

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE
FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ
KATEDRA EKOLOGIE



Management hnízdniho biotopu kachen

Management of duck nesting habitat

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

Vedoucí práce: Mgr. Zuzana Musilová, Ph.D.

Bakalant: Kateřina Červinková

2023

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Kateřina Červinková

Aplikovaná ekologie

Název práce

Management hnízdního biotopu kachen

Název anglicky

Management of duck nesting habitat

Cíle práce

Cílem práce je shrnutí možných a prováděných opatření zaměřených na vytvoření vhodného hnízdního prostředí pro kachny a jejich následný význam pro jejich hnízdní úspěšnost. Práce je zaměřena na zhodnocení dopadu na jednotlivé druhy nebo taxonomické skupiny kachen, porovnání opatření praktikovaných na území Evropy a Severní Ameriky, v boreálních a temperátních oblastech a vliv dlouhodobých a krátkodobých opatření. Součástí práce je i zhodnocení dopadu kosení na ostrovech na hnízdní úspěšnost kachen na základě dat z Třeboňska.

Metodika

- Souhrn literárních poznatků o opatřeních praktikovaných v hnízdních biotopech kachen – srovnání jednotlivých druhů a taxonomických skupin (Anatini, Aythyini, Mergini), oblastí (Severní Amerika a Evropa, boreální a temperátní zóna) a časového průběhu managementu
- Zpracování literární poznatků o vlivu opatření na hnízdní úspěšnost kachen
- Zhodnocení vlivu kosení na ostrovech na hnízdní úspěšnost kachen (data z Třeboňska)

Doporučený rozsah práce

cca 30 stran

Klíčová slova

management, vodní ptáci, hnízdní biotopy, úspěšnost hnízdění, kachny

Doporučené zdroje informací

- Broyer, J., & Bourguemestre, F. (2020). Common pochard *Aythya ferina* breeding density and fishpond management in central France. *Wildlife Biology*, 2020(1), 1-7.
- Broyer, J., & Curtet, L. (2012). Biodiversity and fish farming intensification in French fishpond systems. *Hydrobiologia*, 694(1), 205-218.
- 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(3), 325-332.
- Broyer, J. (2020). Habitat deterioration for waterfowl in French fishponds: insight from trends in Mallard *Anas platyrhynchos* breeding success. *Wildfowl*, 70(70), 179-191.
- Davies, S. R., Sayer, C. D., Greaves, H., Siriwardena, G. M., & Axmacher, J. C. (2016). A new role for pond management in farmland bird conservation. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 233, 179-191.
- Folliot, B., Caizergues, A., Barbotin, A., & Guillemain, M. (2017). Environmental and individual correlates of common pochard (*Aythya ferina*) nesting success. *European Journal of Wildlife Research*, 63(4), 1-17.
- Hartke, K. M., Kriegel, K. H., Nelson, G. M., & Merendino, M. T. (2009). Abundance of wigeongrass during winter and use by herbivorous waterbirds in a Texas coastal marsh. *Wetlands*, 29(1), 288-293.
- Pieron, M. R., & Rohwer, F. C. (2010). Effects of large-scale predator reduction on nest success of upland nesting ducks. *The Journal of Wildlife Management*, 74(1), 124-132.
-

Předběžný termín obhajoby

2022/23 LS – FŽP

Vedoucí práce

Mgr. Zuzana Musilová, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra ekologie

Konzultant

Mgr. Šárka Neužilová, Ph.D.

Elektronicky schváleno dne 23. 3. 2023

prof. Mgr. Bohumil Mandák, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 23. 3. 2023

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 31. 03. 2023

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma: „Management hnízdního biotopu kachen“ vypracovala samostatně a citovala jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použila a které jsem rovněž uvedla na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů.

Jsem si vědoma, že na moji bakalářskou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů, především ustanovení § 35 odst. 3 tohoto zákona, tj. o užití tohoto díla.

Jsem si vědoma, že odevzdáním bakalářské práce souhlasím s jejím zveřejněním podle zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů, a to i bez ohledu na výsledek její obhajoby.

Svým podpisem rovněž prohlašuji, že elektronická verze práce je totožná s verzí tištěnou a že s údaji uvedenými v práci bylo nakládáno v souvislosti s GDPR.

V Praze dne 31. 3. 2023

Kateřina Červinková

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala své vedoucí bakalářské práce Mgr. Zuzaně Musilové, Ph.D. za odborné vedení práce a cenné rady; mé konzultantce Mgr. Šárce Neužilové Ph.D. za trpělivost a ochotu, se kterou se mi věnovala; celému ornitologickému týmu doc. Mgr. RNDr. Petra Musila, PhD. za možnost účastnit se jejich terénního výzkumu a v neposlední řadě i mým nejbližším za pomoc a podporu nejen při psaní této práce, ale i během celého studia.

Abstrakt

Tato bakalářská práce se zabývá metodami managementu hnízdního habitatu kachen.

Literární rešerše nabízí souhrn managementů prováděných na území Severní Ameriky a Evropy. Také pojednává o konkrétních strategiích, které se uplatňují pro vybrané druhy kachen z taxonomických skupin *Anatini*, *Aythiini* a *Mergini*.

Tato práce rovněž představuje výsledky studie vlivu managementu kosení vegetačního porostu na hnízdní hustotu a úspěšnost kachen na ostrovech rybníků Rod a Naděje v CHKO Třeboňsko v letech 2016-2022.

Předmětem studie bylo pět druhů kachen, konkrétně kachna divoká (*Anas platyrhynchos*), kopřivka obecná (*Mareca strepera*), zrzohlávka rudozobá (*Netta rufina*), polák velký (*Aythya ferina*) a polák chocholačka (*Aythya fuligula*).

Pro každý druh kachny byl zaznamenán celkový počet objevených hnízd na ploše s managementem i na ploše bez managementu, a počet úspěšných hnízd z této hodnoty. Analýzou dat byla pro každý druh stanovena procentuální hodnota hnízdní úspěšnosti na nekosených a kosených ostrovech rybníků. Dále byla vypočtena průměrná hustota hnízd na nekosené či kosené ploše. Tyto hodnoty byly následně porovnány v rámci sledovaných let.

Úspěšnost hnízdění se v průběhu let 2016-2022 v nekosených a kosených porostech u žádného druhu kachen téměř nelišila. Výrazný rozdíl nebyl pozorován ani mezi hustotou hnízd na plochách s managementem a na plochách bez něj. Výsledky analýzy terénních dat neprokázaly významnou závislost mezi managementem kosení porostu a hnízdní úspěšností u sledovaných druhů kachen.

Tato práce přináší poznatky, které mohou být přínosné při hodnocení vlivu managementu (kosení porostu) na hnízdní úspěšnost kachen v podmínkách intenzivně obhospodařovaných rybníků.

Klíčová slova: management hnízdního habitatu, úspěšnost hnízdění, hustota hnízd, kachny, kosení porostu

Abstract

This bachelor thesis focuses on methods of duck nesting habitat management.

A literature review summarises the management practices implemented in North America and Europe. It also includes specific strategies that are applied to specific duck species from the taxonomic groups *Anatini*, *Aythiini* and *Mergini*.

This thesis also presents the results of a study on the effects of vegetation mowing management on nest density and nesting success of ducks on the islands of Rod and Naděje fishponds within PLA Třeboňsko in 2016-2022.

Five duck species, namely Mallard (*Anas platyrhynchos*), Gadwall (*Mareca strepera*), Red-crested Pochard (*Netta rufina*), Common Pochard (*Aythya ferina*) and Tufted Duck (*Aythya fuligula*), were the subjects of the study.

The study recorded the total number of nests discovered in both managed and unmanaged areas for each duck species and the number of successful nests from this value. Data analysis was used to determine the value of nesting success for each species on unmown and mown islands. In addition, the average density of nests per unmowed or mowed area was calculated. These values were then compared within the years of observation.

Nesting success barely differed between unmown and mown stands for any duck species during 2016-2022. There was also no significant variation between nest densities in managed and unmanaged sites. The results of the field data analysis did not show a significant relationship between mowing management and nest success among the duck species studied.

This work provides insights that may be useful in assessing the effect of management (mowing of vegetation) on the nesting success of ducks in intensively managed ponds.

Keywords: nesting habitat management, nest success, nest density, ducks, vegetation mowing

Obsah

1 Úvod	9
2 Cíle práce	10
3 Literární rešerše.....	11
3.1 Management rybníků	11
3.2 Hnízdní kolonie	13
3.3 Regulace predátorů.....	15
3.3.1 Usmrcení predátorů.....	17
3.3.2 Regulace reprodukce predátorů	18
3.3.3 Management vegetačního krytu.....	19
3.3.4 Hnízdní struktury	21
3.3.5 Umělé hnízdní ostrovy	22
3.3.6 Ohrady proti predátorům	22
3.4 Aplikace managementů hnízdního prostředí pro jednotlivé druhy kachen.....	25
3.4.1 Taxonomická skupina <i>Anatini</i>	25
3.4.1.1 Kopřivka obecná (<i>Mareca strepera</i>).....	25
3.4.1.2 Ostralka štíhlá (<i>Anas acuta</i>).....	26
3.4.1.3 Čírka modrokřídlá (<i>Anas discors</i>).....	28
3.4.2 Taxonomická skupina <i>Aythini</i>	29
3.4.2.1 Polák americký (<i>Aythya americana</i>).....	29
3.4.2.2 Polák kaholka (<i>Aythya marila</i>)	31
3.4.3 Taxonomická skupina <i>Mergini</i>	32
3.4.3.1 Hohol islandský (<i>Bucephala clangula</i>) a hohol severní (<i>Bucephala islandica</i>)	32
4 Metodika	35
5 Výsledky.....	39
6 Diskuse	45
7 Závěr	47
8 Seznam použitých zdrojů	48
9 Seznam obrázků, tabulek, grafů a zkratk.....	62
10 Přílohy.....	63

1 Úvod

V posledních desetiletích se mnoho druhů kachen potýká s problematikou poklesu početnosti v celosvětovém měřítku (Austin, 2014). Jedním z možných důvodů úbytku je redukce, fragmentace a degradace jejich hnízdního prostředí, neboť právě kvalita těchto biotopů je významným prvkem ovlivňujícím reprodukční úspěch a přežití populací (Holopainen, 2015). Tyto změny mohou značně ovlivnit kvalitu stanoviště, například z hlediska dostupnosti zdrojů a rizika predace (Arzel et al., 2015).

Významný faktor způsobující tyto přeměny je zemědělství. Intenzifikace hospodaření v krajině za účelem produkce potravin či jiných komodit pro lidskou spotřebu představuje jednu z nejzávažnějších hrozeb pro globální biologickou rozmanitost (Foley et al., 2005). V současné době zabírá zemědělská půda okolo 38 % souše, což je přibližně polovina obyvatelného území planety (Ritchie et Roser, 2019). Boreální biom, kde se nachází podstatná část světových mokřadů, je jednou z hlavních hnízdních oblastí kachen. Toto území je ovlivňováno jak přímými (těžba lesů, těžba fosilních paliv a rozvoj větrné energetiky), tak nepřímými (oteplování atmosféry, znečištění ovzduší a eutrofizace) antropogenními vlivy (Eichholz et Elmberg, 2014). Míra antropogenních disturbancí se v poslední době v oblastech severní polokoule dramaticky zvýšila (Murphy et Romanuk, 2013).

V rámci ochrany přírody se ve vybraných oblastech aplikuje management hnízdního prostředí. Jeho cílem je zastavit či alespoň zmírnit důsledky těchto negativních vlivů a přispět k obnově populací kachen. Z výsledků mnoha studií je patrné, že vhodně zvolený management může kachnám poskytnout kvalitní habitat a rovněž může zmírnit nepříznivé účinky úbytku mokřadů. Také může být nápomocný při obnově populací kachen a zároveň přispět i k podpoře celkové diverzity lokality (Ma et al., 2009).

Studium managementu umožňuje lépe pochopit, jaké metody a postupy jsou nejvhodnější pro ochranu a zlepšení hnízdního prostředí kachen. Díky neustálým výzkumům lze vyhodnotit, zda jsou užívané strategie účinné, a objasnit faktory, které jejich účinnost ovlivňují. To dává možnost přizpůsobovat daná opatření a zlepšovat jejich efektivnost. Výzkum dopadů managementu rovněž umožňuje lépe předvídat, jaké změny v metodách opatření by mohly být nezbytné.

2 Cíle práce

Tato práce se zaměřuje na management hnízdních habitatů kachen.

Cílem literární rešerše je vypracovat přehled prováděných opatření za účelem zlepšení kvality hnízdních habitatů kachen v mírných nebo boreálních oblastech Severní Ameriky a Evropy. Kromě toho také porovnat konkrétní managementy hnízdního prostředí pro kachny z taxonomických skupin *Anatini*, *Aythiini* a *Mergini*.

Cílem analýzy dat je zjistit, zda existují rozdíly v hnízdní úspěšnosti pěti druhů kachen na ostrově s nekosenou či kosenou vegetací v průběhu let 2016-2022. Dále pak, zda kachny ke svému hnízdění upřednostňují ostrovy s nepokosenou či pokosenou vegetací prostřednictvím zhodnocení hustoty hnízd na ostrovech.

Výzkumné otázky:

- Ovlivňuje management porostu (kosení) na ostrovech rybníků Rod a Naděje úspěšnost hnízdění kachen?
- Existuje preference sledovaných druhů pro hnízdění v nepokoseném nebo pokoseném porostu?

3 Literární rešerše

Tato část práce je zaměřena na souhrn managementů užívaných pro zlepšení hnízdního habitatu kachen.

3.1 Management rybníků

Zarybňování jezer je celosvětově rozšířenou činností člověka (Pister, 2001; Denoel et al., 2005), která zásadně ovlivnila konkurenční a predační vztahy v těchto vodách (Nummi et al., 2016). Je známo, že ve sladkovodních ekosystémech ryby silně ovlivňují rozšíření a početnost bezobratlých jako své kořisti (Batzer, 2013). Potravní kompetice mezi rybami a kachnami se v boreálních oblastech vyskytuje ve velké míře a má silný vliv na populace kachen (Haas et al., 2007).

Přítomnost ryb v hnízdních oblastech má na jednotlivé druhy kachen různý vliv. Výrazněji jsou ovlivněny kachny z taxonomické skupiny *Aythya*. Zejména v evropských rybnících je často pozorován velkochoch kaprů (*Cyprinus carpio*). Tento druh výrazně narušuje bentická a planktonní společenstva i rozsah litorální vegetace. Velké denzity kaprů vyžírají zooplankton (například perloočky rodu *Daphnia*), který pak neredukuje fytoplankton. Dochází tak k přemnožení vodních řas, což má za následek snížení průhlednosti vody (AOPK ČR, 2019). Zvyšování zákalu vody napomáhá i mechanické přerývání dna kapry. Světlo tak nemůže pronikat do hlubších vrstev rybníka, což zamezuje rozvoji vodní vegetace (Boere et al., 2006).

Mezi kachnami ze skupiny *Anatina* a rybami bývá kompetice nepřímá a méně intenzivní. Je to z důvodu, že ryby se obvykle živí u dna nebo v hlubších částech vodní nádrže, zatímco kachny u hladiny nebo v mělkých vodách. Možný negativní vliv na tuto skupinu kachen může být likvidace vodní vegetace rybami, v důsledku čehož kachny hůře hledají potravu i hnízdní stanoviště (Nummi et al., 2015; Haas et al., 2007).

Snižování rozlohy pobřežní vegetace může být také následkem přímých zásahů člověka. Při hospodaření na rybnících je výška vodního sloupce uměle regulována a často dochází k její manipulaci, zejména v době výlovu ryb či letnění rybníků (Janda et al., 1996). Kromě toho, zvýšením vodní hladiny, ať už jen o několik desítek centimetrů, může dojít k vyplavení hnízd vodních ptáků (Šťastný, 2019).

K ničení pobřežní vegetace také dochází i při odstraňování sedimentu z rybníků. Pro jejich zachování je však tato údržba nutností. V procesu odbahňování dochází k vyhrnování

rybníčních sedimentů ze dna vypuštěné nádrže na břeh, což způsobuje velkoplošný zánik litorálních porostů. Na těchto takzvaných „deponiích“ dochází k rychlému šíření plevelů a náletových dřevin. Ty následně znemožňují obnovu původní vegetace, což vytváří nevhodné hnízdní prostředí pro některé druhy kachen (Broyer et al., 2016). Kromě toho může velká koncentrace dřevin rybníky izolovat od okolního prostředí, což napomáhá fragmentaci krajiny (Ministerstvo životního prostředí, © 2014-2017).

Určitým řešením je užití sacích zařízení, která vytěžený sediment přesunou na předem smluvená místa. Výhodou sacích bagrů je, že při jejich použití nemusí být voda z nádrže vypuštěna. Za nevýhodu tohoto způsobu provedení by se dala považovat potřeba značně rozsáhlých úložišť, avšak určitým východiskem tohoto problému může být využití přebytečného sedimentu k tvorbě umělých ostrovů (Pokorný, 2014). Využitím sacích zařízení se může omezit poničení pobřežní vegetace rybníka. Ponecháním dostatečné šířky litorálních porostů je možné zajistit bezpečné hnízdní podmínky pro kachny. Zvětší se totiž vzdálenost mezi hnízdem a okrajem stanoviště, což může snížit riziko predace (Krasowski et Nudds, 1986).

Výzkum provedený v Polsku prokázal, že současný způsob hospodaření na středoevropských rybnících představuje pro bentofágní druhy ekologickou past. Ptáci osídlí rybníky na začátku dubna, kdy bývají čerstvě napuštěné, a tedy ještě čisté a s nízkou rybí obsádkou. V dubnu se však do rybníků ve velké míře vypouští kapří násada. Přestože se množství bentosu s rostoucí teplotou obecně zvyšuje, výrazně stoupají i potravní nároky rybí obsádky. Ty dosahují vrcholu na přelomu května a června, tedy v době, kdy probíhá líhnutí mláďat vodních ptáků, která potřebují dostatečné množství potravy bohaté na bílkoviny (Kloskowski, 2012).

Ve vztahu mezi hmotností obsádky ryb a množstvím poláků (*Aythya spp.*) v červenci se projevuje nepřímá úměra. Janda et al. (1996) tvrdí, že u obsádky vyšší než přibližně 600 kg/ha byla početnost kachen během července minimální, zatímco při průměrné hmotnosti nasazených ryb do 400 kg/ha byla četnost kachen nejvyšší. V období hnízdění byla obdobná závislost zaznamenána i u jiných druhů kachen, například u kopřivky obecné (*Mareca strepera*) nebo kachny divoké (*Anas platyrhynchos*). Významný vliv na početnost kachen v rybníčním ekosystému může mít i věková struktura rybí obsádky. V rybnících s mladou rybí obsádkou bylo pozorováno výrazně vyšší zastoupení hnízdicích kachen, jelikož menší hmotnost rybí biomasy stále ještě umožňovala přirozený rozvoj jejich potravy.

Chybějící kompetice s rybami může zlepšit dostupné potravní zdroje pro ptáky. Ve výsledku se tak zvýší zastoupení vegetace i drobných živočichů v rybníku a zároveň selepší i průhlednost, která jejich rozvoj ještě podpoří (Musil, 2000). Toto dokazuje i studie z Velké Británie, která analyzovala důsledky experimentálního odstranění rybí obsádky ze zatopené štěrkovny. Výsledky ukázaly, že zastoupení pakomárovitých (*Chironomidae*) a měkkýšů (*Mollusca*) se třikrát zvýšilo, což mělo pozitivní vliv i na přežívání mláďat poláka chocholačky (*Aythya fuligula*) (Giles, 1994).

Negativnímu vlivu kaprů na kachny lze předejít důkladně promyšlenou změnou rybí obsádky. Nabízí se nahrazení typické, primárně kaprové obsádky smíšenou, složenou například z kombinace lína obecného (*Tinca tinca*) a štiky obecné (*Esox lucius*) nebo okouna (rod *Perca*) (Boere et al., 2006). Tuto teorii potvrzuje ve svém výzkumu na rybníku Rod i Musil (2016). Během jeho studie byla na vybranou lokalitu experimentálně nasazena bezkaprová obsádka, složená především z candáta obecného (*Sander lucioperca*) a lína obecného. Díky tomu se omezilo vyžírání zooplanktonu kapry. Ten pak mohl účinně regulovat plankton a rybníční voda si udržela vysokou průhlednost v celé hnízdní sezóně. Rybník Rod se díky tomuto managementu stal atraktivní lokalitou pro kachny.

