízd na ploché části
racek chechtavý	1.99 $\pm$ 0.07 (n=270)	30.15% (n=60)	69.85% (n=139)
rybák obecný	2.36 $\pm$ 0.14 (n=33)	75.86% (n=22)	24.14% (n=7)

Tab. 7. Výsledky binomického GLM modelu s logit funkcí hodnotícího pravděpodobnost umístění hnízda racků chechtavých v nižší části ostrova v porovnání s rybáky obecnými.

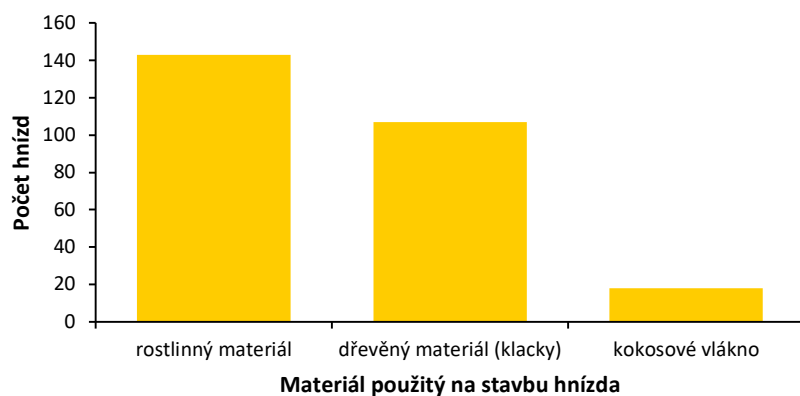
Typ ohrádky	Estimate	Std. Error	z-hodnota	p-hodnota
Intercept (racek chechtavý ref.)	0.693	1.225	0.566	0.571
Umístění hnízda na nízké části ostrova	-2.890	1.616	-1.789	0.074



Obr. 20. Predikovaná pravděpodobnost umístění hnízd racka chechtavého a rybáka obecného na nízké části osázené rostlinami a vyvýšené kokosové části plovoucího ostrova.

U hnízd racka chechtavého jsme na plovoucích ostrovech zaznamenávali typ materiálu použitý při stavbě hnízda. Převládající složkou byl rostlinný materiál (53.4 % hnízd), dále dřevěný materiál složený převážně z drobnějších klacků (39.9 % hnízd) a také kokosové vlákno (6.7 % hnízd), viz Obr. 21. V mnohých případech rackové používali kombinaci všech materiálů. Při používání dřevěného materiálu na plovoucích ostrovech často dochází k vytvoření vhodného podkladu k uchycení náletů rostlin. Tento jev jsme pozorovali především na rybníce Domin.

Hnízda všech cílových druhů jsme zaznamenali uvnitř i vně všech typů ohrádek chránících vegetaci před devastací.



Obr. 21. Materiál používaný na stavbu hnízd racka chechtavého na plovoucích ostrovech.

Shrnutí a doporučení

V rámci řešení projektu TAČR PPŽ SS07020091 (Umělé plovoucí ostrovy jako alternativní hnízdiště pro chráněné a ubývající druhy vodních ptáků), jsme testovali ochranné kovové ohrádky jako opatření proti devastaci vegetace herbivorními druhy ptáků a savců, monitorovali chování herbivorů a predátorů a sledovali hnízdění cílových druhů (polák velký, polák chocholačka, racek chechtavý a rybák obecný).

Výsledkem projektu jsou umělé plovoucí ostrovy s účinnou ochranou vegetace před herbivory, nízkou mírou predace, minimálním výskytem nepůvodních predátorů a vysokou produktivitou cílových druhů.

Zde shrnujeme **klíčové poznatky** získané v průběhu řešení projektu:

MODIFIKACE KONSTRUKCÍ

Základní gabionová konstrukce zůstala oproti předchozím projektům beze změny, již nebyl využit dvojité "sendvič", ale jednoduchá gabionová síť, tím došlo k odlehčení celé konstrukce.

Výrobce plastových potrubí FV Plast a.s. dodal plováky o vyšší nosnosti (průměr 160 mm) a byly vyzkoušeny dva typy materiálu stěny. Tyto plováky plně vyhovují vzhledem k nosnosti a trvanlivosti.

