

Univerzita Karlova
Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Ochrana životního prostředí



Eliška Cajthamlová

Zhodnocení dopadů různých způsobů managementu na vodní a mokřadní ptáky
Evaluation of the impacts of different management types on birds in wetlands

Typ závěrečné práce:

Bakalářská práce

Vedoucí práce/Školitel: prof. Mgr. Jiří Reif, Ph.D.

Praha, 2024

Charles University

Faculty of Science

Study programme: Ecology and Conservation



Eliška Cajthamlová

Evaluation of the impacts of different management types on birds in wetlands
Zhodnocení dopadů různých způsobů managementu na vodní a mokřadní ptáky

Type of thesis:

Bachelor's thesis

Supervisor: prof. Mgr. Jiří Reif, Ph.D.

Prague, 2024

Prohlášení:

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

V Praze, 30.07.2024

Podpis

Poděkování

Děkuji svému školiteli prof. Mgr. Jiřímu Reifovi, Ph.D. za odborné vedení, trpělivost a ochotu, které mi v průběhu zpracování bakalářské práce věnoval.

Abstrakt

Mokřady představují významná centra biologické rozmanitosti, zároveň jsou však pod extrémním tlakem lidských aktivit, které způsobily v řadě případů jejich úplný zánik, případně výrazné zhoršení podmínek pro živé organismy. Je proto otázkou, jaké způsoby péče jsou pro ně nejvhodnější. V mé práci se z tohoto důvodu zabývám managementem mokřadů a jeho vlivem na populace mokřadních druhů ptactva v podmínkách Evropy, protože ucelený přehled výsledků studií o této problematice dosud chybí. Konkrétně se zaměřuji na sečení, pastvu, vypalování, zásahy do terénu, velkoplošnou obnovu, kontrolu predace, územní ochranu a bezzásahovost.

Management vyžaduje většina evropských mokřadů a nejčastěji se provádí formou pastvy a sečení. Každý z těchto typů se hodí pro poněkud odlišné podmínky, ale jsou velmi dobře kombinovatelné. Sečení a pastvu lze doporučit vzhledem k jejich málo invazivní povaze, vysoké úspěšnosti po uplatnění správných intervalů odstraňování biomasy a možnosti spolupráce se zemědělci. Naopak vypalování není na území střední Evropy v praxi dostatečně vyzkoušené a výsledky studií ukazují spíše negativní dopady. Zásahy do terénu ve formě kanálů pro regulaci vod jsou velmi slibným managementem a studie, které se tímto typem zásahů zabývaly, se shodují na tom, že velmi dobře zmírňují nepříznivé dopady nepřírodních vodních režimů, které se i ve střední Evropě stupňují. Celkové obnovy mokřadů, které též reagují na nepřírodní vodní režimy a znečištění, jsou zatím s ohledem na mokřadní ptactvo spíše neúspěšné. To je zapříčiněno tím, že tyto finančně velmi náročné projekty nejsou primárně zaměřeny na mokřadní ptactvo, a proto ohroženým druhům, které potřebují speciální podmínky, obnovené mokřady často nevyhovují. Nicméně s vhodně připraveným prostředím pro mokřadní ptactvo by tento management byl úspěšnější než zásahy maloplošné. Chráněná území se v mokřadech často vyhláší, ale mohou být úspěšná jen v případě, že se kontroluje i jejich okolí, aby se předcházelo dalšímu znečištění, či v kombinaci s jiným typem managementu. Kontrola predace, primárně invazivních druhů, je velmi kontroverzní management z etického hlediska. Nicméně předejít drastickým řešením ve formě aktivního lovu by se dalo reintrodukcí vyhynulých vrcholových predátorů. Pro úspěch bezzásahovosti je potřeba absence znečištění primárního i sekundárního, což je v podmínkách střední Evropy prakticky nemožné. Úspěch zaznamenaly pouze oblasti, které byly dlouhodobě vylidněné, či oblasti s extrémními podmínkami, které neovlivňuje sekundární znečištění ve formě splachu živin z lidských činností a nevyskytují se na nich dominantní druhy vegetace, jako jsou křoviny či rákos.

Pro podmínky České republiky lze na základě jednotlivých studií doporučit pastvu a sečení ve vhodné intenzitě a zavedení nástrojů, které budou v mokřadech regulovat výšku vodní hladiny.

Vhodné je tyto typy managementu aplikovat v chráněných územích, kdy ochrana vytváří pro jejich použití dobré legislativní i praktické podmínky. Naopak jako obtížně aplikovatelné se jeví vypalování, kontrola predace a bezzásahovost.