Fluktuace vodní hladiny je jedním z mnoha negativních vlivů spjatých s hospodařením na rybnících. Pro hnízdní úspěšnost ptáků je proto zásadní stabilizovat výšku hladiny vody v nádržích, a to především v rozmezí od dubna do července, kdy probíhá období hnízdění (Musil, 2000).

V Sologne byl studován vliv extenzivního chovu ryb na prosperitu vodních ptáků. Do něj byla zahrnuta regulace hladiny rybníka, management litorální vegetace rybníka, posílení potravních zdrojů pro ptáky a umožněno bylo i vysychání vodní plochy za účelem mineralizace sedimentu. Ukázalo se, že udržení tohoto typu hospodaření na rybnících by se mohlo užívat pro naplnění a zachování ekologického potenciálu lokality (Broyer et al., 2016).

3.2 Hnízdní kolonie

Každý druh si vytváří určité antipredační strategie, které mu pomáhají snižovat predací tlak (Lima, 2009). V době hnízdění chrání ptáci svá hnízda různými způsoby. Kachny jsou považovány za pasivní obránce. Většinou svá hnízda přednostně maskují v husté vegetaci a snaží se na ně nijak neupozorňovat. Dalším možným způsobem, jak mohou kachny účinně snižovat riziko predace je hnízdění v koloniích jiných druhů (Sládeček et al., 2014). Určitou

ochranu jim například mohou poskytovat agregace ptáků z řádu dlouhokřídlých (*Charadriiformes*) (Arzel et al., 2015).

Väänänen et Pöysä (2016) provedli studii v boreálních mokřadech ve Finsku, která zkoumala vztahy mezi hnízdícími kachnami a malými koloniálními racky během hnízdní sezóny a odchovu mláďat. Zaznamenali, že hnízda kachen ze skupiny *Anatini* se v koloniích racků objevovala jen zřídka. Oproti tomu, hnízda poláka chocholačky (*Aythya fuligula*) a poláka velkého (*Aythya ferina*), kteří se řadí ke skupině *Aythiini*, byla nacházena výhradně v koloniích racků. Výzkum Väänänen (2000) potvrzuje, že tyto konkrétní druhy mají mnohem nižší míru predace hnízd, pokud zahnízdí v koloniích racků.

Väänänen et Pöysä (2016) rovněž navrhli hypotézy, které hnízdění kachen v koloniích racků vysvětlují. Racci kolektivně hájí společné teritorium, a tak mohou kachnám v rámci kolonie poskytovat ochranu před predátory. V případě ohrožení se také poplašným voláním upozorňují na přichozí nebezpečí. Díky tomu se mohou na útok ze strany predátora připravit, anebo se predaci zcela vyhnout. Kromě toho, i samotná agresivita volání či množstevní převaha jedinců může být pro predátory odrazujícími faktory. (Arzel et al., 2015). Kolonie racků rovněž mohou indikovat lepší potravní podmínky, což kachny přitahuje.

Další výhodou je, že se zvyšujícím se počtem potenciální kořisti se zmenšuje pravděpodobnost, že bude kachna ulovena. Kachny v blízkosti racků tedy mají větší šanci na přežití. Tomu napomáhá, že hnízda aktivních obránců jsou většinou dobře viditelná a mohou být snadněji napadnutelná oproti kachním hnízdům, která jsou po většinu času důkladně maskovaná (Sládeček et al., 2014).

I přes jmenované benefity může být hnízdění kachen ve velkých koloniích problémové. Je sice zjevné, že při vyšším stavu jedinců v kolonii lze dosáhnout určité úrovně ochrany. Avšak existují studie, které dokládají, že koloniální hnízdění může ve skutečnosti ptáky učinit zranitelnějšími, neboť nápadné hnízdní kolonie mají tendenci přitahovat predátory. Další problém může nastat při vysoké abundanci potomstva ptáků, kdy v důsledku potravní konkurence nemají kachňata dostatečné množství potravy pro přežití (Wiklund et Andersson, 1994).

Podle experimentu, který provedli Andersson et Wiklund (1978) je strategie hnízdění v blízkosti kolonií výhodná pouze za předpokladu, že je tvořena agresivními druhy, kteří svá hnízda aktivně brání před predátory. Oproti tomu hnízdění v malých, volných koloniích druhů s omezenými schopnostmi obrany je pro kachny kontraproduktivní, neboť se, jak již

bylo zmíněno, mohou stát snadno dostupným zdrojem kořisti pro predátory. V takovýchto případech se jeví nenápadné hnízdění mimo kolonii jako výhodnější volba (Sládeček et al., 2014).

Z hlediska managementu přírody je důležitá zejména ochrana velkých kolonií takových druhů, kteří svá hnízda aktivně brání před predátory. Ti mohou současně poskytnout účinnou ochranu i pasivním ochráncům hnízd. Úbytek kolonií tedy pro přidružené druhy, jako jsou kachny, znamená zvýšení nebezpečí (Holopainen et al., 2020). Výsledky studie Arzel et al. (2015) ze severu Finska potvrdily, že početnost racků pozitivně ovlivnila diverzitu, hojnost i reprodukční úspěšnost vodních ptáků. V souladu s těmito výsledky by měly být při managementu o ochraně vodních ptáků zohledněny stanovištní požadavky kolonií. Jak však namítá Thomas (1972), přílišný nárůst populace racků může mít na ostatní hnízdící ptáky negativní dopad, zejména kvůli konkurenci o hnízdní prostor, zdroje potravy či dokonce predaci mláďat.

Je také podstatné udržovat hustý vegetační kryt, který poskytne bezpečnější zázemí pro inkubující samici i samotné potomky kachen. V neposlední řadě by ochránci přírody měli vzít v úvahu, že dostatečná rozloha navrhovaných chráněných území může snížit okrajové efekty spojené se zvýšeným rizikem predace (Sládeček et al., 2014).

3.3 Regulace predátorů

Převládá názor, že predanční tlak je jedním z nejvlivnějších faktorů ohrožujících hnízdní úspěšnost kachen (West et Messmer, 2004; Pieron et Rohwer, 2010). Dle mnoha studií je více než 70 % zániku hnízd způsobeno predací (Sovada et al., 2001). Emery et al. (2005) ve své studii provedené v letech 1993-2000 v kanadských provinciích Alberta, Manitoba a Saskatchewan zjistili, že v důsledku predace bylo ztraceno 91 % zaniklých hnízd. Predátoři ohrožují vejce, vylíhlá mláďata i samice vodních ptáků (Sargeant et Arnold, 1984).

Zásluhy na zvýšení míry predace má i člověk. Vlivem intenzivního hospodaření (Flousek, 2019) dochází k přeměnám travních porostů na ornou půdu, což vyvolává změny ve struktuře a fragmentaci krajiny a ovlivňuje složení, rozšíření, početnost a potravní návyky predátorů a s tím spjatou hnízdní úspěšností vodních ptáků (Sargeant et al., 1993). V důsledku snížení množství vhodných stanovišť jsou predátoři i hnízdící kachny nuceni koncentrovat se na zbývajících dostupných lokalitách, čímž může docházet ke vzniku ekologických pastí s mimořádně vysokou mírou predace (Greenwood et al., 1995).

Jak uvádí West et Messmer (2004), ochránci přírody potýkající se s vysokou mírou predace hnízdících kachen čelí složitému problému. Hnízdění kachen probíhá na rozsáhlých oblastech a zahrnuje různé druhy vodních ptáků, predátorů a typy stanovišť. Kombinace těchto proměnných umožňuje nesčetné množství možných interakcí, z nichž většina je do jisté míry neznámá a potenciálně nepochopená. Míra predace a hnízdní úspěšnost jsou také kontinuálně ovlivňovány časovými a prostorovými změnami v populacích predátorů a dostupností a kvalitou biotopů. Dle Sargeanta et Arnolda (1984) je jen málo pravděpodobné, že se tato situace vyřeší bez jakýchkoliv změn v populacích predátorů či zemědělských postupech, které jsou za změny hnízdních a potravních zvyklostí živočichů zodpovědné.

Autoři se obecně shodují, že na úspěšnost hnízdění kachen mají největší vliv savčí predátoři. Nicméně úbytek hnízd vlivem savčích predátorů se nejvíce jeví jako jediná příčina dlouhodobého poklesu hnízdní úspěšnosti (Beauchamp et al., 1996). I ptáci mohou být v určitých oblastech hrozbou. Zejména pak jejich lokální působení může být velmi problematické, vezmeme-li v úvahu, že většina technik regulující predaci je účinná pouze u savčích predátorů (West et Messmer, 2004).

Management, který je zaměřený pouze na odstranění jednoho druhu predátora může být vzhledem k jejich množství a diverzitě značně nedostačující (Thompson et al., 2012). Výrazně většího nárůstu hnízdní populace je možné dosáhnout odstraněním všech druhů predátorů, nikoli pouze jejich části (Smith et al., 2010).

K minimalizaci dopadu predace na hnízdící kachny v prérii byly navrženy různé strategie. Sargeant et Arnold (1984) je rozlišili do dvou hlavních kategorií. První je změna chování či návyků predátorů a regulace hustoty jejich populace. Tento přístup zahrnuje snížení počtu predátorů s cílem minimalizovat predáčnický tlak na vejce, vylíhlá mláďata i samotné kachny. Mezi tyto metody spadá usmrcení predátorů a regulace jejich reprodukce. Tyto techniky mají obvykle přínos i mimo cílenou oblast a mohly by tak pozitivně ovlivnit i další druhy kořisti. Druhý přístup, který byl autory popsán, spočívá ve zvýšení odolnosti kořisti vůči predátorům. Strategie zahrnuje změnu prostředí, jejíž cílem je omezit přístup predátorů ke kachnám a jejich potomkům. Tento přístup může být přínosný pouze pro oblast ve které byl uplatněn a zahrnuje pouze určité druhy. Metody managementu predátorů v této kategorii zahrnují manipulaci s biotopem, zejména s vegetací, za účelem zvýšení hustoty hnízdního krytu. Další možností může být výstavba struktur, které omezují přístup predátorů. Tři typy těchto struktur jsou hnízdní konstrukce, ostrůvky a ohradníky.

3.3.1 Usmrcení predátorů

Cílem regulace predátorů je výrazně snížit jejich populaci a tím zvýšit přírůstek kachen. Tento management se obvykle provádí odchycem do pastí, lovem a trávením jedy, a tedy pochopitelně zahrnuje usmrcení velkého počtu zvířat (Kirkpatrick et Turner, 1985).

Ačkoli je tento přístup v některých případech efektivní a zvyšuje úspěšnost hnízdění kachen (Duebbert et Lokemoen 1980; Greenwood, 1986; Sargeant et al., 1995), vzbuzuje řadu pochybností o humánním zacházení se zvířaty a o etických otázkách týkajících se regulace jednoho loveného druhu ve prospěch jiného (Sovada et al., 2005).

Managementová opatření tohoto typu by se měla uplatňovat pouze na velkých plochách, kde je hnízdění úspěšnost nízká v důsledku predace, a kde může být potenciálně vysoká produkce kachen (Garrettson et Rohwer, 2001). Tato strategie může mít dlouhotrvající výsledky pokud je aplikována na ostrovech, které predátoři nemohou znovu kolonizovat. Oproti tomu, na pevnině může být účinná pouze v případě, že se každoročně obnovuje, a to z důvodu redistribuce, rozptylu i kompenzační reprodukce predátorů. Pokud se tedy management dlouhodobě neudrží, jeho přínos rychle mizí. Duebbert et Lokemoen (1980) zjistili, že hnízdění úspěšnost vodních ptáků a hustota zahnízdění se během dvou let vrátili na stejnou úroveň jako před aplikací managementu. Stejných výsledků ve svých studiích rovněž dosáhli i Chesness et al. (1968) a Duebbert et Kantrud (1974).

Regulace početnosti predátorů se projevuje jako nejefektivnější při využití toxikantů. Studie provedená na území Minnesoty ukázala pouze mírné zvýšení hnízdění úspěšnosti bez jejich použití (Sargeant et al., 1995).

Kirkpatrick et Turner (1985) uvádí, že trávení zvířat má řadu zásadních nedostatků. Dle něj je tato metoda značně nespecifická a často nebezpečná i pro necílové druhy, včetně člověka. Kromě toho, většina programů zaměřených na trávení živočichů vyžaduje před spuštěním schválení vládními orgány a zároveň má také mimořádně nákladný registrační proces užívaných přípravků (Sovada et al., 2005).

Jiný pohled na věc má Fagerstone (2004), který vypracoval komplexní studii poskytující přehled toxikantů používaných k regulaci početnosti predátorů. Tvrdí, že ačkoli většina látek může potenciálně poškodit volně žijící živočichy, predacity pro psovité šelmy registrované v současné době jsou obecně považovány za bezpečné. Podle autora existuje několik faktorů pomáhajících minimalizovat rizika pro volně žijící živočichy. Jedním z nich jsou například ochranná opatření zavedená během procesu registrace přípravku u Agentury pro ochranu životního prostředí (EPA), který vyžaduje rozsáhlé údaje o chemickém složení,

nebezpečnosti pro lidské zdraví, osudu v životním prostředí a jejich toxicitě pro necílové druhy. Mezi další lze zařadit fakt, že se užívá relativně nízký objem látek, který je aplikován pouze na omezené oblasti.

3.3.2 Regulace reprodukce predátorů

V situacích, kdy odstranění zvířat nebo snížení míry přežití není přijatelnou možností, zůstává jediným demografickým faktorem, kterým lze manipulovat, reprodukce (Warren et al., 1995). Použití inhibitorů reprodukce je podle Sargeanta et Arnolda (1984) atraktivní metodou pro snížení hustoty predátorů. Reprodukční inhibitory brání produkci potomstva, což vede k menší velikosti populace v následujícím roce. Kromě toho snižují míru predačního tlaku ze strany dospělců, kteří již nejsou zodpovědní za výživu svých potomků.

Kirkpatrick et Turner (1985) ve své studii popisují řadu přínosů, které chemické prostředky na kontrolu plodnosti nabízejí. Konstatovali, že nejpřesvědčivější důvody pro používání antikoncepčních prostředků jsou sociální, neboť antikoncepce je humánnější a pro veřejnost přijatelnější ve srovnání s lovem, trávením nebo odchytem do pastí. Autoři věří, že aplikace této metody eliminuje, nebo alespoň minimalizuje, diskomfort jednotlivých zvířat. Dále zmiňují její další výhody, například skutečnost, že účinky látek potlačujících reprodukci jsou reverzibilní. Kromě toho také vidí významný faktor v tom, že regulovaná zvířata nejsou trvale odstraněna. V případě masivního poklesu tak existuje možnost obnovy populace tím způsobem, že se jejich podávání dočasně přeruší a ztráty se budou moci vykompenzovat. Pokud je však cílem managementu eliminace či dramatické snížení populace, jak je tomu často v případě nepůvodních druhů, nemusí být podle Garrotta (1995) takovéto krátkodobé potlačení reprodukce vhodnou metodou. Regulace populace v těchto případech lze účinněji dosáhnout pomocí metod, které vedou k trvalé sterilitě. Avšak plošná aplikace návnad ošetřených sterilizačními látkami by nemusela být u veřejnosti populární, zvláště pak na místech, kde mohou být těmito látkám vystavena domácí zvířata.

Další zjevnou výhodou je dle Kirkpatrick et Turner (1985) možnost cílit na vybrané druhy, aniž by došlo k vážnému poškození ostatních živočichů. Je pravděpodobně nemožné dodat návnadu určitému druhu, aniž by ji požili i jiní živočichové, avšak při obezřetnému zacházení s typy a dávkami přípravků lze dopad na necílové druhy minimalizovat. I v těchto případech však nehrozí vážné nebezpečí, neboť, jak již bylo naznačeno, po požití látek regulujících plodnost nedochází k usmrcení živočichů. Kromě toho se období vrcholu

reprodukce u jednotlivých druhů často značně liší, což usnadňuje jejich podávání bez zasažení necílových druhů. Na druhou stranu autoři také vyjádřili obavy z možnosti vzniku nezáměrných negativních důsledků, které by mohly být závažnější než původní problém. Proto doporučují nejprve provést důkladné studie pro každý druh zvlášť, aby se vyhodnotily potenciální účinky ošetření ještě před jeho aplikací v terénu.

3.3.3 Management vegetačního krytu

V minulosti došlo s nárůstem zemědělských činností k narušení nebo úpravě přirozené diverzity mokřadů. Například odvodnění oblasti za účelem zvýšení produkce plodin má vliv nejen na bezprostřední lokalitu, ale často ovlivňuje i vlhkost půdy v přilehlých oblastech. Tato změna dostupnosti vody ovlivňuje druhové složení rostlin. Intenzivní pěstování obilovin a píce spolu s dalšími lidskými činnostmi, jako je pastva dobytka nebo likvidace přirozených požárů, změnila fyzikální procesy, které ovlivňují produktivitu mokřadních systémů (Fredrickson et Reid, 1988).

Management stanovišť se považuje za dlouhodobou, snadno proveditelnou a vysoce účinnou formu strategie ochrany hnízdicích kachen (West et Messmer, 2004). Konkrétně manipulace s vegetací je preferovanou strategií managementu, a to především díky tomu, že je výnosná, nekontroverzní a poměrně snadno proveditelná (Sargeant et Arnold, 1984). Mezi techniky úpravy rostlinných společenstev patří řízené vypalování vegetace, pastva a zakládání kvalitního vegetačního krytu. Manipulace s vegetací může být žádoucí pro zpomalení sukcese, omezení šíření monokulturních společenstev, invazivních dřevin a pro úpravu struktury vegetace (Fredrickson et Reid, 1988).

Pravděpodobně největší vliv na výběr hnízdiště pro ptáky mají fyzické charakteristiky vegetačního krytu. Výška i hustota krytu důležité faktory, které mohou přímo ovlivnit úspěšnost hnízdění tím, že ztěžují pohyb predátorů, zvyšují množství alternativní kořisti, poskytují kachnám vizuální bariéru a také znesnadňují šíření jejich pachu. Výška vegetačního krytu nejvýznamnějším faktorem v případě, že jsou primární predátoři kachen ptáci (Eichholz et Elmberg, 2014). Pokud jsou primárními predátory savci, bývá obvykle nejvýznamnějším faktorem hustota krytu (Rangen et al., 2000). Schranck (1972) uvedl, že vyšší hustota vegetace může mít za následek větší atraktivitu hnízdiště nebo hnízdní úspěšnost.

Rostlinný kryt je pro vodní ptáky důležitý také z hlediska produkce potravy, jako jsou semena a hlízy. Zbytková vegetace z předešlých let je rovněž využívána jako stelivo při hnízdění (Fredrickson et Reid, 1988).

Jednou z technik managementu, která se používá ke zvýšení úspěšnosti hnízdění je zakládání porostů vysoké, vzrostlé vegetace na dříve obdělávané půdě (Duebbert et al., 1981). Hustý vegetační kryt se vytváří výsevem směsí chladnomilných travin a luštěnin. Jejich druhové složení je obvykle rozmanité a sestává především z původních odrůd rostlin (Klett et al., 1984). Schranck (1972) ve své studii zaznamenal, že v hustém vegetačním krytu byla hnízdění úspěšnost vodních ptáků vyšší než v řídkém porostu se stejným druhovým zastoupením. Tuto myšlenku podpořili i Arnold et al. (2007). Na základě výzkumu Kaisera et al. (1979) činí utváření právě takového vegetačního krytu jednu z nejefektivnějších forem managementu biotopů pro kachny ze skupiny *Anatini* v Kanadě.