Na ostrovech více vystavených větru byly použity vylepšené kotvy s bodci. Základní kotvení pomocí betonových polovegetačních tvárnic je zcela vyhovující, počet kotev lze navýšit v případě potřeby.

Z důvodu rychlejšího zakořenění byly využity předpěstované rohože s mokřadními rostlinami, na základě zkušeností z předchozích projektů bylo objednáno sázení v řidším sponu a s dominantním zastoupením ostřic, sazenice mokřadních rostlin pak byly využity pouze k opravám a doplnění již realizovaných ostrovů.

OCHRANA VEGETACE PŘED DEVASTACÍ HERBIVORNÍMI DRUHY

Při okusu a sešlapu vegetace byly nejčastěji zastiženy tyto druhy: husa velká, labuť velká, nutrie říční a kachny (kachna divoká, rzohlávka rudozobá, polák velký a polák chocholačka). Velké druhy (husa, labuť) jsou schopny sazenice rostlin úplně vytrhat z rohoží, a tak vysázené rostliny zcela zdevastovat. Menší druhy pak svým okusem pouze brzdí vývoj a zakořenění rostlin. Pouze v případech, kdy jsou na rybník vysazovány uměle odchované kachny divoké ve vysokých počtech, jsou i tyto kachny schopny vysázené rostliny zcela zdevastovat a je nutné chránit ostrov ohrádkami s menšími oky 10x10 cm.

Při použití ochranných ohrádek je průkazně nižší pravděpodobnost devastace vegetace. Jedná se o nízký gabion o výšce 30 cm (neupravený s oky 10 x 10 cm i upravený s většími oky 20 x 20 cm) a vysoký plot (60 cm, oka 20x20 cm).

Nejvyšší míru ochrany i snadnou manipulaci poskytuje vysoký plot.

MONITORING PREDÁTORŮ

Prokázali jsme 4 případy predace hnízd kachen těmito ptačími druhy: moták pochop a vrána černá. Moták pochop je zároveň nejčastějším druhem predátora ve sledované oblasti (Homolková *et al.* 2026)

Z ptačích predátorů se na ostrovech vyskytl i krkavec velký, vrána šedá a racek bělohlavý.

Původní savčí predátoři nebyli zastiženi při přímé predaci hnízd, zaznamenali jsme pouze dva záznamy lišky obecné na plovoucím ostrově a zároveň vypuštěném rybníce. Další možné původní druhy savčích predátorů (např. prase divoké, kuna lesní, kuna skalní) jsme na plovoucích ostrovech nezaznamenali.

Zjistili jsme pouze jeden záznam norka amerického a dva záznamy mývala severního (nepůvodní predátoři), oba druhy na Vlkovském rybníce.

HNÍZDĚNÍ CÍLOVÝCH DRUHŮ

Hnízda poláka velkého a poláka chocholačky mají na plovoucích ostrovech vyšší míru přežívání a vyšší úspěšnost v porovnání s přirozenými ostrovy.

Polák chocholačka líhne na plovoucích ostrovech více vajec než na přirozených ostrovech.

Rackové chechtaví hnízdí převážně na nízkých plochách ostrovů porostlých vegetací. Rybáci obecní hnízdí převážně na vyvýšených částech plovoucích ostrovů pokrytých kokosovou rohoží. Rozdíl v umístění hnízd racků a rybáků je pouze slabě průkazný.

Na jednotlivých ostrovech se hnízdící druhy postupně během sezóny střídají, část z nich hnízdí zároveň.

Kombinace nízkých a vyvýšených částí na jednom plovoucím ostrově umožňuje společné hnízdění racků, rybáků i potápivých kachen.