Abstract

Wetlands are significant centres of biodiversity, but they are also under extreme pressure from the side of human activities, which have in many cases caused their complete disappearance or a significant deterioration of conditions for living organisms. The question is therefore what management practices are best suited to support wetlands' biodiversity functions. In my thesis I therefore focus on wetland management and its impact on wetland bird populations in European conditions, as a comprehensive review of the results of studies on this topic is still lacking. Specifically, I focus on mowing, grazing, burning, land-cover changes, large-scale restoration, predation control, protected areas and the absence of management.

Management is required in most of European wetlands and is most often carried out in the form of grazing and mowing. Each of these types is suited to slightly different conditions. However, biodiversity benefits are greatest if grazing and mowing are applied simultaneously. Mowing and grazing can be recommended due to their non-invasive nature, highly positive outcomes when applied in suitable time intervals, and the possibility of cooperation with farmers. Burning, on the other hand, has only rarely been tested in conservation practice in Central Europe and the results of studies show rather negative impacts. Intervention in the form of water control channels is a very promising management option and the studies that have focused on this type of intervention conclude that it is suitable for mitigation of the effects of adverse water regimes, whose frequency is increasing in Central Europe. Large-scale wetland restoration, which also addresses the changes in water regimes and pollution, shows modest positive impacts on wetland birds. This is due to the fact that these financially demanding projects are not primarily aimed at wetland birds. However, if specifically tailored for wetland birds, this management type would be more successful than small-scale interventions. Protected areas are often designated in wetlands, but they can only be successful if their surroundings are also controlled to prevent further pollution, or in combination with other types of management. Predation control, primarily of invasive species, is a controversial management issue from the ethical perspective. However, drastic solutions in the form of active hunting could be replaced by reintroductions of top predators. The absence of management can only be successful if no primary and secondary pollution is present in wetlands, which is practically impossible in the conditions of Central Europe. Only areas that have been depopulated for a long time, or areas with extreme conditions that are not affected by secondary pollution in the form of nutrient runoff from human activities and do not have dominant vegetation species such as scrub or reed, have been reported as successful examples.

For the conditions of the Czech Republic, grazing and mowing at an appropriate intensity and the introduction of tools to regulate the water level in wetlands can be recommended on the

basis of the reviewed studies. It is appropriate to apply these types of management in protected areas where the protection creates suitable legislative and practical conditions for their use. Burning, predation control and the absence of management, on the other hand, appear to be difficult to apply.

Obsah

1 Úvod	10
2 Jednotlivé typy managementu a jejich vliv na ptačí populace.....	12
2.1 Zásahy do vegetace	12
2.1.1 Pastva.....	12
2.1.2 Sečení	13
2.1.3 Vypalování	15
2.2 Zásahy do terénu.....	16
2.3 Velkoplošná obnova.....	18
2.4 Chráněná území	19
2.5 Omezení predace	21
3 Mokřady bez managementu a jejich vliv na ptačí populace.....	23
3.1 Pozitivní vliv na ptačí populace	23
3.2 Negativní vliv na ptačí populace	26
4 Syntéza	29
5 Závěr	33
6 Literatura	34

1 Úvod

Mokřady jsou v posledních desetiletích celosvětově intenzivně probírané téma. Jeden z důvodů je jejich význam v životním prostředí, kde fungují jakožto ohniska biologické rozmanitosti či jako místa, kde se uplatní jejich přirozená schopnost čištění vod (YUAN a ZHANG, 2010). Nicméně pozornost, která je na mokřady zaměřena, spočívá i ve hrozbách ve formě zániku mokřadů, znečištění, které způsobují splachy ze zemědělsky udržovaných ploch či odpadní vody, což vede k následné eutrofizaci (PATINO a ESTUPINAN-SUAREZ, 2016). Další hrozby jsou ve formě fragmentace, invazivních predátorů nebo nepřirozených vodních režimů, způsobených záplavami nebo obdobími sucha (TURNER et al., 2000). Dopady těchto hrozeb na mokřady se stále stupňují (PATINO a ESTUPINAN-SUAREZ, 2016). To nejen že ovlivňuje samotné mokřady, ale i druhy živočichů, jako jsou mokřadní ptáci, které ztrácí své přirozené prostředí (LONDE et al., 2024).

V mé práci se zaměřuji hlavně na studie zkoumající mokřady, které slouží nebo alespoň v minulosti sloužily jako hnízdiště pro mokřadní ptactvo, a proto musí být pro ptačí druhy dostatečně atraktivní. Kvalita mokřadů se průběžně zhoršuje a atraktivita pro ptactvo tím tak klesá, což je hlavní důvod negativních trendů populací mokřadních ptáků v Evropě (UDO DE HAES et al., 2020). Snížení dopadů klimatické změny i lidské činnosti na mokřady se aplikuje ve formě managementu vegetace, terénu aj. či ve formě kompletní obnovy dané lokality.