Zástupci taxonomických skupin *Anatini* a *Aythiini* dávají přednost rozmanitým mokřadním stanovištím. V případě, že na lokalitě převládají nežádoucí rostliny, snižuje se heterogenita stanoviště a tím i využívání habitatu vodním ptactvem. Výzkumy ukazují, že výšku i hustotu těchto monokulturních společenstev lze ve prospěch hnízdících vodních ptáků snížit řízeným vypalováním vegetace a pastvou, pokud nejsou moc intenzivní (Kantrud, 1986). Řízené zimní vypalování mokřadů zlepšuje potravní stanoviště vodního ptactva (Block et Conner, 2016). Lynch (1941) na pobřeží Louisiany pozoroval, že vypálení vegetačního krytu přilákalo kachny díky odstranění husté vegetace, která bránila růstu jejich potravy. Opatření zlepšilo přístup k semenům a oddenkům a pravděpodobně zvýšilo i nutriční kvalitu krmiva. Perkins (1968) uvádí, že vypalování bažin zvýšilo množství biomasy krmných rostlin a zároveň udržovalo mokřadní stanoviště otevřené, což kachny preferovaly. Furniss (1938) poznamenal, že predace vran na kachních hnízdech v Saskatchewanu může být nižší v bažinách, kde byly husté porosty orobince (rod *Typha*) a skřipin (rod *Scirpus*) zředěny požárem.

Mezi další nástroje managementu používané k odstranění nežádoucí vegetace a udržení vhodného hnízdění biotopu patří pastva. Některé publikace upozorňují na to, že pastva snižuje úspěšnost hnízdění a pravděpodobnost pokusů o hnízdění tím, že odstraňuje a sešlapává zbytky vegetačního krytu (Kirsch 1969; Kirsch et al., 1978). Výsledky studie Warrena et al. (2008) ukazují, že samice hnízdí nejúspěšněji na hustě zarostlých plochách a jen velmi málo z nich si vybírá nebo je schopno najít vhodná hnízdíště na silně spásaných pastvinách. Kantrud (1986) tvrdí, že mírná pastva může utvářet stanoviště s vhodným

podílem vegetačního krytu a otevřené vody, což může být pro vodní ptactvo atraktivní. Bloom et al. (2013) uvádí, že přežívání hnízd vodního ptactva je větší při extenzivní pastvě v porovnání s intenzivní. Podle autora také mírná pastva vede ke vzniku takové vegetační struktury, která prospívá hustotě. Burgess et al. (1965) uvedli, že v Iowě byly pro čírky modrokřídlé (*Anas discors*) atraktivnější mírně spásané pastviny než nespásané pastviny. Ostatní druhy kachen však byly vůči pastvě méně tolerantní. Glover (1956) ve studii provedené rovněž v Iowě tvrdí, že na mírně spásaném či nespásaném vegetačním krytu lipnice luční (*Poa pratensis*) a ostríce (rod *Carex*) zahrnují více vodních ptáků a že větší počet těchto hnízd je úspěšný.

Pokud management vegetace není nutností, ponechání travních porostů bez zásahu během hnízdní sezóny vede k většímu přežívání vodních ptáků a vyšší hustotě hnízdění, než jaká byla pozorována na spásaných travních porostech. Pastva jako nástroj managementu by proto měla být praktikována pouze v případě, že klesající vitalita porostů a vegetační struktura negativně ovlivňují produkci vodního ptactva (Bloom et al. 2013). Pastva by měla být načasována tak, aby vzniklou rozkládající se vegetaci mohli účinně využívat mokřadní bezobratlí. V případě, že na těchto plochách dojde k mělkému zaplavení, jsou tyto organismy pro kachny snadno dostupné ke konzumaci (Fredrickson et Reid, 1988).

3.3.4 Hnízdní struktury

Dlouhotrvající ničení a degradace mokřadních biotopů způsobily dramatický pokles hnízdních populací kachen. Zbývající limitované biotopy často neposkytují dostatečnou ochranu před predátory a zaplavením. Jednou z metod, jak zvýšit produktivitu kachen na mokřadech, je zřízení umělých hnízdních struktur. V některých studiích byla zaznamenána úspěšnost hnízdění přesahující i 75 % (Doty, 1979; Semel et Sherman, 1995; Yerkes et Kowalchuk, 1999; Artmann et al., 2001).

Aby byl přínos hnízdních struktur co největší, je třeba zvážit faktory spojené s instalací a údržbou, typem konstrukce, umístěním v krajině a hustotou konstrukcí v mokřadu. Výhodou umělých hnízdních konstrukcí je jejich nákladová efektivita, použitelnost na soukromých pozemcích a přijatelnost veřejnosti (Artmann et al., 2001).

Struktury musí být umístěny na vhodném stanovišti a mít takové vlastnosti, které splňují specifické požadavky určitých druhů kachen. Kachny z taxonomické skupiny *Anatini*, jako je kachna divoká, ostralka štíhlá (*Anas acuta*) a čírka obecná (*Anas crecca*)

úspěšně hnízdí ve vyvýšených hnízdních koších. Kachny ze skupiny *Aythya* se hnízdním košům snadno nepřizpůsobí a nejvhodnější technikou managementu na podporu jejich hnízdních populací je údržba řek a velkých vodních nádrží. Napodobením přirozených stromových dutin je do hnízdních budek možné přilákat dutinově hnízdící vodní ptáky (Wyoming Game & Fish Department, © 2011-2023).

3.3.5 Umělé hnízdní ostrovy

Autoři uvádí, že na ostrovech mohou vodní ptáci dosáhnout vyšší produkce. Může to být z důvodu, že v porovnání s pevninskými oblastmi zde čelí nižší míře predace způsobené savci a také protože hnízdí ve vyšší hustotě (Hammond et Mann, 1956).

Budování ostrůvků může potenciálně zvýšit atraktivitu mokřadů pro vodní ptactvo v oblastech, kde je dostupnost hnízdního krytu limitujícím faktorem. Ostrovy nevyžadují značnou údržbu a mohou zvýšit hnízdní úspěšnost kachen (Vermeer, 1970).

Hnízdní ostrovy by měly mít tvar obdélníku, protože je žádoucí zvýšit jejich okrajové části (Hammond et Mann, 1956). Doporučená vzdálenost ostrovů od pevniny je alespoň 170 m, aby se snížila pravděpodobnost, že někteří savci budou překonávat vodní bariéru plaváním (Giroux, 1981). Keith (1961) ve své práci uvádí, že kachny preferují ostrovy o průměru nejméně 15 m, zatímco podle Hammonda et Manna (1956) by měly dosahovat od 1200-4000 m². Giroux (1981) doporučuje budovat ostrovy široké přibližně 25 m a dlouhé 40 m.

V letech 1981-1983 byla ve východní Albertě provedena studie zaměřená na využívání umělých ostrovů hnízdícími vodními ptáky. Zkoumané ostrovy se nacházely na sedmi vodních nádržích založených organizací Ducks Unlimited. Kachny divoké, kopřivky obecné a poláci vlnkovaní (*Aythya affinis*) si ostrovy ke hnízdění vybíraly častěji než ostatní druhy kachen. Průměrná hustota hnízd na umělých ostrovech byla 75 hnízd na hektar v porovnání s 9 hnízdy na hektar na přirozených ostrovech. Nejproduktivnější byly menší ostrovy, vzdálenější od pevniny a s větším vegetačním pokryvem (Duncan, 1986).

3.3.6 Ohrady proti predátorům

Ohrady proti predátorům představují důležitou strategii managementu (Sovada et al., 2005). Podle Lokemoena et al. (1982) a Greenwooda et al. (1990) může zavedení elektrických ohradníků zvýšit úspěšnost hnízdění kachen tím, že zabrání savcím predátorům v přístupu k

hnízdům. V porovnání se sledovanými oblastmi mimo ohrady bylo zaznamenáno, že tyto struktury přispívají ke zvýšení podílu reprodukční populace, hustoty hnízd (Cowardin et al., 1998) a také vyšší hnízdní úspěšnosti (LaGrange et al., 1995).

Důležitým faktorem, který je třeba při výběru místa pro ohrady zohlednit, je výběr vhodné lokality. Výběhy by se měly stavět v oblastech, které jsou pro kachny atraktivní a tam, kde jsou hnízda významně ohrožena predací (Sovada et al., 2005). Howerter et al. (1996) zdůraznili, že ochranné ploty mohou být účinné pouze v případě, že se dbá na jejich řádnou údržbu a také na to, aby zůstaly bez predátorů. Z tohoto důvodu se doporučuje, aby byly ohradníky umístěny tam, kde je jejich údržba co nejlépe proveditelná. Mokřady nejsou vhodná stanoviště k oplocení, což dokazují případy, kdy se slepice pokoušely takové ohrady opustit. Dle Sovady (2005) jsou vhodná stanoviště v blízkosti velkých mokřadních oblastí, protože ty jsou jen zřídka postižena suchem, jsou relativně rovinné a udrží se na nich hustý porost hnízdního krytu.

Navzdory vysokým nákladům na výstavbu vyžadují ploty minimální údržbu (Greenwood et al., 1990) a mají dlouhou životnost. Při zohlednění těchto faktorů bývá tento přístup v porovnání s jinými metodami často cenově výhodnější (Sovada et al., 2005).

Původní modely ohradníků sestávaly z několika elektricky vodivých vláken (Trottier, 1994). Ve výzkumu Lokemoena et al. (1982) bylo zjištěno, že samice se svými potomky byly takto oplocenou oblast schopni bezpečně opustit. Pozdější provedení plotů již byla ve spodní části opatřena bariérou z drátěného pletiva s velikostí ok dostatečně velkou na to, aby jimi kachňata mohla projít (Howerter et al., 1996). V Severní Dakotě byli savčí predátoři z hnízdních oblastí vyloučeni pomocí elektrických ohradníků, které měly výšku 109 cm, 60 cm vysoké pletivo podél spodní části, 5 drátů nad pletivem a ochranný drát zabraňující zvířatům podhrabat se pod ohradníkem, umístěný 4 cm vně pletiva a 4 cm nad úroveň terénu. Hnízda kachen divokých, kopřivek obecných a čírek modrokřídlých byla díky této instalaci poměrně bezpečná (Greenwood et al., 1990). Pro lepší vyloučení savčích predátorů, zejména pak psovitých šelem, se doporučuje použít pletivo, které dosahuje více než 150 cm od země (Howerter et al., 1996).

Mnoho autorů se shoduje, že podobné typy ohradníků mohou pro rodinky představovat překážku a doporučují, aby byly ohrady v přízemních částech opatřeny speciálními východy. (Pietz et Krapu, 1994; Trottier et al., 1994; Howerter et al., 1996). Dle Greenwooda et al. (1990) se některé samice patrně zdráhaly opustit své potomky a přeletět plot, aby je skrz něj mohly převést. V důsledku toho se pak do mokřadů dostávaly se

značným zpožděním, což mohlo být příčinou vyšší úmrtnosti kachňat. Aby se samicím usnadnilo vyhledávání východů, doporučují Pietz et Krapu (1994) odstranit pás vegetace podél plotu a vytvořit tak cestovní koridor. Avšak Howerter et al. (1996) dodává, že takto exponovaná plocha by mohla potenciálně zvýšit predaci kachňat i samic v důsledku ptačích predátorů. Sovada et al. (2005) ve své publikaci uvádějí, že ohrady vybavené východy pro samice a jejich potomky nevykazovaly zvýšený výskyt predátorů ve srovnání s ohradami bez východů.

Pietz et Krapu (1994) ve své studii monitorovali 3 ohrady vylučující predátory o rozloze 25 ha, z nichž dvě byly umístěny na východě Severní Dakoty a jedna se nacházela v západní Minnesotě. Ohrady byly navrženy tak, aby vyloučily savčí predátory. Byly vysoké 1,8 m a byly podpírány dřevěnými sloupky v pětimetrových rozestupech. Na vrcholu každého sloupku byla 38 cm dlouhá ocelová tyč směřující ven. K těmto tyčím bylo připevněno drátěné pletivo, které vytvářelo převis. Dráty vodící elektrický proud byly připevněny 10 cm nad zemí do vzdálenosti 1,2 m podél vnější strany plotu. Roku 1989 byly do ohrad nainstalovány východy. Na základě těchto úprav byla vyhodnocována doba, za kterou se samice s kachňaty dostanou z výběhu ven. V ohradě s osmi páry východů o rozměru 10 x 12 cm činila průměrná doba výstupu u šesti rodinek kopřivek obecných 3,2 hodiny. V letech 1990 a 1991 bylo ve všech třech výbězích vybudováno 32 jednotlivých výstupů, každý o rozměru 22 x 16 cm. Průměrná doba výstupu z upravených výběhů u 32 rodinek kopřivek obecných dosahovala 1,5 hodiny a 3,9 hodiny u 16 rodinek kachen divokých. Autoři svým výzkumem potvrdili, že přízemní výstupy zkrátily dobu, po kterou samice s potomstvem opouštěly výběhy, a snížily potenciální vystavení kachňat predátorům a nepříznivému počasí. Také se shodli na tom, že odchod rodinek urychlí zvýšení počtu východů v místech, kde se předpokládá vysoké využití, a klesající vzdálenost mezi východy.

Pro zajištění bezpečného hnízdění vodního ptactva se doporučuje zavést opatření regulující predátory. To by mělo být zahájeno hned po zprovoznění ohrady na jaře, přibližně dva týdny před začátkem hnízdní sezóny. V regulaci predátorů je třeba pokračovat po celou dobu jejího trvání. Kromě toho je důležité provádět i pravidelné kontroly oplocení, aby se potvrdilo, že konstrukce je bezpečná a funkční (Sovada et al., 2005).

3.4 Aplikace managementů hnízdního prostředí pro jednotlivé druhy kachen

Tato část práce se zaměřuje na konkrétní druhy kachen z taxonomických skupin *Anatini*, *Aythiini* a *Mergini*, vyskytující se v boreálních a temperátních oblastech Evropy a Severní Ameriky. Zmíněny jsou jejich hnízdní preference, faktory a hrozby ovlivňující hnízdní úspěšnost a v neposlední řadě také využívané managementy hnízdního habitatu.

Souhrn doporučených managementových opatření pro jednotlivé druhy kachen je poskytnut v příloze č.1.

3.4.1 Taxonomická skupina *Anatini*

3.4.1.1 Kopřivka obecná (*Mareca strepera*)

Kopřivka obecná je rozšířena v Severní Americe i Evropě, především v její střední a východní části (Šťastný, 2019). Svá hnízda obvykle staví v blízkosti vody v oblasti od 300 m do 1,9 km. Hnízda jsou běžně ukryta v hustém vegetačním krytu z rákosí, kopřiv a trav. Atraktivní hnízdní úkryt také poskytují keře. V oblasti Severní Ameriky se jedná například o růži woodsovu (*Rosa woodsii*) a pámelník západní (*Symphoricarpos occidentalis*) (Ringelman, 1990). Materiál využívaný ke stavbě samotného hnízda je obvykle suchá tráva a listí (Šťastný, 2019).

Reprodukční úspěšnost kopřivek obecných může být zvýšena díky tendenci tohoto druhu soustřeďovat se na hnízdní ostrovy (Johnsgard, 2010b). Podle studie Duebberta (1966) mají samice kopřivek vrozenou tendenci se při hnízdění shromažďovat. Nejpreferovanější jsou malé ostrovy obklopené otevřenými vodními plochami, které nabízí hustý vegetační kryt. Ostrovy jsou hojně využívány především z důvodu, že vodní bariéra omezuje přístup predátorů. Autor ve své studii vyzoroval, že hustý vegetační kryt složený z kopřiv (rod *Urtica*) a pcháčů (rod *Cirsium*) představoval pro kopřivky atraktivní hnízdní prostředí.

Vhodné hnízdní ostrovy by měly mít podlouhlý tvar o velikosti 1000-5000 m² a měly by být od pevniny vzdáleny alespoň 150 m dlouhou vodní plochou, která v hnízdní sezóně zůstává přibližně 1 m hluboká. V Severní Americe se za cenově výhodnou metodu tvorby ostrovů považuje odříznutí stávajícího poloostrova od pevniny. Při této metodě se ušetří náklady na přesun zeminy a založení vegetace. Kromě toho by měly být pro hnízdní páry a mláďata zajištěny rozmanité mokřadní habitaty, které by spolu s ostrovy mohly poskytovat bezpečné hnízdní prostředí (Ringelman, 1990). V jižní Albertě bylo podpořeno hnízdění kopřivek na umělých ostrovech vytvořením hustého bylinného krytu (Duncan, 1986). Hines

et Mitchell (1983) uvedli nárůst úspěšnosti hnízdění zvýšením hustoty a strukturální rozmanitosti krytu, stejně tak jako tvorbou umělých hnízdních ostrovů.

Potrava kopřivek je převážně rostlinná a tvoří ji semena a vegetativní části různých vodních rostlin (Johnsgard, 2010b). Z tohoto důvodu by měl být management zaměřen na udržování rozsáhlých mokřadů se stabilní hladinou vody, která je pro růst podvodní vegetace vhodná. Ačkoli je žádoucí podporovat růst vegetace která je původní a přítomna v mokřadu, může se její zastoupení podpořit umělým výsevem hlíz či celých rostlin. Růstu podvodní vegetace může bránit špatná kvalita vody či fluktuace její hladiny, proto je vhodné ji stabilizovat pomocí kontrolních zařízení. Dále se nabízí zvýšit přívod vody během období sucha. Vegetaci také může přispět odstranění ryb, které zvyšují vodní zákal a zhoršují její kvalitu (Ringelman, 1990). McKinnon et Duncan (1999) navrhli jako možný způsob managementu výsadbu hustého hnízdního krytu. Dle výsledků jejich tříleté studie na jihu Saskatchewanu mělo toto opatření vliv na zvýšení hnízdní úspěšnosti nejen u kopřivky obecné, ale i u kachny divoké.

Regulace predátorů zvyšuje úspěšnost hnízdění. V jižní Dakotě byl po snížení početnosti predátorů pozorován nárůst hnízdní úspěšnosti kopřivek obecných i jiných druhů kachen z taxonomické skupiny *Anatini* (Duebbert et Lokemoen, 1980). Drever et al. (2004) uvádí, že v regionu Prairiea Pothole v Severní Americe je úspěšnost hnízdění kachen z této skupiny vyšší při regulaci predátorů než na lokalitách bez jejich managementu.

3.4.1.2 Ostralka štíhlá (*Anas acuta*)

Ostralka štíhlá je běžným druhem z taxonomické skupiny *Anatini*, který se vyskytuje na celé severní polokouli. Její hlavní hnízdní biotop se nachází na území regionu Prarie Pothole na jihu Kanady a v severní části Velkých plání USA (Austin et al., 2014). Další hnízdní areál v Severní Americe sahá od Velké pánve až po severní boreální lesy a arktické pobřeží Aljašky. Dále hnízdí v severní části Evropy a na Islandu (Johnsgard, 2010a).

Ostralky obvykle zahajují hnízdění poměrně brzy, a to již na počátku dubna. V boreálních lesích hnízdí později, například ve vnitrozemí Aljašky začínají první páry hnízdit až v polovině května. Nesmírně široký hnízdní areál ostralky štíhlé zahrnuje řadu oblastí, avšak nejčastěji volí prérijní a tundrové stanoviště. Preferují hnízdit v řídkém a nízkém vegetačním krytu vysokém přibližně 30 cm. Často využívají bylinné plevely, jako je brukev (rod *Brassica*) a kopřiva (rod *Urtica*) (Johnsgard, 2010b). Tato stanoviště poskytují dostatek potravy a zároveň nabízí dobrou viditelnost, což kachnám umožňuje lépe

se vyvarovat predátorům a jiným rušivým vlivům. V boreálních lesích se hnízda soustřeďují na otevřenější plochy s ostřicovými nebo travnatými loukami (Fredrickson et Heitmeyer, 1991). Často hnízdí v zemědělské krajině a využívají pastviny nebo například okraje cest či polí. V těchto případech je hnízdo ponecháno téměř nekryté (Šťastný, 2019).

Ostralky jsou úzce vázány na dočasné a sezónní mokřady. V minulosti se jejich početnost odvíjela od kvality těchto habitatů (Jensen, 2006a). V 70. letech 20. století v Severní Americe stoupala početnost ostralek v důsledku dobrých mokřadních podmínek na hnízdištích. Avšak mezi lety 1988-1991, během krátkodobých suchých období v prériích, klesla na rekordně nízkou úroveň čítající 1,8-2,3 milionu kusů, a to díky degradaci stanovišť v důsledku zemědělské produkce a působení predátorů (Fredrickson et Heitmeyer, 1991). V Evropě došlo k velkému poklesu počtu hnízdících i zimujících ostralek štíhlých mezi lety 1970-1990 a důležité hnízdní populace v Rusku, Finsku či Švédsku nepřestaly klesat (Jensen, 2006a).