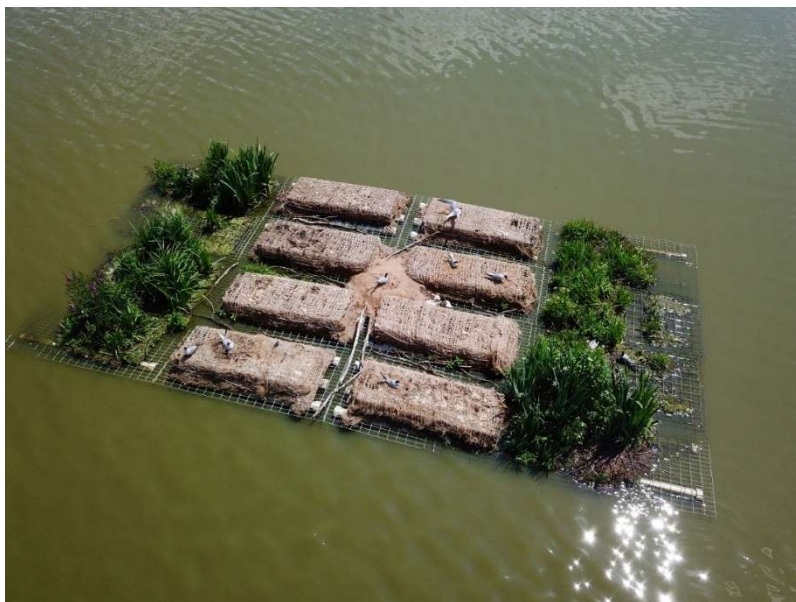
Z výsledků projektu plynou také tato **doporučení a výhody** instalace umělých plovoucích ostrovů:

Umělé plovoucí ostrovy jsou přírodě-blízkým opatřením, kde dochází k nižšímu tlaku ze strany predátorů.

Na plovoucích ostrovech lze pěstovat mokřadní druhy rostlin, které v přirozených podmínkách rybníků a nádrží ubývají (např. ostřice, sítiny, kosatce). Minimálně v první sezóně je nutné rostliny chránit ohradkami.

Společná hnízdiště racků chechtavých, rybáků obecných a kachen na plovoucích ostrovech představuje klíčové opatření pro snížení predace hnízdících kachen a zvýšení jejich hnízdní úspěšnosti.

Plovoucí ostrovy poskytují vhodná hnízdiště pro vodní ptáky hnízdící na zemi při nižším úhrnu srážek v jarním období a následné nižší hladině vody rybníků a nádrží.



Obr. 22. Společné hnízdiště racků chechtavých, rybáků obecných, kachen a husy velké na rybníce Vyšatov (foto Arthur F. Sniegón)

Literatura

- Allison P.D. 1999. Multiple Regression: A Primer: 142. *Thousand Oaks, CA: Pine Forge Press.*
- BirdLife International 2026. Bird Species: Numbers, Distribution, IUCN RedList Assessment. <http://datazone.birdlife.org/species/>.
- Bravo C., Pays O., Sarasa M., Bretagnolle V. 2020. Revisiting an old question: Which predators eat eggs of ground-nesting birds in farmland landscapes? *Sci Total Environ* 744: 140895. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140895>
- 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.
- Daubenmire R.F. 1959. A canopy-coverage method of vegetational analysis. *Northwest Science* 33: 43–64.
- Dykyjová D. & Květ J. (eds) 1978. Pond Littoral Ecosystems. *Ecological Studies* 28. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
- Delany S., Nagy S. & Davidson N.C. (eds) 2010. State of the World's Waterbirds 2010. *Wageningen, The Netherlands: Wetlands International.*
- European Commission 2025. Birds Directive reporting (Art. 12) - 2019-2024. (online, dostupné z <<https://reportnet.europa.eu/public/dataflow/1438>>).
- Fox A.D., Caizergues A., Banik M.V., Devos K., Dvorak M., Ellermäa M., Folliot B., Green A.J., Grüneberg C., Guillemain M., Håland A., Hornman M., Keller V., Koshelev A.I., Kostushyn V.A., Kozulin A., Ławicki Ł., Luiguijõe L., Müller C., Musil P., Musilová Z., Nilsson L., Mischenko A., Pöysä H., Šćiban M., Sjeničić J., Stipnice A., Švažas S. & Wahl J. 2016. Recent changes in the abundance of Common Pochard *Aythya ferina* breeding in Europe. *Wildfowl* 66: 22–40.
- 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* 165: 1217–1234. <https://doi.org/10.1111/ibi.13208>
- Gilbert G., Gibbons D.W., Evans J. 1998. Bird monitoring methods: a manual of techniques for key UK species. *RSPB, WWT, JNCC, ITE & Seabird Group.*
- Hejný, S., 1957: Ein Beitrag zur ökologischen Gliederung der Makrophyten der tschechoslowakischen Niedrigungsgewässer. *Preslia* 29: 349–368.
- Hines, J.E., Mitchell, G.J., 1983. Gadwall Nest-Site Selection and Nesting Success. *The Journal of Wildlife Management* 47: 1063–1071.
- Homolková M., Musil P., Musilová Z., Gajdošová D. 2026. Predator-specific drivers of nest predation in ducks breeding in Central European fishpond systems. *Research Square* (preprint). Dostupné online: <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-9942079/v1>
- Hudec K. (ed.) 1994. Fauna ČR a SR. Ptáci 1. *Academia, Praha.*
- 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.*
- Chrastinová M. 2026. Zhodnocení hnízdního rozšíření poláka velkého, poláka chocholačky, racka chechtavého a rybáka obecného a návrh vhodných oblastí k instalaci umělých plovoucích ostrovů. *Diplomová práce, Fakulta životního prostředí ČZU v Praze.*
- 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 & IUCN Gland, Švýcarsko a Cambridge, Velká Británie.*
- Jedlikowski J., Brzeziński M., Chibowski P. 2015. Habitat variables affecting nest predation rates at small ponds: a case study of the Little Crake *Porzana parva* and Water Rail *Rallus aquaticus*. *Bird Study* 62: 190–201.