Nejpravděpodobnějším důvodem úbytku ostralek štíhlých je destrukce hnízdních habitatů v důsledku změny osevních postupů a přeměny prérií na ornou půdu. Pokles početnosti se také předpokládá v důsledku predace a rozšíření nemocí, jako je ptačí botulismus (*Clostridium botulinum*) a ptačí cholera (*Pasturella multocida*) (Austin et al., 2014). Za hlavní hrozby na území Evropy jsou, kromě již jmenovaných faktorů, považovány rušivé vlivy, znečištění a otravy. Nedávná studie z jižního Finska přisuzuje pokles počtu hnízdících jedinců ostralek ukončení pastvy a senoseče na hnízdních stanovištích (Jensen, 2006a).

Zakládání vysokého a hustého krytu je běžnou praxí, která poskytuje některým kachnám ze skupiny *Anatini* vhodné hnízdní prostředí. Jak však bylo zmíněno, ostralky upřednostňují hnízdit v řidším porostu, a proto je pro ně tento přístup méně přínosný. Hnízdění ostralek může zlepšit využívání pastvy či řízeného vypalování, které eliminují robustní porosty, ale zároveň zanechají kvalitní zbytky vegetace. Nárůst hustoty hnízdních párů ostralky štíhlé vykazovaly plochy, na kterých byl aplikován management rotační pastvy (Mundinger, 1976). Barker et al. (1990) zaznamenali důležitost zbytkového vegetačního krytu vzniklého při managementu pastvy dobytka pro tento časně hnízdící druh kachny. Ve studii v Severní Dakotě měla pastva pozitivní vliv na úspěšnost hnízdění i průměrnou roční produkci.

Zlepšení habitatu lze dosáhnout manipulací vodní hladiny. Její zvýšení napomůže přirozenému otevření stanoviště, snížení zase podpoří obnovu vegetace a produkci potravy

pro vodní ptactvo. Hustota hnízdících párů ostralek štíhlých pozitivně korelovala s indexem prolínání vnořené vegetace a vody (Kaminski et Prince, 1984).

Existují také speciální programy, které kachnám zpřístupňují zbytky po zemědělské výrobě. Ostralky štíhlé preferují zejména ječmen a rýži a tyto plodiny pro ně mají, obzvláště na jaře, velký význam (Fredrickson et Heitmeyer, 1991). Některé nové techniky sklizně mohou snižovat potravní možnosti ostralek na rýžových polích, Miller et Duncan (1999) proto navrhuje důkladné vyhodnocení těchto praktik a jejich případné vyloučení z oblastí, kde se tento druh vyskytuje.

Nordström et al. (2002) zkoumali dopad odstranění norků (*Neogale vison*) na vodní ptáky ve Finsku. Početnost ostralky štíhlé na lokalitě se díky tomuto managementu zvýšila.

V roce 2003 byla založena skupina s názvem The Pintail Action Group (PAG), která funguje v rámci managementového plánu pro vodní ptactvo v Severní Americe (The North American Waterfowl Management Plan). Podílí se na koordinaci výzkumu, ochraně a managementu ostralek štíhlých v Severní Americe (Pintail Action Group, © 2003). Managementový plán EU byl pro tento druh zveřejněn v roce 2007. Dle něj by měl být lov tohoto druhu kachen během migrace a na konci hnízdní sezóny zakázán. Jeho hnízdiště by měla být chráněna a spravována jako zvláště chráněná území (Jensen, 2006a).

3.4.1.3 Čírka modrokřídlá (*Anas discors*)

Čírka modrokřídlá se běžně vyskytuje v Severní Americe. V Evropě se přirozeně neobjevuje (Johnsgard, 2010a). Hnízdní populace tohoto druhu se soustřeďují v prérijních oblastech na jihu Kanady a ve střední a severní části USA, kde jsou značně ovlivněny proměnlivými mokřadními podmínkami stanoviště. Jen malá část čírek hnízdí v severních boreálních lesích nebo arktických biotopech, avšak někteří jedinci se do těchto oblastí přesouvají, když v hlavních hnízdních oblastech nastane sucho (Gammonley et Fredrickson, 1995).

Druh s oblibou využívá malé, mělké a často i dočasné vodní plochy, které mají jen málo otevřené vodní hladiny. Preferované hnízdní biotopy čírky modrokřídlé jsou suché a nerušené travnaté lokality nebo lehce spásané pastviny vysoké v průměru okolo 30 cm. (Johnsgard, 2010b).

Management hnízdního habitatu pro čírku modrokřídlou by se měl zaměřit na ochranu zbývajících travních porostů, zejména těch v blízkosti mokřadů. Klett et al. (1988)

zaznamenali nejvyšší hnízdní úspěšnost čírek modrokřídlých i dalších druhů kachen na neobdělávaných travních porostech.

Pro udržení optimálního hnízdního prostředí může být nezbytný aktivní management. Aby travní porost nebyl nadměrně hustý, je třeba jej pravidelně narušovat. K tomu lze využít vypalování, kosení a pastvu. Další variantou je umožnění nahromadění odumřelé vegetace, která je užívána pro stavbu hnízd (Houdek, 2013). Optimální intervaly mezi disturbancemi travních porostů závisí na místních podmínkách. Je-li to možné, měly by se však provádět po skončení vrcholného období líhnutí čírky modrokřídlé. Uměle vysetý hustý hnízdní kryt, který hojně využívají kachny divoké a kopřivky obecné, se zdá být pro čírku modrokřídlé méně atraktivní (Gammonley et Fredrickson, 1995). Kaiser et al. (1979) pozorovali nejvyšší hustoty hnízdění i hnízdní úspěšnost v původních rostlinných společenstvech se zbytkovou vegetací z předchozích let. Dle jejich názoru vede k degradaci biotopu jak nadbytečná pastva, tak i nadměrný pastevní klid, protože podporují zavlečení lipnice luční (*Poa pratensis*) do rostlinného společenstva. Pro udržení optimálních hnízdních podmínek pro čírku navrhuje využít různá opatření, jako je vypalování, období klidu, senoseč a řízená pastva. Holechek et al. (1982) došli k závěru, že v Iowě a Jižní Dakotě omezená pastva nebo vypalování každé 1-3 roky zvyšuje produkci čírky modrokřídlé. Burgess et al. (1965) zjistili, že v porovnání s nepásanými plochami poskytovaly mírně spásané travnaté plochy v období od 15. června do 1. října lepší hnízdní prostředí, což také vedlo k vyšší hnízdní úspěšnosti.

3.4.2 Taxonomická skupina *Aythiini*

3.4.2.1 Polák americký (*Aythya americana*)

Poláci američtí jsou běžným druhem z taxonomické skupiny *Aythiini* v Severní Americe. Vzácně se také objevují i v Evropě, konkrétně v Británii, Irsku a na Islandu (Ševčík, 2016).

Početnost populací vodního ptactva je dnes značně limitována. Mokřady, kde se ptáci rozmnožují, jsou ničeny v důsledku průmyslové expanze, urbanizace a zemědělské činnosti (Alison, 1994). Pokles využívání regionálních mokřadů kachnami se také přisuzuje úbytku potravních zdrojů, zvýšenému znečištění, sedimentaci, invazi exotických rostlin i změněné hydrologie (Upper Mississippi River and Great Lakes Region Joint Venture, 2007).

Hlavními příčinami, které v minulosti vedly k úbytku hnízdních biotopů poláků amerických, byly katastrofální sucha a vysoušení bažin a jezer pro zemědělské účely (Low,

1945). Pro zvýšení počtu hnízdících poláků amerických by se měla zaměřit pozornost na navrácení odvodněných půd do původního stavu. Obnova malých prérijních jezírek, bažin a mokřadů v těsné blízkosti velkých otevřených jezer nebo trvalých mokřadů je pro prosperitu poláků amerických zásadní (Yerkes, 2012).

Preferovaným hnízdním prostředím tohoto druhu jsou nezalesněné oblasti s vodními plochami, které jsou dostatečně hluboké na to, aby poskytovaly stálou a poměrně hustou vynořující se vegetaci vhodnou k hnízdění. Patří sem tůně a mokřady proložené otevřenou vodní hladinou zaujímající asi 10-25 % plochy a vynořující se vegetací dosahující výšky asi 50-100 cm (Johnsgard, 2010a). Lokemoen (1966) při analýze hnízdních preferencí poláků amerických v Montaně shledal, že nejpreferovanějším vegetačním krytem je skřípina (*Scirpus acutus*), orobinec (rod *Typha*), sítina (*Juncus balticus*) a bahnička (*Eleocharis*). Hustota 350-450 rostlin skřípin na m² a 32-52 rostlin orobince na m² poskytuje hnízdu pevný základ i dostatečný hnízdní kryt.

Managementové plány a postupy určené k vytvoření žádoucích hnízdních stanovišť pro poláky americké by měl být zaměřený na stav vody. Údržba a manipulace s vodou a vodní hladinou je pro udržení vhodného hnízdního habitatu klíčová. Voda je totiž faktor významně ovlivňující vodní vegetaci, kterou poláci využívají jako hnízdní kryt. Výše hladiny vody a její fluktuace je pro tento druh nejdůležitějším kritériem při výběru hnízdního prostředí. Při rychlém vzestupu vodní hladiny byla již založená hnízda často zaplavena, zatímco při jejím náhlém ústupu byla hnízda opuštěna nebo více vystavena predaci. Pro zachování či alespoň částečnou stabilizaci hladiny vody se nejčastěji provádí výstavba malých kontrolních hrází na výpustech rybníků, mokřadů a bažin. (Custer, 1993). V Iowě prosperuje většina hnízdního krytu využívaného poláky americkými ve vodě hluboké 30-120 cm (Low, 1945). Kenow et Rusch (1996) popsali snižování vodní hladiny jako účinný management, který podpoří růst bahenních i vodních rostlin a zvýší primární produktivitu i kvalitu vody.

Během hnízdního období může být příčinou neúspěšného hnízdění poláků snižování hladiny vody za účelem usnadnění senoseče. Proto by měla být tato praxe pokud možno omezena a to alespoň do začátku července, kdy je již většina mláďat vylíhlých. Kromě toho, 95 % hnízdění probíhá v odumřelém a suchém porostu z předchozích let. Proto by senoseč v předešlých letech mohla vytvořit nevhodné hnízdní prostředí do budoucna (Low, 1945).

V jihovýchodní Albertě, na ostrovech obsazených koloniemi hnízdících rybáků obecných (*Sterna hirundo*), rybáků černých (*Chlidonias niger*) a rybáků Forsterových

(*Sterna forsteri*), byla pozorována zvýšená hustota hnízd poláka amerického (Vermeer, 1970).

Doty et al. (1975) a Yerkes et Kowalchuk (1999) potvrdili, že v některých případech mohou poláci využít i umělé hnízdní struktury. Studie z roku 1999 zaznamenala 86,7% hnízdní úspěšnost.

V rámci Plánu managementu severoamerického vodního ptactva (The North American Waterfowl Management Plan) se realizují projekty za účelem tvorby a zlepšení stavu mokřadů, které podporují rozmnožování vodního ptactva v oblasti regionu Prairie Pothole. Tato úsilí se pro poláka amerického ukázala jako přínosná. V 90. letech 20. století byla značná část území Velkých planin zařazena do projektu Conservation Reserve Program, který napomáhá snížení úbytku mokřadů, například zpomalením odtoku vody z obdělávaných ploch. Další zásluhou tohoto programu je také zvýšení vegetačního krytu, což ztěžuje vyhledávání hnízd kachen predátory (Woodin et Michot, 2020).

3.4.2.2 Polák kaholka (*Aythya marila*)

Polák kaholka se vyskytuje v pobřežních oblastech severní Eurasie a Severní Ameriky. V Evropě hnízdí v západní Eurasii, konkrétně na Islandu, ve Skandinávii, Estonsku a na severu Ruska (Šťastný, 2019). Několik párů se vyskytuje i v Německu. Evropská hnízdní populace tvoří 25-49 % celosvětové populace (Jensen, 2006b).

Jejich početnost v severských zemích se, vyjma populace na Islandu, za posledních 100 let výrazně snížila. Předpokládá se, že v severovýchodní tundře evropského Ruska, kde hnízdí většina evropské zimující populace, hnízdní hustota poláka kaholky rovněž poklesla. Snížení počtu hnízdících jedinců v některých z těchto oblastí je pravděpodobně způsobeno faktory souvisejícími s těžbou ropy a zemního plynu, včetně změny biotopů, znečištění a zvýšení lovu. Právě lovecká aktivita mohla být podpořena v důsledku zlepšení přístupu do hnízdních oblastí kvůli prováděným těžbám (Jensen, 2006b).

Úbytek populace poláka kaholky je v Severní Americe je závažnější. Podobně jako v Evropě, i v USA a Kanadě hnízdí v tundře a boreálních lesích. Zatímco hnízdní populace v aljašské tundře se zdá být stabilní, populace v boreálních lesích od poloviny 50. let 20. století klesá. Příčiny úbytku tohoto druhu v Severní Americe jsou málo známé, ale za hlavní faktory se považují kontaminanty, nižší přežívání samic a snížený přírůstek v důsledku změn potravních zdrojů nebo hnízdních stanovišť (Austin et al., 2000).

Preferovaným hnízdním prostředím poláka kaholky je tundra nebo nízký les v její blízkosti, kde se rovněž nachází mělké vodní plochy s travnatými břehy a vysokou hustotou bezobratlých. Na hnízdiště do přímořských oblastí přilétá později, obvykle v druhé polovině května (Johnsgard, 2010a). Svá hnízda často umísťují do travnatého prostu z minulého roku, pod dřevinnou vegetaci nebo do skalních puklin (Weller et al., 1969). Na Islandu je většina jejich hnízd kryta vytrvalou bylinnou vegetací a keři, které dosahují přibližně 0,5 m (Johnsgard, 2010a). Jak uvádějí Haapanen a Nilsson (1979), ve Fennoskandinávii hnízdní polák kaholka na dvou poměrně odlišných stanovištích. Jedním z nich jsou horská jezera ležící v pásnu březových lesů. Druhý biotop se nachází na malých ostrovech a skalnatých útesech ve vnějším souostroví Baltského moře. Hildén (1964) uvádí, že tento druh vyžaduje relativně otevřenou krajinu, nízké teploty a mělké vody vysoké trofické kvality. Podle jeho zjištění je hnízdní početnost nejvyšší na ostrůvcích s travnatým nebo bylinným porostem. Ostrůvky s převahou balvanů nebo skal jsou využívány méně často. Dále také zdůraznil silnou tendenci tohoto druhu umísťovat svá hnízda mezi hnízdící kolonie rybáků nebo racků.

Smith (1999) sledoval hnízdění poláků kaholek v koloniích racků a rybáků na ostrově Grassy Island v jižní části Nového Brunšviku v Kanadě. Na základě výsledků svého výzkumu navrhuje následující způsoby managementu. Dle autora může být pro udržení populace hnízdících poláků, racků a rybáků nezbytné regulovat dřevinnou vegetaci. Zmíněné druhy totiž stromy a keře jako hnízdní biotopy nevyužívaly. Pokud se tedy bude počet dřevinné vegetace zvyšovat, dostupná stanoviště pro tyto druhy se sníží. O vyšší úspěšnosti hnízdění poláka kaholky v rámci kolonií rybáků dlouhoocasých (*Sterna paradisaea*) a racků (rod *Larus*) na Velkém Otročím jezeře píše ve své studii také Fournier a Hines (2001).

Dle managementového plánu EU pro poláka kaholku je na klíčových hnízdištích tohoto druhu nutné provádět opatření ke snížení ztrát na hnízdech v důsledku predace způsobené savčími a ptačími predátory (Jensen, 2006b).

3.4.3 Taxonomická skupina *Mergini*

3.4.3.1 Hohol islandský (*Bucephala clangula*) a hohol severní (*Bucephala islandica*)

Velká populace hohola islandského hnízdí v západní části Severní Ameriky. Menší populace tohoto druhu pak hnízdí na severovýchodě v oblasti tundry. V Evropě hnízdí na Islandu a v jihozápadním Grónsku (Johnsgard, 2010a).

Hnízdní areál hohola severního je oproti němu více rozšířený (Johnsgard, 2010c). V Severní Americe se zdržuje v boreálních oblastech Kanady a Aljašky a také na severu USA (Sea Duck Joint Venture, 2004). V rámci Evropy hnízdí v severních částech a na Islandu a občas zahnízdí i na území chladné temperátní oblasti (Johnsgard, 2010c a Šťastný, 2019).

Hoholi severní obvykle nachází hnízdní habitaty v mokřadech nebo u vodních toků, které jsou lemovány dostatečně velkými stromy s dutinami (Johnsgard, 2010c). Snadno však zahnízdí i v umělých budkách. Dávají také přednost jezerům bez ryb (Sea Duck Joint Venture, 2004).

Hohol islandský je poněkud přizpůsobivější. Na dutinách stromů není závislý a v případě jejich nedostatku mu jako hnízdiště poslouží i skalní štěrby. Rozšíření tohoto druhu zřejmě určuje spíše lokální hojnost potravních zdrojů než dostupnost vhodných hnízdišť (Johnsgard, 2010c). Na Islandu, kde velké stromy chybí, dává tento druh přednost hnízdění v blízkosti tekoucích vod nežli poblíž jezer (Bengtson, 1970).

Lesní hospodářství je považováno za významný faktor ovlivňující početnost populace hoholů. Dochází při něm k přímé destrukci hnízd a tím se snižuje jejich potenciální nabídka. V důsledku toho mohou být samice nuceny hnízdit dále od rybníků, což případně zvyšuje riziko jejich predace (Robert et al., 2000). Zejména pro reprodukci hohola severního je dostupnost hnízdních dutin klíčová (Sea Duck Joint Venture, 2004). Lesnická činnost, zvláště pak výstavba silnic, také zpřístupňuje jezera, což napomáhá zvýšení míry rušivých vlivů na hnízdní biotopy kachen (Robert et al., 2000).

Hustotu hnízdění obou druhů může lokálně zvýšit instalace umělých hnízdních boxů (Savard et Robert, 2007). Je ovšem pravděpodobné, že v určitý moment jejich teritoriální chování zabrání širší expanzi, což může ovlivnit i množství vyvedených mláďat. Tento fakt by měl být v budoucích managementových opatřeních zaměřených na dostupnost hnízdního prostředí zohledněn (Pöysä et Pöysä, 2002). V boreálním lese v Québecu oba druhy hoholů využívali 23-43 % hnízdních budek a počet hnízdících párů v této oblasti se v letech 1999-2003 zvýšil. Počet vyvedených mláďat se v roce 2000 zvýšil, ale poté se stabilizoval. Hlavní příčinou neúspěchu bylo opouštění hnízd, což mohlo být způsobeno konkurencí o hnízdní dutiny a také rušení rybáři (Savard et Robert, 2007).

Oba druhy se také potýkají s potravní kompeticí s rybami. Z tohoto důvodu může být přítomnost ryb na jejich hnízdních stanovištích hrozbou. Ve Švédsku provedl Eriksson (1979) experiment s cílem zjistit, zda přítomnost určitých druhů sladkovodních ryb ovlivňuje početnost hoholů severních na lokalitě. Odstranění okouna říčního (*Perca*

fluviatilis) a plotice obecné (*Rutilus rutilus*) z experimentálního jezera vedlo ke zvýšenému využívání tohoto jezera hoholem severním. V povodí řeky Sainte-Marguerite v Québecu byl výskyt hohola islandského vyšší na jezerech, která měla hnízdní budky a ve kterých se nevyskytoval pstruh potoční (*Salvelinus fontinalis*) (Robert et al., 2008).

4 Metodika

Výsledky práce jsou zpracovány na základě údajů získaných terénním výzkumem ve studované oblasti CHKO Třeboňsko. Vyhledávání hnízd bylo prováděno pozvolným a důkladným průzkumem vegetačního krytu na ostrovech rybníků Rod a Naděje. Monitoring hnízd se konal v hnízdní sezóně 2016-2022.

Management (kosení porostu) byl proveden buď na celé ploše ostrovů (Obr. 1 a Obr. 2), nebo jen v určité části (Obr. 3 a Obr. 4). Probíhal vždy v zimě či předjaří před začátkem hnízdní sezóny (Tab. 1). Pro nalezená hnízda byl vyhodnocen jejich osud, a sice, zda bylo hnízdo úspěšné (tj. hnízda, kde bylo vylíhnuto minimálně jedno vejce) či neúspěšné (tj. hnízda, ze kterých nebylo vylíhnuto jediné vejce). Mezi negativní faktory ohrožující osud hnízd bylo zahrnuto opuštění hnízda samicí, predace a zaplavení. Relativní úspěšnost hnízd sledovaných druhů kachen byla vypočtena jako podíl úspěšných hnízd z celkového počtu hnízd.



Obr. 1: Pokosený ostrov rybníku Rod (foto: P. Musil)



Obr. 2: Pokosený ostrov rybníku Naděje (foto: P. Musil)



Obr. 3: Částečně pokosený ostrov rybníku Rod (foto: P. Musil)



Obr. 4: Částečně pokosený ostrov rybníku Naděje (foto: P. Musil)

Tab. 1: Aplikace managementu porostu (kosení) na ostrovech nebo částech ostrovů Naděje a Rod v hnízdní sezóně 2016-2022.

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

Data zahrnují údaje o hnízdní úspěšnosti pro jednotlivé druhy kachen vyskytujících se na mapovaných ostrovech. Konkrétně se jedná o následující druhy: kachna divoká, kopřivka obecná, zrzohlávka rudozobá, polák velký a polák chocholačka. Tato data jsou graficky zpracována a následně porovnána za účelem zjištění dopadu managementu vegetačního porostu na hnízdní úspěšnost kachen.

Pomocí logistické regrese byl zkoumán dopad managementu porostu na ostrůvcích na úspěšnost hnízd. Hlavní vysvětlující proměnnou byl nula-jednotkový indikátor kosení, jako kontrolní proměnná byl zvolen indikátor rybníku. V modelu byl uvažován náhodný

efekt jednotlivých let, aby byly zohledněny případné mezisezónní rozdíly v dalších možných determinantech úspěšnosti hnízd (populace predátorů, počasí aj.). Vzhledem k omezenému počtu pozorování se může zdát zahrnutí náhodných efektů problematické, a proto byl model odhadnut i bez zařazení náhodných efektů. Výsledky byly kvantitativně velice podobné.

Hustota hnízd na nekosených i kosených ostrovech byla pro jednotlivé roky a sledované druhy spočtena vydělením počtu hnízd rozlohou plochy (m^2).

5 Výsledky

Na základě dat získaných při terénních pracích mezi lety 2016-2022 byla vyhodnocena úspěšnost hnízd založených na rybnících Rod a Naděje. Pro každý druh byl zjištěn počet úspěšných a neúspěšných hnízd na ostrovech nebo částech ostrovů s aplikovaným managementem vegetačního porostu a to s kosením a bez kosení v jednotlivých letech sledování.

Na nekoseném ostrově rybníku Naděje bylo za hnízdní sezóny 2016-2022 zaznamenáno celkem 45 hnízd kachny divoké, z nichž 33 bylo úspěšných. Na kosené ploše byl celkový počet nalezených hnízd 16, ze kterých bylo úspěšných 11 hnízd. Z celkového počtu 2 hnízd kopřivky obecné na nekoseném ostrově a 3 hnízd na koseném byla úspěšná všechna hnízda. Celkem bylo objeveno 17 hnízd zrzohlávky rudozobé na nekoseném ostrově, ze kterých bylo stanoveno 15 úspěšných. Na pokoseném ostrově bylo z celkového počtu 6 hnízd úspěšné pouze 1. Úspěšných hnízd poláka velkého bylo 8 z celkového počtu 12 hnízd na nekoseném ostrově a 3 z celkového počtu 4 hnízd na koseném ostrově. Za sedm hnízdních sezón bylo pro poláka chocholačku zaznamenáno celkem 45 hnízd na nekoseném ostrově, ze kterých bylo 31 úspěšných. Na ostrově, kde byl aplikován management porostu, bylo pro tento druh z celkového počtu 18 hnízd úspěšných 11.

Pro jednotlivé druhy kachen byla podílem celkového počtu hnízd a počtu úspěšných hnízd vyhodnocena hnízdní úspěšnost na nekoseném a koseném ostrově. Hnízdní úspěšnost kachny divoké na nepokoseném ostrově rybníku Naděje činila 73,3 % a na pokoseném 68,8 %. U kopřivky obecné byla prokázána 100% úspěšnost líhnutí hnízd na nekoseném i koseném ostrově. Úspěšnost hnízd zrzohlávky rudozobé na ostrově bez aplikace managementu porostu byla 88,2 % a na koseném ostrově na 83,3 %. Na nekoseném ostrově byla úspěšnost líhnutí hnízd poláka velkého 66,7 % a na koseném byla vyhodnocena na 75 %. Hnízda poláka chocholačky se na nekoseném ostrově líhla s 68,9% úspěšností a na koseném ostrově dosahovala hnízdní úspěšnost 61,1 %. Všechny tyto hodnoty jsou promítnuty v Obr. 5.

V hnízdní sezóně 2016-2022 bylo na nekoseném ostrůvku rybníku Rod objeveno celkem 13 hnízd kachny divoké, ze kterých bylo stanoveno 5 jako úspěšných. Na koseném ostrově bylo pro tento druh kachny z celkového počtu 6 hnízd úspěšných 5 hnízd. Celkový počet hnízd kopřivky obecné na nekoseném ostrově byl 8, avšak úspěšná z nich byla 3. Na ostrově, kde byl uplatněn management porostu byly nalezeny pouze 2 hnízda kopřivky

obecné, z nichž úspěšné bylo 1. U rzohlávky rudozobé bylo zaznamenáno celkem 32 hnízd na nekoseném ostrově, ze kterých bylo 11 úspěšných. Na koseném ostrově bylo pro tento druh z celku 8 hnízd úspěšných 6 hnízd. Na nekoseném ostrově bylo nalezeno 33 hnízd poláka velkého, ze kterých bylo 17 hnízd úspěšných. Na koseném ostrově bylo nalezeno 13 hnízd poláka velkého a úspěšných z tohoto počtu bylo 6 hnízd. Úspěšných hnízd poláka chocholačky bylo 53 z celkového počtu 110 hnízd na nekoseném ostrově a 16 z celkového počtu 35 hnízd na koseném ostrově.

Úspěšnost hnízd kachny divoké na Rodu byla 38,5 % na ostrově bez uplatnění managementu a 50 % na ostrově, kde byl uplatněn. Hnízda kopřivky obecné se na nekoseném ostrově líhla s 37% úspěšností, zatímco na koseném dosahovala úspěšnost 50 %. Na nekoseném ostrově byla úspěšnost líhnutí rzohlávky rudozobé 47,8 % a na koseném ostrově tato hodnota vystoupala na 75 %. U poláka velkého byla na nekoseném ostrově vyhodnocena úspěšnost hnízd na 51,5 % a na koseném ostrově dosahovala 46,2 %. Hnízdní úspěšnost poláka chocholačky na nepokoseném ostrově činila 48,2 % a na pokoseném 45,7 %. Zmíněné hodnoty jsou vyobrazeny na Obr. 6.

Při hodnocení vlivu managementu (kosení porostu) na hnízdní úspěšnost kachny divoké, kopřivky obecné, rzohlávky rudozobé, poláka velkého a poláka chocholačky v letech 2016-2022 na hnízdních ostrovech na rybníku Naděje a Rod nebyly u žádného druhu zjištěny statisticky průkazné rozdíly způsobu managementu na pravděpodobnost, že se vylihne alespoň jedno mládě. Vyšší pravděpodobnost líhnutí mlád'at byla zjištěna na rybníce Rod u poláka chocholačky. Vzhledem k tomu, že regresní koeficienty v modelu jsou vztaženy k pravděpodobnosti úhynu mlád'at (nikoliv přežití), negativní koeficient v tomto případě znamená vyšší přežívání mlád'at poláka chocholačky (Tab. 3).

Úspěšnost hnízd založených na koseném a nekoseném ostrovech na rybníku Naděje se nijak významně nelišila (Obr. 5). Mezi úspěšností hnízd založených na nekoseném a koseném ostrově na rybníku Rod rovněž nebyly pozorovány žádné výrazné změny (Obr. 6). Celkově nebyl zjištěn žádný významný vliv managementu kosení vegetačního porostu na úspěšnost hnízd kachen hnízdicích na rybnících Rod a Naděje.

Průměrná hustota hnízd v rámci let na nekosených a zároveň i kosených plochách rybníku Naděje byla nejnižší u kopřivky obecné (0,003 hnízd/m² na nekosených ostrovech a 0,010 hnízd/m² na kosených) a nejvyšší u poláka chocholačky (0,058 hnízd/m² na nekosených a 0,060 hnízd/m² na kosených ostrovech). Největší rozdíl mezi plochou s managementem a bez managementu v roční hustotě hnízd byl pozorován v roce 2020 u

poláka chocholačky, kdy na nekosené ploše bylo nalezeno 0,037 hnízd/m² a na kosené 0,123 hnízd/m². Celková suma hustoty hnízd sledovaných druhů za hnízdni období 2016-2022 na nekosených plochách o rozloze 782 m² byla 0,146 hnízd na m². Na kosených, 299 m² velkých plochách, činila celková hustota hnízd všech sledovaných druhů 0,157 hnízd na m². Roční hnízdni hustota se mezi lety 2016-2022 na kosených a nekosených plochách v rámci druhů významně nelišila. Na rybníku Naděje nebyl pozorován zásadní vliv managementu porostu na celkovou hustotu hnízd u žádného z pěti sledovaných druhů kachen během let 2016-2022 (Tab. 4).

Nejnižší hustota hnízd na nekosených ostrovech rybníku Rod v rámci let 2016-2022 byla pozorována u poláka velkého (0,010 hnízd/m²) a na kosených ostrovech u kopřivky obecné (0,001 hnízd/m²). Nejvyšší hustoty hnízd byly zaznamenány u poláka chocholačky jak na kosených, tak i nekosených ostrovech (0,368 hnízd/m² na nekosené ploše, 0,022 hnízd/m² na kosené). Největší pozorovaný rozdíl mezi nekosenou a kosenou plochou v roční hustotě hnízd byl v roce 2021 pozorován u poláka chocholačky. Na ploše bez managementu porostu nebyla pozorována žádná hnízda na m², kdežto na ploše s managementem bylo nalezeno 0,017 hnízd/m². Hustota hnízd za hnízdni sezóny 2016-2022 pro všechny sledované druhy dohromady činila na nekosených plochách o rozloze 3772 m² celkem 0,625 hnízd/m². Na kosených plochách o rozloze celkem 1604 m² byla nalezena průměrná hodnota 0,040 hnízd/m². Roční hnízdni hustota se na ostrovech či částech ostrova rybníku Rod monitorovaných v letech 2016-2022 výrazně nelišila, a tedy nebyl zaznamenán zásadní vliv managementu porostu na celkovou hustotu hnízd u žádného ze sledovaných druhů kachen (Tab. 5).

Tab. 2: Vliv managementu (kosení porostu) na hnízdních ostrovech na úspěšnost hnízd (tj. pravděpodobnost, že se vylíhne aspoň jedno mládě) kachny divoké, kopřivky obecné, zrzožlávky rudozobé, poláka velkého a poláka chocholačky v letech 2016-2022.

	kachna divoká	kopřivka obecná	zrzožlávka rudozobá	polák velký	polák chocholačka
Management	0.543 (0.355)	1.201 (0.378)	0.961 (0.195)	0.0165 (0.979)	-0.277 (0.495)
Rybník Naděje	ref.	ref.	ref.	ref.	ref.
Rybník Rod	-0.686 (0.219)	-1.783 (0.173)	-1.065 (0.076)	-0.732 (0.245)	-0.890** (0.010)
Constant	0.639 (0.058)	1.128 (0.345)	1.026* (0.033)	0.776 (0.182)	0.757 (0.062)
var(náhodný efekt roku)	0.0429 (0.879)	7.99e-31 (1.000)	2.07e-33 (1.000)	0.113 (1.000)	0.470 (0.222)
Počet hnízd	76	16	57	61	61

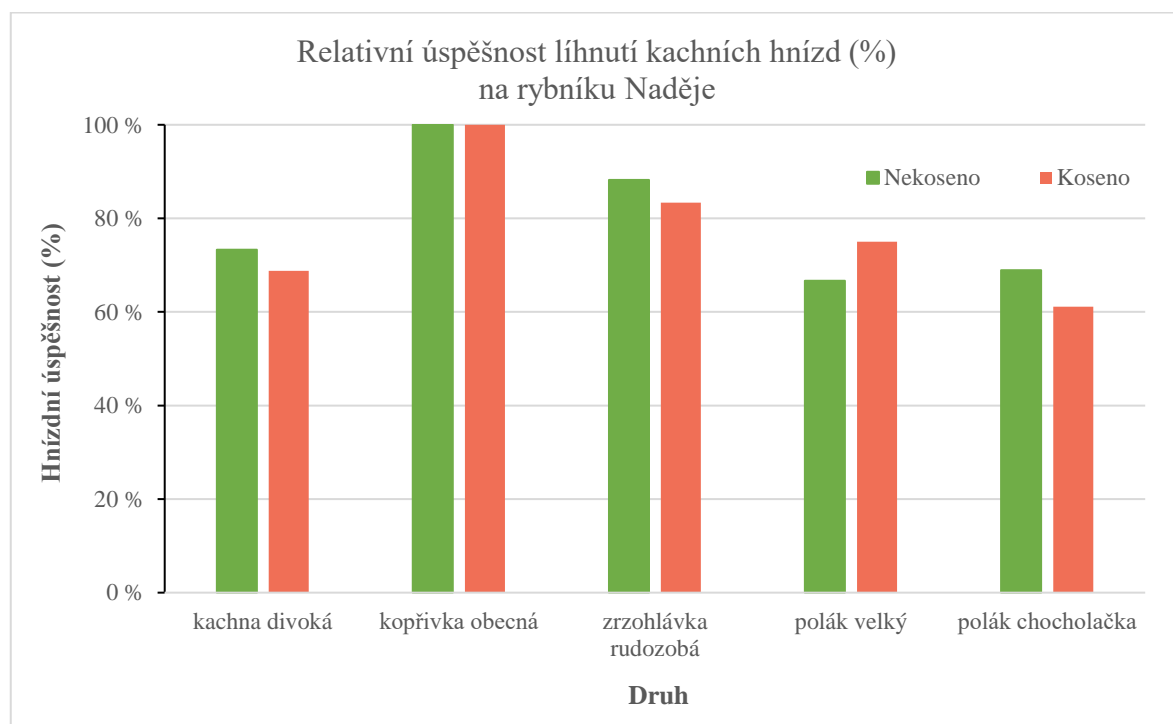
*P hodnoty jsou uvedeny v závorkách; * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$*

Tab. 3: Hustota hnízd sledovaných druhů kachen na pokoseném nebo nepokoseném ostrově či jeho nepokosené nebo pokosené části, rybník Naděje.

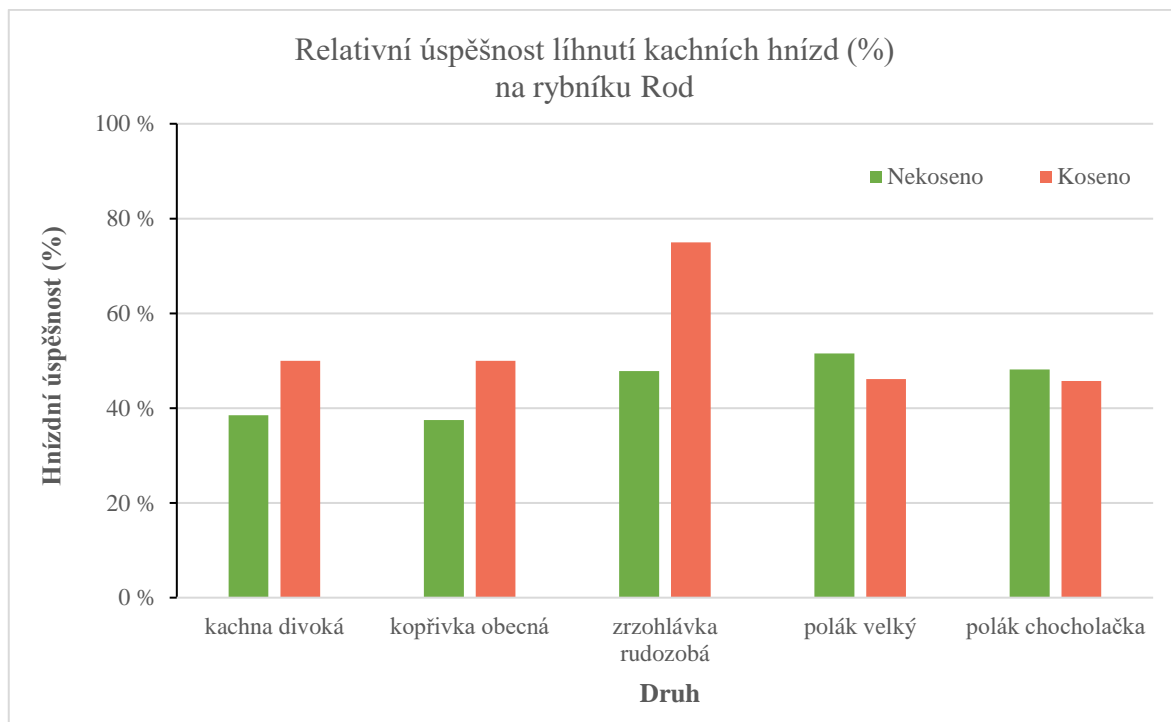
	koseno	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	SUMA
Plocha (m ²)	ne	155	155		155	82	80	155	782
	ano			155		73	71		299
kachna divoká	ne	0,058	0,039		0,058	0,061	0,025	0,045	0,049
	ano			0,045		0,068	0,056		0,054
kopřivka obecná	ne	0,006	0,006		0,000	0,000	0,000	0,000	0,003
	ano			0,006		0,014	0,014		0,010
zrzožlávka rudozobá	ne	0,045	0,032		0,019	0,024	0,000	0,000	0,022
	ano			0,013		0,041	0,014		0,020
polák velký	ne	0,019	0,026		0,013	0,024	0,000	0,006	0,015
	ano			0,019		0,014	0,000		0,013
polák chocholačka	ne	0,116	0,058		0,039	0,037	0,050	0,032	0,058
	ano			0,045		0,123	0,028		0,060
Celkem	ne	0,245	0,161		0,129	0,146	0,075	0,084	0,146
	ano			0,129		0,260	0,113		0,157

Tab. 4: Hustota hnízd sledovaných druhů kachen na pokoseném nebo nepokoseném ostrově či jeho nepokosené nebo pokosené části, rybník Rod.

	koseno	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	SUMA
Plocha (m ²)	ne	772		772	772	361	337	758	3772
	ano		772			411	421		1604
kachna divoká	ne	0,003		0,001	0,005	0,000	0,000	0,008	0,043
	ano		0,003			0,005	0,000		0,004
kopřivka obecná	ne	0,000		0,001	0,003	0,003	0,000	0,005	0,027
	ano		0,001			0,002	0,000		0,001
zrzohlávka rudozobá	ne	0,001		0,005	0,010	0,000	0,012	0,008	0,077
	ano		0,000			0,015	0,005		0,005
polák velký	ne	0,004		0,012	0,006	0,011	0,003	0,015	0,010
	ano		0,006			0,015	0,005		0,008
polák chocholačka	ne	0,018		0,034	0,028	0,042	0,000	0,044	0,368
	ano		0,017			0,036	0,017		0,022
Celkem	ne	0,026		0,053	0,053	0,055	0,015	0,079	0,625
	ano		0,027			0,073	0,026		0,040



Obr. 5: Porovnání úspěšnosti hnízd kachen, Naděje



Obr. 6: Porovnání úspěšnosti hnízd kachen, Rod

6 Diskuse

Studie o managementu vegetace, který je prováděn za účelem zlepšení hnízdního habitatu pro vodní ptáky, přinášejí často rozporuplné výsledky (Graveland, 1999).

McKinnon et Duncan (1999) tvrdí, že hustý hnízdní kryt má vliv na zvýšení hnízdní úspěšnosti kachen. Šťastný et Riegert (2021) v hustém vegetačním krytu zaznamenali vyšší druhové zastoupení ptáků. Hustá vegetace může nabízet úkryt před predátory, hnízdní materiál i zdroje potravy (Davies et al., 2016). Graveland (1999) uvedl, že management může způsobit pokles reprodukční úspěšnosti například tím, že se v jeho důsledku zpozdí zahájení snůšky nebo zvýší riziko predace.