- Keller V., Herrando S., Voříšek P., Franch M., Kippson M., Milanese P., Marø 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*.
- 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*.
- Musil P. 2006. 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., 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*.
- Oertli B., Biggs J., Céréghino R., Grillas P., Joly P. & Lachavanne J.B. 2005. Conservation and monitoring of pond biodiversity: introduction. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 15: 535–540*.
- Pokorný J., Schlott G., Schlott K., Pechar L. & Koutníková J. 1994. Monitoring of changes in fishpond ecosystems. In: *Aubrecht G., Dick G. & Prentice C. (eds.) 1994: Monitoring of Ecological Change in Wetlands of Middle Europe. Proc. International Workshop, Linz, Austria, 1993. Stapfia 31, Linz, Austria, and IWRB Publication No. 30, Slimbridge, UK: 37–45*.
- Posit team 2026. RStudio: Integrated Development, Environment for R. Posit Software, PBC, Boston, MA. Available at: <http://www.posit.co/>.
- Purger J.J. & Meszaros L.A. (2006) Possible effects of nest predation on the breeding success of Ferruginous Ducks *Aythya nyroca*. *Bird Conserv Int 16: 309-316*. <https://doi.org/10.1017/S0959270906000451>
- Pöysä H., Lammi E., Pöysä S. & Väänänen V.M. 2019. Collapse of a protector species drives secondary endangerment in waterbird communities. *Biological Conservation 230: 75-81*.
- 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*.
- Snow, D.W., Perrins, C.M. 1998: The Birds of the Western Palearctic: Non-Passerines. *Oxford University Press*.
- StataCorp. 2025. *Stata Statistical Software: Release 19*. College Station, TX: StataCorp LLC.
- 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 rybníčního hospodářství na Třeboňsku. (Český překlad německého vydání z roku 1889). *Carpio, Třeboň*.
- Tucker G.M. & Evans M.I. 1997. Habitats for birds in Europe. A conservation strategy for the wider environment. *BirdLife International, Cambridge*.
- United Nations Environment Programme (UNEP) 2017. Lakes and reservoirs – similarities, differences and importance. 2017. Retrieved from: http://www.unep.or.jp/ietc/Publications/Short_Series/LakeReservoirs-1/index.asp
- Vrba J. 2016. Rybníkářská tradice a pěkné rybníky. *Fórum ochrany přírody 3: 14*.
- Zuur A.F., Ieno E.N., Walker N.J., Saveliev A.A., Smith G.M., 2009: Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R. *Springer, New York, 574*.