Oproti tomu, existuje řada studií, které nasvědčují opaku. Benoit et Askins (1999) doložili výraznou absenci kachen v husté vegetaci. Silně zarostlé plochy mohou být limitující zejména pro ptáky hnízdící na zemi, jako jsou kachny. Konkrétně například rákos (*Phragmites australis*) nemusí nabízet dostatek vhodného materiálu pro stavbu hnízd (Meyer et al., 2010). Whyte et al. (2015) v rákosu pozorovali nižší druhové zastoupení.

V rámci studie Bibby et Lunn (1982) se nepodařilo prokázat negativní vliv managementu kosení na výskyt ptáků. Podle jejich názoru je management stále se rozrůstajícího porostu důležitým faktorem pro udržování stanoviště. Lehikoinen et al. (2017) tvrdí, že početnost kachen pozitivně korelovala s kosením porostu. Dle tvrzení Kaisera et al. (1979) je kosením možné docílit nárůstu hustoty hnízdění i hnízdní úspěšnosti. Na plochách s ponechanou zbytkovou vegetací z předchozích let byla hustota i úspěšnost nejvyšší. Z těchto poznatků vyplývá, že vhodně aplikovaný management vegetace může být účinným opatřením pro zlepšení kvality hnízdiště.

V naší studii jsme se zaměřili na management porostu v podobě kosení na ostrovech rybníků Rod a Naděje v CHKO Třeboňsko. Kosení probíhalo vždy v zimě či předjaří, a to z důvodu, aby nebyla ovlivněna hnízdní sezóna kachen.

Navzdory očekávání nebyly v letech 2016-2022 zaznamenány žádné významné rozdíly v hnízdní úspěšnosti na nekosených a kosených plochách pro sledované druhy kachen. To bylo pravděpodobně způsobeno tím, že výška vegetace se v hnízdní sezóně na plochách bez managementu výrazně nelišila od té, kde management proveden byl.

Management porostu vegetace je patrně nejpravděpodobnějším faktorem, který na ostrovy přilákal racky a rybáky, jejichž hnízdní kolonie byly na ostrovech téměř každý rok přítomny (vyjma let 2021 a 2022 na Naději a 2021 na Rodu). Schwartz et al. (2022) ve své

publikaci upozorňují na negativní korelaci vegetačního krytu a počtu hnízdících rackovitých. Dle autorů může vegetace snižovat hnízdní možnosti a tím i velikost jejich kolonií, přičemž tento efekt by se mohl bez regulace vegetace s časem zvyšovat.

Výsledky naší studie také neodhalily žádné markantní rozdíly v hustotě hnízd kachen mezi plochami s nepokoseným a pokoseným porostem. Na ostrovech tedy nebyla prokázána jasná preference pro hnízdění v nepokosené či pokosené vegetaci.

Kachny, které se vylíhnou na začátku sezóny, mají, oproti později vylíhnutým jedincům, obvykle výraznou výhodu v přežití i růstu a obzvlášť velký vliv na obnovu populace. Vzhledem k tomu může být snaha o zajištění kvalitních stanovišť pro kachny hnízdící na počátku hnízdění obzvlášť prospěšná (Dzus a Clark 1998).

Vliv kosení vegetace se může v jednotlivých letech lišit v závislosti na faktorech, jako je lokální početnost ptáků, dostupnost nepokoseného rákosu a načasování rašení nového vegetačního krytu (Graveland, 1999).

7 Závěr

Tato bakalářská práce pojednává o managementu hnízdního habitatu kachen a informuje o výsledcích studie provedené během hnízdní sezóny 2016-2022, která se zabývala vlivem kosení vegetačního krytu na hnízdní úspěšnost a hustotu hnízd kachen. Práce sestává z literární rešerše a analýzy terénních dat.

V literární rešerši jsou shrnuty metody managementu, které se uplatňují za účelem zlepšení hnízdního habitatu kachen na území Evropy a Severní Ameriky. Také jsou zmíněny faktory ohrožující kvalitu hnízdních stanovišť a uvedena konkrétní opatření, která se užívají pro vybrané druhy kachen z taxonomických skupin *Anatini*, *Aythiini* a *Mergini*.

Data k analýze byla opatřena pod vedením týmu doc. Mgr. RNDr. Petra Musila, PhD. během hnízdních sezón 2016-2022. Sběr dat byl prováděn na ostrůvcích rybníků Rod a Naděje, které se nachází v CHKO Třeboňsko.

Pro každý sledovaný druh kachen (tj. kachna divoká, kopřivka obecná, zrzohlávka rudozobá, polák velký a polák chocholačka) byla vypočtena hnízdní úspěšnost a hustota v koseném a nekoseném porostu ostrovů.

Na základě porovnání hodnot bylo zjištěno, že úspěšnost hnízd založených na nekosených a kosených plochách ostrovů se výrazně nelišila. Stejně tak nebyl pozorován relevantní rozdíl ani v datech hustoty hnízd. Celkově tedy nebyl zjištěn žádný významný vliv managementu porostu na úspěšnost hnízdění kachen.

Výsledky analýzy dat přispěly k trvalým snahám o zajištění vhodného a kvalitního prostředí pro hnízdící kachny. Dále napomohly efektivnějšímu navrhování a provádění managementu do budoucna.

8 Seznam použitých zdrojů

Literární zdroje

ŠEVČÍK, Jiří, 2016. *PTÁCI: EVROPY, SEVERNÍ AFRIKY A BLÍZKÉHO VÝCHODU. 2.* opravené a rozšířené vydání. Plzeň: Ševčík. ISBN 978-80-7291-246-9.

ŠŤASTNÝ, Karel, 2019. *Vodní Ptáci*. Praha: AVENTINUM. ISBN 978-80-7442-113-6.

Odborné publikace

ANDERSSON, Malte a Christer G. WIKLUND, 1978. Clumping versus spacing out: Experiments on nest predation in fieldfares (*Turdus pilaris*) Author links open overlay panel. *Animal Behaviour* [online]. Elsevier, Nov 1978, **26**(4), 1207-1212 [cit. 2023-03-28]. ISSN 1095-8282. Dostupné z: doi:[https://doi.org/10.1016/0003-3472\(78\)90110-0](https://doi.org/10.1016/0003-3472(78)90110-0)

ARNOLD, Todd W., 2007. Waterfowl Use of Dense Nesting Cover in the Canadian Parklands. *The Journal of Wildlife Management* [online]. JSTOR, Nov 2007, **71**(8), 2542-2549 [cit. 2023-03-28]. ISSN 19372817. Dostupné z: <https://www.jstor.org/stable/4496374>

ARTMANN, Michael J., 2001. Influence of Perennial Upland Cover on Occupancy of Nesting Structures by Mallards in Northeastern North Dakota. *Wildlife Society Bulletin* [online]. JSTOR, Spring 2001, **29**(1), 232-238 [cit. 2023-03-28]. ISSN 19385463. Dostupné z: <https://www.jstor.org/stable/3784002>

ARZEL, Céline, 2015. Species diversity, abundance and brood numbers of breeding waterbirds in relation to habitat properties in an agricultural watershed. *Annales Zoologici Fennici* [online]. JSTOR, 2015, **52**(1/2), 17-32 [cit. 2023-03-28]. Dostupné z: <https://www.jstor.org/stable/43923507>

AUSTIN, Jane E., 2000. Declining Scaup Populations: Issues, Hypotheses, and Research Needs. *Wildlife Society Bulletin* [online]. JSTOR, Spring 2000, **28**(1), 254-263 [cit. 2023-03-29]. ISSN 19385463. Dostupné z: <https://www.jstor.org/stable/4617308>

AUSTIN, Jane E., 2014. Waterfowl populations of conservation concern: Learning from diverse challenges, models and conservation strategies. *Wildfowl* [online]. ResearchGate, Jan 2014, (4), 470-197 [cit. 2023-03-29]. ISSN 2052-6458. Dostupné z: https://www.researchgate.net/publication/270820049_Waterfowl_populations_of_conservation_concern_Learning_from_diverse_challenges_models_and_conservation_strategies

BARKER, William T., 1990. Effects of Specialized Grazing Systems on Waterfowl Production in Southcentral North Dakota. *US Fish and Wildlife Publications* [online]. US Fish and Wildlife Service, 1990, 462-474 [cit. 2023-03-29]. Dostupné z: <https://core.ac.uk/download/pdf/188122753.pdf>

- BATZER, Darold P., 2013. The Seemingly Intractable Ecological Responses of Invertebrates in North American Wetlands: A Review. *Wetlands* [online]. Springer Link, 6.12.2013, **33**, 1-15 [cit. 2023-03-28]. ISSN 1943-6246. Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.1007/s13157-012-0360-2>
- BEAUCHAMP, Wendy D., 1996. Duck Nest Success Declines with and without Predator Management. *The Journal of Wildlife Management* [online]. JSTOR, Apr 1996, **60**(2), 258-264 [cit. 2023-03-28]. ISSN 19372817. Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.2307/3802223>
- BENGTSON, Sven-Axel, 1970. Location of Nest-Sites of Ducks in Lake Mývatn Area, North-East Iceland. *Oikos* [online]. JSTOR, 1970, **21**(2), 218-229 [cit. 2023-03-29]. ISSN 16000706. Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.2307/3543677>
- BENOIT, Lori K. a Robert A. ASKINS, 1999. Impact of the spread of Phragmites on the distribution of birds in Connecticut tidal marshes. *Wetlands* [online]. Springer Link, 1999, **19**, 194–208 [cit. 2023-03-30]. ISSN 1943-6246. Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.1007/BF03161749>
- BIBBY, Colin J. a J. LUNN, 1982. Conservation of reed beds and their avifauna in England and Wales. *Biological Conservation* [online]. Elsevier, Jul 1982, **23**(3), 167-186 [cit. 2023-03-30]. ISSN 1873-2917. Dostupné z: doi:[https://doi.org/10.1016/0006-3207\(82\)90074-X](https://doi.org/10.1016/0006-3207(82)90074-X)
- BLOOM, Pauline M., 2013. Relationships between grazing and waterfowl production in the Canadian prairies. *The Journal of Wildlife Management* [online]. The Wildlife Society, 4.1.2013, **77**(3), 534-544 [cit. 2023-03-29]. ISSN 1937-2817. Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.1002/jwmg.497>
- BROYER, joël a Clément CALENGE, 2010. Influence of fish-farming management on duck breeding in French fish pond systems. *Hydrobiologia* [online]. Nov 2010, **637**(1), 173-185 [cit. 2023-03-30]. ISSN 1573-5117. Dostupné z: doi:[10.1007/s10750-009-9994-3](https://doi.org/10.1007/s10750-009-9994-3)
- BROYER, Joël, 2016. Fish farming abandonment and pond use by ducks breeding in Sologne (Central France). *European Journal of Wildlife Research* [online]. Springer Link, 28.3.2016, **62**, 325-332 [cit. 2023-03-28]. ISSN 1439-0574. Dostupné z: doi:[10.1007/s10344-016-1005-1](https://doi.org/10.1007/s10344-016-1005-1)
- BURGESS, Harold H., 1965. Blue-Winged Teal Nesting Success as Related to Land Use. *The Journal of Wildlife Management* [online]. JSTOR, Jan 1965, **29**(1), 89-95 [cit. 2023-03-28]. ISSN 19372817. Dostupné z: <https://www.jstor.org/stable/3798636>
- COWARDIN, Lewis M., 1998. Response of Nesting Ducks to Predator Exlosures and Water Conditions during Drought. *The Journal of Wildlife Management* [online]. JSTOR, Jan 1998, **62**(1), 152-163 [cit. 2023-03-29]. ISSN 19372817. Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.2307/3802273>
- DAVIES, S. R., 2016. A new role for pond management in farmland bird conservation. *Agriculture, Ecosystems & Environment* [online]. Elsevier, 3.10.2016, (233), 179-191 [cit. 2023-03-30]. ISSN 1873-2305. Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.09.005>

DENOEL, Mathieu, 2005. Effects of Widespread Fish Introductions on Paedomorphic Newts in Europe. *Conservation Biology* [online]. 19.1.2005, **19**(1), 162-170 [cit. 2023-03-28]. Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00001.x>

DOTY, Harold A., 1975. USE OF ELEVATED NEST BASKETS BY DUCKS. *Wildlife Society Bulletin* [online]. Wiley, Summer 1975, **3**(2), 68-73 [cit. 2023-03-29]. ISSN 2328-5540. Dostupné z: <https://www.jstor.org/stable/pdf/3781260.pdf>

DOTY, Harold A., 1979. Duck Nest Structure Evaluations in Prairie Wetlands. *The Journal of Wildlife Management* [online]. JSTOR, Oct 1979, **43**(4), 976-979 [cit. 2023-03-28]. ISSN 19372817. Dostupné z: <https://www.jstor.org/stable/3808286>

DREVER, Mark C., 2004. Decline of Duck Nest Success Revisited: Relationships with Predators and Wetlands in Dynamic Prairie Environments. *The Auk* [online]. JSTOR, Apr 2004, **121**(2), 497-508 [cit. 2023-03-29]. ISSN 19384254. Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.2307/4090413>

DUEBBERT, H. F. a H. A. KANTRUD, 1974. Upland Duck Nesting Related to Land Use and Predator Reduction. *The Journal of Wildlife Management* [online]. JSTOR, Apr 1974, **38**(2), 257-265 [cit. 2023-03-28]. ISSN 19372817. Dostupné z: <https://www.jstor.org/stable/3800732>

DUEBBERT, Harold F. a John T. LOKEMOEN, 1980. High Duck Nesting Success in a Predator-Reduced Environment. *The Journal of Wildlife Management* [online]. JSTOR, Apr 1980, **44**(2), 428-437 [cit. 2023-03-28]. ISSN 19372817. Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.2307/3807974>

DUEBBERT, Harold F., 1966. Island Nesting of the Gadwall in North Dakota. *The Wilson Bulletin* [online]. JSTOR, Mar 1966, **78**(1), 12-25 [cit. 2023-03-29]. ISSN 00435643. Dostupné z: <https://www.jstor.org/stable/4159446>

DUEBBERT, Harold F., 1981. Establishment of seeded grasslands for wildlife habitat in the prairie pothole region. *Special Scientific Report - Wildlife* [online]. U.S. Fish and Wildlife Service, 1981, (234) [cit. 2023-03-29]. ISSN 0096-123X. Dostupné z: <https://pubs.er.usgs.gov/publication/2000116>

DUNCAN, David C., 1986. Influence of Vegetation on Composition and Density of Island-Nesting Ducks. *Wildlife Society Bulletin* [online]. JSTOR, Summer 1986, **14**(2), 158-160 [cit. 2023-03-29]. ISSN 19385463. Dostupné z: <https://www.jstor.org/stable/3782065>

DZUS, Elston H. Dzus a Robert G. CLARK, 1998. BROOD SURVIVAL AND RECRUITMENT OF MALLARDS IN RELATION TO WETLAND DENSITY AND HATCHING DATE. *Oxford Journals* [online]. Oxford Academic, Apr 1998, **115**(2) [cit. 2023-03-30]. Dostupné z: https://www.jstor.org/stable/pdf/4089189.pdf?casa_token=jdRNA0-p_0wAAAAA:1NNm89QadG0tCsnwT6oRoYW1wz6mpYaEf1Innr2_LHsfJHjPq4K6cBNnFpgY6WkkYmHs28wgyXoeipWX5LFuc2ASXKgRIH2x9MpA1Zx0NhUbNSG1w

EICHHOLZ, M.W. a J. ELMBERG, 2014. Nest site selection by holarctic waterfowl: A multi-level review. *Wildfowl Journal* [online]. ResearchGate, Jan 2014, (4) [cit. 2023-03-29]. ISSN 2052-6458. Dostupné z: https://www.researchgate.net/publication/286067287_Nest_site_selection_by_holarctic_waterfowl_A_multi-level_review

EMERY, Robert B., 2005. Seasonal Variation in Waterfowl Nesting Success and Its Relation to Cover Management in the Canadian Prairies. *The Journal of Wildlife Management* [online]. JSTOR, Jul 2005, **69**(3), 1181-1193 [cit. 2023-03-29]. ISSN 19372817. Dostupné z: <https://www.jstor.org/stable/3803356>

ERIKSSON, Mats O. G., 1979. Competition between Freshwater Fish and Goldeneyes *Bucephala clangula* (L.) for Common Prey. *Oecologia* [online]. JSTOR, 1979, **41**(1), 99-107 [cit. 2023-03-29]. ISSN 14321939. Dostupné z: <https://www.jstor.org/stable/4215875>

FAGERSTONE, K. A., 2004. Predacides for Canid Predation Management. *Sheep & Goat Research Journal* [online]. ResearchGate, Jan 2004, **19**, 76-79 [cit. 2023-03-28]. Dostupné z: https://www.researchgate.net/publication/300163079_Predacides_for_Canid_Predation_Management

FOLEY, Jonathan A., 2005. Global Consequences of Land Use. *Science* [online]. ResearchGate, Aug 2005, **309**(5734) [cit. 2023-03-30]. Dostupné z: [doi:10.1126/science.1111772](https://doi.org/10.1126/science.1111772)

FOURNIER, Michael A. a James E. HINES, 2001. Breeding Ecology of Sympatric Greater and Lesser Scaup (*Aythya Marila* and *Aythya Affinis*) in the Subarctic Northwest Territories [online]. JSTOR, Dec 2001, **54**(4), 444-456 [cit. 2023-03-29]. Dostupné z: <https://www.jstor.org/stable/40512400>

FURNISS, O. C., 1938. The 1937 Waterfowl Season in the Prince Albert District, Central Saskatchewan. *The Wilson Bulletin* [online]. JSTOR, Mar 1938, **50**(1), 17-27 [cit. 2023-03-28]. ISSN 00435643. Dostupné z: <https://www.jstor.org/stable/4156692>

GAMMONLEY, James H., 1995. Life History and Management of the Blue-winged Teal. *Waterfowl Management Handbook* [online]. US Fish & Wildlife Service, Jan 1995, 1-7 [cit. 2023-03-29]. Dostupné z: <https://digitalcommons.unl.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1038&context=icwdmwfm>

GARRETTSON, Pamela R. a Frank C. ROHWER, 2001. Effects of Mammalian Predator Removal on Production of Upland-Nesting Ducks in North Dakota. *The Journal of Wildlife Management* [online]. JSTOR, Jul 2001, **65**(3), 398-405 [cit. 2023-03-30]. ISSN 19372817. Dostupné z: [doi:https://doi.org/10.2307/3803091](https://doi.org/10.2307/3803091)

GARROTT, Robert A., 1995. Effective Management of Free-Ranging Ungulate Populations Using Contraception. *Wildlife Society Bulletin* [online]. JSTOR, Autumn 1995, **23**(3), 445-452 [cit. 2023-03-28]. ISSN 19385463. Dostupné z: <https://www.jstor.org/stable/3782953>

GILES, N., 1994. Tufted Duck (*Aythya fuligula*) habitat use and brood survival increases after fish removal from gravel pit lakes. *Hydrobiologia* [online]. Springer Link, 1994, **279**, 387–392 [cit. 2023-03-28]. ISSN 1573-5117. Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.1007/BF00027870>

GIROUX, Jean-François, 1981. Use of Artificial Islands by Nesting Waterfowl in Southeastern Alberta. *The Journal of Wildlife Management* [online]. JSTOR, Jul 1981, **45**(3), 669-679 [cit. 2023-03-29]. ISSN 19372817. Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.2307/3808700>

GLOVER, Fred A., 1956. Nesting and Production of the Blue-Winged Teal (*Anas discors* Linnaeus) in Northwest Iowa. *The Journal of Wildlife Management* [online]. JSTOR, Jan 1956, **20**(1), 28-46 [cit. 2023-03-28]. ISSN 19372817. Dostupné z: <https://www.jstor.org/stable/3797244>

GRAVELAND, Jaap, 1999. Effects of reed cutting on density and breeding success of Reed Warbler *Acrocephalus scirpaceus* and Sedge Warbler. *Journal of Avian Biology* [online]. Wiley, Dec 1999, **30**(4), 469-482 [cit. 2023-03-30]. ISSN 1600-048X. Dostupné z: https://www.jstor.org/stable/pdf/3677019.pdf?casa_token=eNp7Q4MSZxgAAAAA:bZjw4mVLinsW7daQjN_qiwFNWVfoEvZzpSolKX6BcrbMuMsjT6S2FIspRToa515z-zJg4xqgsN1MdqHlqWVLqICEH54fQgYaMxeitTjBIcBUqWZdJw

GREENWOOD, Raymond J., 1986. Influence of Striped Skunk Removal on Upland Duck Nest Success in North Dakota. *Wildlife Society Bulletin* [online]. JSTOR, Spring 1986, **14**(1), 6-11 [cit. 2023-03-28]. ISSN 19385463. Dostupné z: <https://www.jstor.org/stable/3782459>

GREENWOOD, Raymond J., 1990. Protecting Duck Nests from Mammalian Predators with Fences, Traps, and a Toxicant. *Wildlife Society Bulletin* [online]. JSTOR, Spring 1990, **18**(1), 75-82 [cit. 2023-03-29]. ISSN 19385463. Dostupné z: <https://www.jstor.org/stable/3782313>

GREENWOOD, Raymond J., 1995. Factors associated with duck nest success in the prairie pothole region of Canada. *Wildlife Monographs* [online]. Jan 1995, (128), 3-67 [cit. 2023-03-29]. ISSN 1938-5455. Dostupné z: <https://pubs.er.usgs.gov/publication/1001105>

HAAPANEN, Antti a Leif NILSSON, 1979. Breeding Waterfowl Populations in Northern Fennoscandia. *Ornis Scandinavica* [online]. JSTOR, 1979, **10**(2), 145-219 [cit. 2023-03-29]. ISSN 00305693. Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.2307/3676065>

HAAS, Karin, 2007. Influence of Fish on Habitat Choice of Water Birds: A Whole System Experiment. *Ecology* [online]. JSTOR, Nov 2007, **88**(11), 2915-2925 [cit. 2023-03-28]. ISSN 19399170. Dostupné z: <https://www.jstor.org/stable/27651449>

HAMMOND, M. C. a G. E. MANN, 1956. Waterfowl Nesting Islands. *The Journal of Wildlife Management* [online]. JSTOR, Oct 1956, **20**(4), 345-352 [cit. 2023-03-28]. ISSN 19372817. Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.2307/3797143>

- HILDÉN, Olavi, 1964. Ecology of duck populations in the island group of Valassaaret, Gulf of Bothnia. *Annales Zoologici Fennici* [online]. JSTOR, 1964, **1**(3), 153-279 [cit. 2023-03-29]. ISSN 17972450. Dostupné z: <https://www.jstor.org/stable/23730717>
- HINES, James E. a George J. MITCHELL, 1983. Gadwall Nest-Site Selection and Nesting Success. *The Journal of Wildlife Management* [online]. JSTOR, Oct 1983, **47**(4), 1063-1071 [cit. 2023-03-29]. ISSN 19372817. Dostupné z: [doi:https://doi.org/10.2307/3808165](https://doi.org/10.2307/3808165)
- HOLECHEK, Jerry L., 1982. Manipulation of Grazing to Improve or Maintain Wildlife Habitat. *Wildlife Society Bulletin* [online]. JSTOR, Autumn 1982, **10**(3), 204-210 [cit. 2023-03-29]. ISSN 19385463. Dostupné z: <https://www.jstor.org/stable/3781006>
- HOLOPAINEN, Sari, 2015. Habitat use in ducks breeding in boreal freshwater wetlands: a review. *European Journal of Wildlife Research* [online]. ResearchGate, Jun 2015, **61**(3), 339-363 [cit. 2023-03-30]. ISSN 1439-0574. Dostupné z: [doi:10.1007/s10344-015-0921-9](https://doi.org/10.1007/s10344-015-0921-9)
- HOLOPAINEN, Sari, 2020. Landscape and habitat affect frequency of artificial duck nest predation by native species, but not by an alien predator. *Basic and Applied Ecology* [online]. Elsevier, Nov 2020, **48**, 52-60 [cit. 2023-03-28]. ISSN 1618-0089. Dostupné z: [doi:https://doi.org/10.1016/j.baec.2020.07.004](https://doi.org/10.1016/j.baec.2020.07.004)
- HOWERTER, David W., 1996. Mortality of Mallard Ducklings Exiting from Electrified Predator Enclosures. *Wildlife Society Bulletin* [online]. JSTOR, Winter 1996, **24**(4), 673-680 [cit. 2023-03-29]. ISSN 19385463. Dostupné z: <https://www.jstor.org/stable/3783157>
- CHESNESS, Robert A., 1968. The Effect of Predator Removal on Pheasant Reproductive Success. *The Journal of Wildlife Management* [online]. JSTOR, Oct 1968, **32**(4), 683-697 [cit. 2023-03-28]. ISSN 19372817. Dostupné z: <https://www.jstor.org/stable/3799542>
- JOHNSGARD, Paul A., 2010a. Ducks, Geese, and Swans of the World, Revised Edition [complete work] [online]. University of Nebraska - Lincoln, 2010 [cit. 2023-03-29]. Dostupné z: <https://core.ac.uk/download/pdf/17237404.pdf>
- JOHNSGARD, Paul A., 2010b. Waterfowl of North America: SURFACE-FEEDING DUCKS Tribe Anatini [online]. University of Nebraska - Lincoln, 2010, 181-299 [cit. 2023-03-29]. Dostupné z: <https://digitalcommons.unl.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1010&context=biosciwaterfowl>
- JOHNSGARD, Paul A., 2010c. Waterfowl of North America: SEA DUCKS Tribe Mergini [online]. University of Nebraska - Lincoln, Jan 2010 [cit. 2023-03-29]. Dostupné z: https://www.researchgate.net/publication/282229858_Waterfowl_of_North_America_SEA_DUCKS_Tribe_Mergini
- KAISER, P. H., 1979. Response of Blue-winged Teal to Range Management on Waterfowl Production Areas in Southeastern South Dakota. *Journal of Range Management* [online]. Society for Range Management, 7.1.1979, **32**(4), 295-298 [cit. 2023-03-29]. ISSN 0022-409X. Dostupné z: [doi:10.2307/3897835](https://doi.org/10.2307/3897835)

- KAMINSKI, Richard M. a Harold H. PRINCE, 1984. DABBING DUCK-HABITAT ASSOCIATIONS DURING SPRING IN DELTA MARSH, MANITOBA. *The Journal of Wildlife Management* [online]. Wiley, Jan 1984, **48**(1), 37-50 [cit. 2023-03-29]. ISSN 1937-2817. Dostupné z: https://www.jstor.org/stable/pdf/3808451.pdf?refreqid=excelsior%3A93a18b85293c373b742ce9c0dcab121b&ab_segments=&origin=&initiator=
- KEITH, Lloyd B., 1961. A Study of Waterfowl Ecology on Small Impoundments in Southeastern Alberta. *Wildlife Monographs* [online]. JSTOR, Oct 1969, (6), 3-88 [cit. 2023-03-28]. ISSN 19385455. Dostupné z: <https://www.jstor.org/stable/3830416>
- KENOW, Kevin P. a Donald H. RUSCH, 1996. Food Habits of Redheads at the Horicon Marsh, Wisconsin (Habitos Alimenticios de Aythya americana en la Ciénaga Horicon, Wisconsin). *Journal of Field Ornithology* [online]. JSTOR, Autumn 1996, **67**(4), 649-659 [cit. 2023-03-29]. ISSN 15579263. Dostupné z: <https://www.jstor.org/stable/4514169>
- KIRKPATRICK, Jay F. a John W. TURNER, Jr., 1985. Chemical Fertility Control and Wildlife Management. *BioScience* [online]. JSTOR, Sep 1985, **35**(8), 485-491 [cit. 2023-03-28]. ISSN 15253244. Dostupné z: [doi:https://doi.org/10.2307/1309816](https://doi.org/10.2307/1309816)
- KIRSCH, L. M., 1978. Grazing and haying effects on habitats of upland nesting birds [online]. FAO, 1978, 486-497 [cit. 2023-03-29]. ISSN 0078-1355. Dostupné z: <https://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=US19790447852>
- KIRSCH, Leo M., 1969. Waterfowl Production in Relation to Grazing. *The Journal of Wildlife Management* [online]. JSTOR, Oct 1969, **33**(4), 821-828 [cit. 2023-03-28]. ISSN 19372817. Dostupné z: <https://www.jstor.org/stable/3799313>
- KLETT, Albert T., 1984. Use of Seeded Native Grasses as Nesting Cover by Ducks. *Wildlife Society Bulletin* [online]. JSTOR, Summer 1984, **12**(2), 134-138 [cit. 2023-03-28]. ISSN 19385463. Dostupné z: <https://www.jstor.org/stable/3781602>
- KLETT, Albert T., 1988. DUCK NEST SUCCESS IN THE PRAIRIE POTHOLE REGION. *The Journal of Wildlife Management* [online]. Wiley, Jul 1988, **52**(3) [cit. 2023-03-29]. ISSN 1937-2817. Dostupné z: https://www.jstor.org/stable/pdf/3801586.pdf?refreqid=excelsior%3A7bcf15fc207aa45ed1d245d79d794464&ab_segments=&origin=&initiator=
- KLOSKOWSKI, Janusz, 2012. Fish stocking creates an ecological trap for an avian predator via effects on prey availability. *Oikos* [online]. JSTOR, Oct 2012, **121**(10), 1567-1576 [cit. 2023-03-28]. ISSN 16000706. Dostupné z: <https://www.jstor.org/stable/41686666>
- KRASOWSKI, Theodor P. a Thomas D. NUDDS, 1986. Microhabitat Structure of Nest Sites and Nesting Success of Diving Ducks. *The Journal of Wildlife Management* [online]. JSTOR, Apr 1986, **50**(2), 203-208 [cit. 2023-03-29]. ISSN 19372817. Dostupné z: [doi:https://doi.org/10.2307/3801897](https://doi.org/10.2307/3801897)
- LAGRANGE, Theodore G., 1995. Electric Fence Predator Exclosure to Enhance Duck Nesting: A Long-Term Case Study in Iowa. *Wildlife Society Bulletin* [online]. JSTOR,

Summer 1995, **23**(2), 261-266 [cit. 2023-03-29]. ISSN 19385463. Dostupné z: <https://www.jstor.org/stable/3782801>

LEHIKONEN, P., 2017. Counteracting wetland overgrowth increases breeding and staging bird abundances. *Environmental Science* [online]. 27.1.2017 [cit. 2023-03-30]. Dostupné z: doi:10.1038/srep41391

LIMA, Steven L., 2009. Predators and the breeding bird: behavioral and reproductive flexibility under the risk of predation. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society* [online]. National Library of Medicine, Aug 2009, **84**(3), 485-513 [cit. 2023-03-28]. ISSN 1469-185X. Dostupné z: doi:10.1111/j.1469-185X.2009.00085.x

LOKEMOEN, John T., 1966. Breeding Ecology of the Redhead Duck in Western Montana. *The Journal of Wildlife Management* [online]. JSTOR, Oct 1966, **30**(4), 668-681 [cit. 2023-03-29]. ISSN 19372817. Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.2307/3798272>

LOKEMOEN, John T., 1982. Electric Fences to Reduce Mammalian Predation on Waterfowl Nests. *Wildlife Society Bulletin* [online]. JSTOR, Winter 1982, **10**(4), 318-323 [cit. 2023-03-29]. ISSN 19385463. Dostupné z: <https://www.jstor.org/stable/3781200>

LOW, Jessop B., 1945. Ecology and Management of the Redhead, *Nyroca americana*, in Iowa. *Ecological Monographs* [online]. JSTOR, Jan 1945, **15**(1), 35-69 [cit. 2023-03-29]. ISSN 15577015. Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.2307/1943294>

LYNCH, John J., 1941. The Place of Burning in Management of the Gulf Coast Wildlife Refuges. *The Journal of Wildlife Management* [online]. JSTOR, Oct 1941, **5**(4), 454-457 [cit. 2023-03-28]. ISSN 19372817. Dostupné z: <https://www.jstor.org/stable/3795690>

MA, Zhijun, 2009. Managing Wetland Habitats for Waterbirds: An International Perspective. *Wetlands* [online]. Springer Link, 9.12.2009, **30**, 15-27 [cit. 2023-03-29]. ISSN 1943-6246. Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.1007/s13157-009-0001-6>

MCKINNON, Donald T. a David C. DUNCAN, 1999. Effectiveness of Dense Nesting Cover for Increasing Duck Production in Saskatchewan. *The Journal of Wildlife Management* [online]. JSTOR, Jan 1999, **63**(1), 382-389 [cit. 2023-03-29]. ISSN 19372817. Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.2307/3802523>

MEYER, Shawn W., 2010. Seasonal Abundance and Species Richness of Birds in Common Reed Habitats in Lake Erie. *The Journal of Wildlife Management* [online]. JSTOR, Sep 2010, **74**(7), 1559-1567 [cit. 2023-03-30]. ISSN 19372817. Dostupné z: <https://www.jstor.org/stable/40801515>

MILLER, Michael R. a David C. DUNCAN, 1999. The northern pintail in North America: status and conservation needs of a struggling population. *Wildlife Society Bulletin* [online]. Wiley, Autumn 1999, **27**(3), 788-800 [cit. 2023-03-29]. ISSN 19385463. Dostupné z: https://www.jstor.org/stable/pdf/3784102.pdf?refreqid=excelsior%3A20474a2989220650733008dc1218771a&ab_segments=&origin=&initiator=

MUNDINGER, John G., 1976. WATERFOWL RESPONSE TO REST-ROTATION GRAZING. *The Journal of Wildlife Management* [online]. Wiley, Jan 1976, **40**(1), 60-68 [cit. 2023-03-29]. ISSN 1937-2817. Dostupné z: https://www.jstor.org/stable/pdf/3800156.pdf?refreqid=excelsior%3Ae7b1c4cf5507d5a5d89156d3abe40a39&ab_segments=&origin=&initiator=

MURPHY, Grace E. P. a Tamara N. ROMANUK, 2013. A meta-analysis of declines in local species richness from human disturbances. *Ecology and Evolution* [online]. National Library of Medicine, 12.12.2013, **4**(1), 91–103 [cit. 2023-03-30]. ISSN 2045-7758. Dostupné z: doi:10.1002/ece3.909

MUSIL, Petr, 2000. Rybníky a jejich obhospodařování. *Sylvia* [online]. 2000, **36**(1), 74-80 [cit. 2023-03-29]. ISSN 2570-9801. Dostupné z: http://oldcso.birdlife.cz/www.cso.cz/wpimages/other/sylvia36_1_21Musil.pdf

MUSIL, Petr, 2016. VÝZNAM „ALTERNATIVNÍ“ RYBÍ OBSÁDKY PRO POPULACE VODNÍCH PTÁKŮ: PŘÍKLAD RYBNÍKA ROD. *Fórum ochrany přírody* [online]. 2016, Mar 2016, 19-23 [cit. 2023-03-29]. Dostupné z: <https://www.casopis.forumochranyprirrody.cz/uploaded/magazine/pdf/9-vyznam-alternativni-rybi-obsadky-pro-populace-vodnich-ptaku-priklad-rybnika-rod.pdf>

NORDSTRÖM, Mikael, 2002. Variable Responses of Waterfowl Breeding Populations to Long-Term Removal of Introduced American Mink. *Ecography* [online]. JSTOR, Aug 2002, **25**(4), 385-394 [cit. 2023-03-30]. ISSN 16000587. Dostupné z: <https://www.jstor.org/stable/3683549>

NUMMI, Petri, 2015. Duck–fish competition in boreal lakes: a review. *Ornis Fennica* [online]. 29.12.2015, (93), 67–76 [cit. 2023-03-28]. ISSN 0030-5685. Dostupné z: <https://www.ornisfennica.org/pdf/latest/161Nummi.pdf>

PERKINS, Carroll J., 1968. Controlled Burning in the Management of Muskrats and Waterfowl in Louisiana Coastal Marshes [online]. International Paper Company, 1968, 269-280 [cit. 2023-03-29]. Dostupné z: https://talltimbers.org/wp-content/uploads/2018/09/269-Perkins1968_op.pdf

PIERON, Matthew R. a Frank C. ROHWER, 2010. Effects of Large-Scale Predator Reduction on Nest Success of Upland Nesting Ducks. *The Journal of Wildlife Management* [online]. JSTOR, Jan 2010, **74**(1), 124-132 [cit. 2023-03-28]. ISSN 19372817. Dostupné z: <https://www.jstor.org/stable/20616838>

PIETZ, Pamela J. a Gary L. KRAPU, 1994. Effects of Predator Exclosure Design on Duck Brood Movements. *Wildlife Society Bulletin* [online]. JSTOR, Spring 1994, **22**(1), 26-33 [cit. 2023-03-29]. ISSN 19385463. Dostupné z: <https://www.jstor.org/stable/3783219>

PISTER, Edwin P., 2001. Wilderness Fish Stocking: History and Perspective. *Ecosystems* [online]. Springer Link, 2001, **4**, 279–286 [cit. 2023-03-28]. ISSN 1435-0629. Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.1007/s10021-001-0010-7>

PÖYSÄ, H. a S. PÖYSÄ, 2002. Nest-site limitation and density dependence of reproductive output in the common goldeneye *Bucephala clangula*: implications for the management of

cavity-nesting birds. *Journal of Applied Ecology* [online]. British Ecological Society, 13.6.2002, **39**(3), 502-510 [cit. 2023-03-29]. Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00726.x>

RANGEN, Sheila A., 2000. Visual and Olfactory Attributes of Artificial Nests. *The Auk* [online]. Oxford Academic, 1.1.2000, **117**(1), 136–146 [cit. 2023-03-28]. ISSN 19384254. Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.1093/auk/117.1.136>

ROBERT, Michel, 2000. The Breeding Range of the Barrow's Goldeneye in Eastern North America. *The Wilson Bulletin* [online]. JSTOR, Mar 2000, **112**(1), 1-7 [cit. 2023-03-29]. ISSN 00435643. Dostupné z: <https://www.jstor.org/stable/4164162>

ROBERT, Michel, 2008. Habitat Features Associated With Barrow's Goldeneye Breeding In Eastern Canada. *The Wilson Journal of Ornithology* [online]. ResearchGate, Jun 2008, 320-330 [cit. 2023-03-29]. ISSN 1938-5447. Dostupné z: doi:[10.1676/07-009.1](https://doi.org/10.1676/07-009.1)

SARGEANT, A. B., 1993. Distribution and abundance of predators that affect duck production: prairie pothole region. *Resource Publication* [online]. U.S. Fish and Wildlife Service, 1993, (194) [cit. 2023-03-29]. Dostupné z: <https://pubs.er.usgs.gov/publication/2000081>

SARGEANT, Alan B. a Phillip M. ARNOLD, 1984. Predator management for ducks on waterfowl production areas in the northern plains. *Proceedings of the Vertebrate Pest Conference* [online]. 1984, (11), 161-167 [cit. 2023-03-29]. ISSN 2641-273X. Dostupné z: <https://escholarship.org/uc/item/9qj0p7gg>

SARGEANT, Alan B., 1995. Seasonal Predator Removal Relative to Hatch Rate of Duck Nests in Waterfowl Production Areas. *Wildlife Society Bulletin* [online]. JSTOR, Autumn 1995, **23**(3), 507-513 [cit. 2023-03-28]. ISSN 19385463. Dostupné z: <https://www.jstor.org/stable/3782962>

SAVARD, Jean-Pierre L. a Michel ROBERT, 2007. Use of Nest Boxes by Goldeneyes in Eastern North America. *The Wilson Journal of Ornithology* [online]. JSTOR, Mar 2007, **119**(1), 28-34 [cit. 2023-03-29]. ISSN 19385447. Dostupné z: <https://www.jstor.org/stable/20455945>

SEMEL, Brad a Paul W. SHERMAN., 1995. Alternative Placement Strategies for Wood Duck Nest Boxes. *Wildlife Society Bulletin* [online]. JSTOR, Autumn 1995, **23**(3), 463-471 [cit. 2023-03-28]. ISSN 19385463. Dostupné z: <https://www.jstor.org/stable/3782956>

SCHRANCK, Barnet W., 1972. Waterfowl Nest Cover and Some Predation Relationships. *The Journal of Wildlife Management* [online]. JSTOR, Jan 1972, **36**(1), 182-186 [cit. 2023-03-28]. ISSN 19372817. Dostupné z: <https://www.jstor.org/stable/3799210>

SCHWARTZ, Timothée, 2022. Efficacy of created and restored nesting sites for the conservation of colonial Laridae in the South of France [online]. *Society of Conservation Biology*, 30.8.2022 [cit. 2023-03-30]. Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.1111/cobi.14005>

SLÁDEČEK, Martin, 2014. Coping with nest predation risk in a species-rich bird community inhabiting a Siberian wetland. *Folia Zoologica -Praha-* [online]. Czech University of Life Sciences Prague, Dec 2014, **63**(4), 256–268 [cit. 2023-03-28]. ISSN 0139-7893. Dostupné z: doi:10.25225/fozo.v63.i4.a5.2014

SMITH, Rebecca K., 2010. Effectiveness of Predator Removal for Enhancing Bird Populations. *Conservation Biolog* [online]. JSTOR, Jun 2010, **24**(3), 820-829 [cit. 2023-03-28]. ISSN 15231739. Dostupné z: <https://www.jstor.org/stable/40603298>

SOVADA, Marsha A., 2001. Predation on Waterfowl in Arctic Tundra and Prairie Breeding Areas: A Review. *Wildlife Society Bulletin* [online]. ResearchGate, Mar 2001, **29**(1), 6-15 [cit. 2023-03-28]. ISSN 1938-5463. Dostupné z: doi:10.2307/3783975

SOVADA, Marsha A., 2005. Predation of waterfowl in prairie breeding areas [online]. ResearchGate, Jan 2005 [cit. 2023-03-28]. Dostupné z: https://www.researchgate.net/publication/238093285_Predation_of_waterfowl_in_prairie_breeding_areas

ŠŤASTNÝ, Vojtěch a Jan RIEGERT, 2021. Habitat use of breeding birds in Central European reed beds. *Wetlands Ecology and Management* [online]. Springer Link, 3.1.2021, **29**, 81-91 [cit. 2023-03-30]. ISSN 1572-9834. Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.1007/s11273-020-09768-3>

THOMAS, G. J., 1972. A review of gull damage and management methods at nature reserves. *Biological Conservation* [online]. Elsevier, Jan 1972, **4**(2), 117-127 [cit. 2023-03-28]. ISSN 1873-2917. Dostupné z: doi:[https://doi.org/10.1016/0006-3207\(72\)90012-2](https://doi.org/10.1016/0006-3207(72)90012-2)

THOMPSON, Sarah J., 2012. Impact of encroaching woody vegetation on nest success of upland nesting waterfowl. *Journal of Wildlife Management* [online]. ResearchGate, Nov 2012, **78**(6), 1635-1642 [cit. 2023-03-28]. ISSN 1937-2817. Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.1002/jwmg.415>

TROTTIER, Garry C., 1994. Electric Predator Fences Delay Mallard Brood Movements to Water. *Wildlife Society Bulletin* [online]. JSTOR, Spring 1994, **22**(1), 22-26 [cit. 2023-03-29]. ISSN 19385463. Dostupné z: <https://www.jstor.org/stable/3783218>

VÄÄNÄNEN, Veli-Matti, 2000. Predation Risk Associated with Nesting in Gull Colonies by Two Aythya Species: Observations and an Experimental Test. *Journal of Avian Biology* [online]. JSTOR, Mar 2000, **31**(1), 31-35 [cit. 2023-03-28]. ISSN 1600048X. Dostupné z: <https://www.jstor.org/stable/3676927>

VÄÄNÄNEN, Veli-Matti, 2016. Nest and brood stage association between ducks and small colonial gulls in boreal wetlands. *Ornis Fennica* [online]. Ornis Fennica, 11.12.2015, **93**, 47–54 [cit. 2023-03-28]. ISSN 0030-5685. Dostupné z: <https://www.ornisfennica.org/pdf/latest/161Vaananen.pdf>

VERMEER, Kees, 1970. Some Aspects of the Nesting of Ducks on Islands in Lake Newell, Alberta. *The Journal of Wildlife Management* [online]. JSTOR, Jan 1970, **34**(1), 126-129 [cit. 2023-03-28]. ISSN 19372817. Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.2307/3799498>

WARREN, Jeff, 2008. Contrasting Effects of Cattle Grazing Intensity on Upland-Nesting Duck Production at Nest and Field Scales in the Aspen Parkland, Canada. *Avian Conservation and Ecology* [online]. ResearchGate, Dec 2008, **3**(2) [cit. 2023-03-28]. ISSN 1712-6568. Dostupné z: doi:10.5751/ACE-00264-030206

WARREN, Robert J., 1995. Should Wildlife Biologists Be Involved in Wildlife Contraception Research and Management?. *Wildlife Society Bulletin* [online]. JSTOR, Autumn 1995, **23**(3), 441-444 [cit. 2023-03-28]. ISSN 19385463. Dostupné z: <https://www.jstor.org/stable/3782952>

WELLER, Milton W., 1969. Breeding birds of West Mirage Islands, Great Slave Lake, N.W.T. *Canadian Field Naturalist* [online]. ResearchGate, Jan 1969, **83**(4), 344-360 [cit. 2023-03-29]. ISSN 0008-3550. Dostupné z: https://www.researchgate.net/publication/262049090_Breeding_birds_of_West_Mirage_Islands_Great_Slave_Lake_NWT

WEST, Ben C. a Terry A. MESSMER, 2004. Impacts and Management of Duck-Nest Predation: The Managers' View. *Wildlife Society Bulletin* [online]. JSTOR, Autumn 2004, **32**(3), 772-781 [cit. 2023-03-28]. ISSN 19385463. Dostupné z: <https://www.jstor.org/stable/3784801>

WHYTE, Robert S., 2015. Bird Assemblages in Phragmites Dominated and Non-Phragmites Habitats in Two Lake Erie Coastal Marshes. *Natural Areas Journal* [online]. JSTOR, 2015, **35**(2), 235-245 [cit. 2023-03-30]. ISSN 21624399. Dostupné z: <https://www.jstor.org/stable/90008741>

WIKLUND, Christer G. a Malte ANDERSSON, 1994. Natural Selection of Colony Size in a Passerine Bird. *Journal of Animal Ecology* [online]. JSTOR, Oct 1994, **63**(4), 765-774 [cit. 2023-03-28]. ISSN 13652656. Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.2307/5254>

YERKES, Tina a Terry KOWALCHUK, 1999. Use of Artificial Nesting Structures by Redheads. *Wildlife Society Bulletin* [online]. JSTOR, Spring 1999, **27**(1), 91-94 [cit. 2023-03-29]. ISSN 19385463. Dostupné z: <https://www.jstor.org/stable/3783944>

YERKES, Tina, 2012. Nest-site characteristics and brood-habitat selection of redheads: An association between wetland characteristics and success. *Wetlands* [online]. ResearchGate, May 2012, **20**(4), 575-580 [cit. 2023-03-29]. ISSN 0277-5212. Dostupné z: doi:10.1672/0277-5212(2000)020[0575:NSCABH]2.0.CO;2

Internetové zdroje

BLOCK, William M. a L. Mike CONNER, 2016. Effects of Prescribed Fire on Wildlife and Wildlife Habitat in Selected Ecosystems of North America [online]. The Wildlife Society, 2016 [cit. 2023-03-30]. Dostupné z: <https://wildlife.org/wp-content/uploads/2014/05/TechManual16-01FINAL.pdf>

BOERE, G. C., 2006. Waterbirds around the world: A global overview of the conservation, management and research of the world's waterbird flyways [online]. Scottish Natural

- Heritage, 2006 [cit. 2023-03-30]. ISBN 0 11 497333 4. Dostupné z: <https://data.jncc.gov.uk/data/08cfb4da-4c5a-4bef-b45d-8f2f87dc8070/waterbirds-around-the-world.pdf>
- Common Goldeneye (*Bucephala clangula*), 2004. *Sea Duck Joint Venture* [online]. 2004 [cit. 2023-03-30]. Dostupné z: https://seaduckjv.org/wp-content/uploads/2015/01/cogo_sppfactsheet.pdf
- CUSTER, Christine Mitchell, 1991. 13.1.11 Life History Traits and Habitat Needs of the Redhead *Waterfowl* [online]. Colorado Division of Wildlife, 1991 [cit. 2023-03-29]. Dostupné z: <https://digitalcommons.unl.edu/icwdmwfm/>
- Design, Placement, and Maintenance of Duck Nesting Structures. *Wyoming Game & Fish Department* [online]. © 2011-2023 [cit. 2023-03-30]. Dostupné z: <https://wgfd.wyo.gov/WGFD/media/content/PDF/Habitat/Extension%20Bulletins/B6b-Design,-Placement,-and-Maintenance-of-Duck-Nesting-Structures.pdf>
- FLOUSEK, Jiří, 2019. Přežijí krkonošští tetřivci rok 2040?. In: *Ochrana přírody* [online]. Ochrana přírody, 26.4.2019 [cit. 2023-03-29]. Dostupné z: <https://www.casopis.ochranaprirody.cz/z-nasi-prirody/preziji-krkonossti-tetrivci-rok-2040/>
- FREDRICKSON, Leigh H. a Frederic A. REID, 1988. Preliminary Considerations for Manipulating Vegetation [online]. University of Missouri, 1988 [cit. 2023-03-29]. Dostupné z: <https://www.mdwfp.com/media/4095/wetlandmgtforwaterfowl.pdf>
- FREDRICKSON, Leigh H. a HEITMEYER E., 1991. 13.1.3. Life History Strategies and Habitat Needs of the Northern Pintail [online]. Colorado Division of Wildlife, 1991 [cit. 2023-03-29]. Dostupné z: <https://digitalcommons.unl.edu/icwdmwfm/>
- HOUDEK, Steven C., 2013. Blue-winged Teal (*Anas discors*). In: *Wisconsin All-Bird Conservation Plan* [online], 2013 [cit. 2023-03-29]. Dostupné z: <https://www.wisconsinbirds.org/plan/species/bwte.htm>
- JANDA, J., 1996. Trvalé udržitelné využívání rybníků v Chráněné krajinné oblasti a biosférické rezervaci Třeboňsko [online]. IUNC, 1996 [cit. 2023-03-29]. ISBN 2-8317-0322-0. Dostupné z: <https://docplayer.cz/60278-Trvale-udriitelne-vyuiivani-rybniku-v-chranune-krajinne-oblasti-a-biosfericke-rezervaci-tfieboasko.html>
- JENSEN, Flemming Pagh, 2006a. MANAGEMENT PLAN for PINTAIL [online]. European Commission, 2006 [cit. 2023-03-29]. Dostupné z: <https://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/wildbirds/hunting/docs/pintail.pdf>
- JENSEN, Flemming Pagh, 2006b. MANAGEMENT PLAN for SCAUP [online]. European Commission, 2007 [cit. 2023-03-29]. Dostupné z: <https://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/wildbirds/hunting/docs/pintail.pdf>
- KANTRUD, Harold A., 1986. *Effects of Vegetation Manipulation on Breeding Waterfowl in Prairie Wetlands: A Literature Review* [online]. United States department of the interior fish wildlife service, 1986 [cit. 2023-03-29]. Dostupné z: <https://apps.dtic.mil/sti/pdfs/ADA323112.pdf>

Ochrana, výzkum a udržitelné využívání mokřadů České republiky: projekt Ministerstva životního prostředí 2014 – 2017 [online]. 2014 [cit. 2023-03-29]. Dostupné z: <http://pdpmokradu.cz/vystupy-projektu/>

Ochranářský management v rybníčních oblastech: zaměřeno na vodní ptáky. In: *Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky* [online]. 2019, 3.10.2019 [cit. 2023-03-29]. Dostupné z: https://www.at-cz.eu/data/projects/a/35/600_file_2.pdf

POKORNÝ, Jan, 2014. Hospodaření s vodou v krajině – funkce ekosystémů [online]. Ústí nad Labem: Univerzita Jana Evangelisty Purkyně, 2014 [cit. 2023-03-29]. ISBN 978-80-7414-886-6. Dostupné z: http://envimod.fzp.ujep.cz/sites/default/files/skripta/29e_final_tisk.pdf

RINGELMAN, James K., 1991. 13.1.2 Life History Traits and Management of the Gadwall *Waterfowl* [online]. Colorado Division of Wildlife, 1991 [cit. 2023-03-29]. Dostupné z: <https://digitalcommons.unl.edu/icwdmwfm/>

RITCHIE, Hannah a Max ROSER, 2019. Land Use. In: *Our World in Data* [online]. 2019, Sep 2019 [cit. 2023-03-30]. Dostupné z: <https://ourworldindata.org/land-use>

SMITH, William A., 1999. Nest site selection and nest fate of greater scaup on grassy island, New Brunswick: The influence of habitat, lardis and weather [online]. Brunswick, 1999 [cit. 2023-03-29]. Dostupné z: https://www.nlc-bnc.ca/obj/s4/f2/dsk2/ftp01/MQ46461.pdf?is_thesis=1&oclc_number=1006746101. Diplomová práce. The University. of New Brunswick. Vedoucí práce T.G. Dilworth.

Waterfowl Habitat Conservation Strategy, 2007. In.: *Upper Mississippi River and Great Lakes Region Joint Venture*, [online]. 2007 [cit. 2023-03-30]. Dostupné z: https://umgljv.org/docs/UMRGLR_JV_WaterfowlHCS.pdf

WOODIN, Marc C. a Thomas C. Michot, 2020. Redhead: *Aythya americana*. In: *Birds of the World* [online]. 2020, 4.3.2020 [cit. 2023-03-29]. Dostupné z: <https://birdsoftheworld.org/bow/species/redhea/cur/introduction>

9 Seznam obrázků, tabulek, grafů a zkratk

Seznam obrázků

Obr. 1: Pokosený ostrov rybníku Rod (foto: P. Musil).....	35
Obr. 2: Pokosený ostrov rybníku Naděje (foto: P. Musil).....	36
Obr. 3: Částečně pokosený ostrov rybníku Rod (foto: P. Musil)	36
Obr. 4: Částečně pokosený ostrov rybníku Naděje (foto: P. Musil).....	37
Obr. 5: Porovnání úspěšnosti hnízd kachen, Naděje	43
Obr. 6: Porovnání úspěšnosti hnízd kachen, Rod	44

Seznam tabulek

Tab. 1: Aplikace managementu porostu (kosení) na ostrovech nebo částech ostrovů Naděje a Rod v hnízdní sezóně 2016-2022.....	37
Tab. 2: Vliv managementu (kosení porostu) 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.	42
Tab. 3: Hustota hnízd sledovaných druhů kachen na pokoseném nebo nepokoseném ostrově či jeho nepokosené nebo pokosené části, rybník Naděje.	42
Tab. 4: Hustota hnízd sledovaných druhů kachen na pokoseném nebo nepokoseném ostrově či jeho nepokosené nebo pokosené části, rybník Rod.....	43

10 Přílohy

Příl.1: Souhrn doporučených managementových opatření pro jednotlivé druhy kachen

Druh kachny	Stát	Typ managementu	Vliv managementu	Citace
kachna divoká kopřivka obecná	Anglie	Odstranění rybníčních sedimentů, okolní stínících stromů a převislých křovin	Dominance vodních makrofyt a tím i zvýšení výskytu vodních ptáků	(Davies et al., 2016)
kachna divoká kopřivka obecná	Kanada	Výsadba hustého hnízdního krytu na obdělávané půdě	zvýšená úspěšnost hnízdění	(McKinnon a Duncan, 1999)
kachna divoká, kopřivka obecná, polák vlnkovaný	Kanada	Umělý ostrov	Vyšší hustota hnízdění oproti přírodnímu ostrovu	(Duncan, 1986)
kachna divoká, ostralka štíhlá, lžičák pestrý, čírka modrokřídlá a kopřivka obecná	Spojené Státy americké, Kanada	Regulace predátorů	Vyšší hnízdní úspěšnost	(Drever et al., 2004)
kachna divoká, kopřivka obecná, ostralka štíhlá, čírka karolinská, čírka modrokřídlá, lžičák pestrý, hvízdák americký	Jižní Dakota	Regulace predátorů	vyšší hustota hnízdění kachen, úspěšnost líhnutí a hnízdní populace	(Duebber a Lokemoen, 1980)
kopřivka obecná	Kanada	Rostoucí vegetační kryt v blízkosti hnízda, vyšší hustota krytu, umělé ostrovy	Vyšší hnízdní úspěšnost	(Hines a Mitchell, 1983)
kachna divoká, kopřivka obecná, čírka modrokřídlá, lžičák pestrý a ostralka štíhlá	Dakota, Jižní Dakota, Minnesota	Neobhospodařovaný habitat (traviny) Vysazený bylinný kryt	Vyšší hnízdní úspěšnost Nejpreferovanější	(Klett et al., 1988)
polák kacholka	Velká Británie (Falklandy)	Hnízdicí kolonie rackovitých	Vyšší hnízdní úspěšnost	(Fournier a Hines, 2001)
kopřivka obecná	Severní Dakota	Ukončení jarní pastvy	Zvýšení hustoty hnízd	(Kruse a Bowen, 1996)
kachna divoká, kopřivka obecná, lžičák pestrý, ostralka štíhlá, morčák prostřední	Finsko	Redukce norka amerického	Zvýšení hnízdicích ptáků	(Nordstrom et al., 2002)
kachna divoká, ostralka štíhlá	Kanada	prolínání vynořené vegetace a vody	Hustota hnízdicích párů kachen	(Kaminski a Prince, 1984)
kachna divoká ostralka štíhlá, hvízdák americký, kopřivka obecná, čírka modrokřídlá, čírka karolinská, polák americký	Montana	Rotační pastva	Zvýšení hnízdicí populace, produkce mláďat, zvýšení celkové populace	(Mundinger, 1976)
polák americký, kachna divoká, čírka modrokřídlá kopřivka obecná hvízdák americký, čírka obecná, polák vlnkovaný, lžičák pestrý s ostralka štíhlá	Severní Dakota	Pastva dobytka	Zvýšení úspěšnosti hnízdění, průměrná roční produkce	(Barker et al., 1990)

čírka modrokřídlá	Iowa	Mírná pastva v období od 15. června do 1. října	Vyšší hnízdní úspěšnost	(Burgess et al., 1965)
taxonomická skupina <i>Anatini</i>	Francie	Snížení hustoty rybí obsádky a zvýšení hustoty makrofyt	Zvýšení hustoty kachen (<i>Anatini</i>)	(Broyer a Calenge, 2010)
polák americký	Wisconsin	Snižování hladiny vody	Podpora růstu bahenních i vodních rostlin jako důležitých potravních zdrojů	(Kenow a Rush, 1996)
čírka modrokřídlá	Jižní Dakota	Ponechání zbytkové vegetace z předchozích let	Vysoké hustoty hnízdění	(Kaiser et al. 1979)
čírka modrokřídlá	Jižní Dakota	omezená pastva nebo vypalování každé 1-3 roky	Zvýšení produkce	(Holechek et al., 1982)
polák americký	Kanada	Ostrovy s hnízdními koloniemi rybáků obecných (<i>Sterna hirundo</i>), rybáků černých (<i>Chlidonias niger</i>) a rybáků Forsterových (<i>Sterna forsteri</i>)	Zvýšená hustota hnízd	(Vermeer, 1970)
polák americký	Jižní Dakota	Vyvýšené hnízdní koše		(Doty et al., 1975)
polák americký	Kanada	Umělé hnízdní koše	Vyšší hnízdní úspěšnost	(Yerkes a Kowalchuk, 1999)
polák kaholka	Kanada	Kolonie rybáků dlouhoocasých (<i>Sterna paradisaea</i>) a racků (rod <i>Larus</i>)	Vyšší hnízdní úspěšnost	(Smith, 1999)
hohol islandský, hohol severní	Kanada	Umělé hnízdní boxy	Lokální zvýšení hustoty hnízdění	(Savard a Robert, 2007)
hohol severní	Švédsko	Odstranění okouna říčního (<i>Perca fluviatilis</i>) a plotice obecné (<i>Rutilus rutilus</i>) z jezera	Vyšší využívání stanoviště	(Eriksson, 1979)
hohol islandský	Kanada	Hnízdní budky, jezera bez výskytu pstruha potočního (<i>Salvelinus fontinalis</i>)	Vyšší využívání stanoviště	(Robert et al., 2008)