Přístupů, jak management mokřadů provádět, existuje celá řada. Jejich úspěšnost se stala předmětem mnoha studií, jejichž výsledky jsou ovšem často protichůdné a roztroušené v dílčích odborných článcích. Ucelená rešeršní práce, která by tyto články syntetizovala a z níž by vyplývalo, které managementové postupy jsou více a které méně vhodné, případně za jakých podmínek by se měly optimálně uplatňovat, však dosud chybí. Předkládanou prací chci proto přispět k zaplnění této mezery v současném poznání.

Managementy mokřadů probírané v této práci dělím na zásahy a jejich podoby a bezzásahovost, branou jako též formu managementu. Typy těchto managementů jsem vybrala podle jejich použitelnosti v podnebí Evropy, tudíž v této práci probírám sečení, pastvu, vypalování, zásahy do terénu, velkoplošné obnovy, chráněná území a omezení predace. U bezzásahovosti porovnávám pozitivní a negativní výsledky a podmínky, které mohly tyto výsledky ovlivnit. Zaměřuji se pouze na mokřady v pravém slova smyslu a cíleně se vyhýbám rybníkům, ačkoliv jsou např. v České republice plošně více zastoupené

než skutečné mokřady. Nicméně jejich problematika je velmi specifická už jen tím, že jde o zcela umělé výtvořy sloužící primárně k hospodářskému chovu ryb, a zahrnutí studií zkoumajících tento typ prostředí by již přesahovalo rámeč této práce.

Cílem mé práce je vyhodnotit úspěšnost jednotlivých typů managementu za různých podmínek a jejich dopady na populace mokřadních ptáků s větší pozorností na bahňáky a ohrožené druhy, zejména mokřadní specialisty. Dále se s podklady ze studií z různých částí Evropy či Severní Ameriky snažím určit proveditelnost jednotlivých managementů v podmínkách střední Evropy a České republiky.

2 Jednotlivé typy managementu a jejich vliv na ptačí populace

2.1 Zásahy do vegetace

Mokřady poblíž farem a zemědělských prostor jsou velmi bohaté na populace mokřadního ptactva (TSCHARNTKE et al., 2005). Ale jelikož mají přemíru živin (LEE, 2004), měkčí vegetaci, která je pro hnízdění mokřadních ptáků zvláště významná (ZMIHORSKI, 2016), prorůstá rákosí a křoviny, což zapříčiňuje její degradaci (SAND-JENSEN et al., 2008). Management takovýchto mokřadů je proto zaměřený na potlačení rákosu a křovin, ale i na pravidelnou obnovu mokřých travin, aby se zabránilo sukcesi dominantní vegetace a tím se zachová nebo dokonce zvýší diverzita mokřadního ptactva (ZMIHORSKI, 2016). V praxi se pro tento účel používají tři typy managementu: pastva, sečení a vypalování.

2.1.1 Pastva

Pastviny historicky poskytovaly potravu pro stáda velkých býložravců (KLEPPEL a FRANK, 2022). Z ekosystémového hlediska se vyznačují přenosy velkého množství energie od primárních producentů k velkým savcům a výjimečnou kapacitou ukládání uhlíku v půdě (CHAN et al., 2010). Velcí býložravci se v těchto ekosystémech živí zelenou biomasou, čímž omezují růst konkurenčně zdatných rostlin, nicméně mnoho původních pastevních ekosystémů již zaniklo a v dnešní době převládají hospodářské pastviny. (KLEPPEL a FRANK, 2022)

Pastva, aby byla pro populace ptáků prospěšná, musí být správně časově rozvržená (DURANT et al., 2008). Bahňáci na svá hnízdiště přilétají v různých obdobích v závislosti na druhu. V těchto obdobích je potřeba, aby výška a hustota drnů dosahovala takových hodnot, které budou příznivé pro hnízdění daného druhu. Některé druhy mokřadních ptáků (např. čejka chocholátá, *Vanellus vanellus*), které hnízdí za brzkého jara, jsou velmi citlivé na výšku vegetace, preferují nízký porost, a úspěšnost jejich hnízdění je proto determinována režimem pastvy již na podzim. Druhy, jako je vodouš rudonohý (*Tringa totanus*), naopak preferují vyšší, hustší vegetaci a hnízdí později z jara, a tak jsou závislí na lehké jarní pastvě, která vytváří vyšší drny i větší diverzitu ve výšce porostu. To se zajistí tím, že se býložravci nepasou v mokřadech po celý rok, nýbrž je nutné pastvu naplánovat podle období hnízdění jednotlivých druhů mokřadních ptáků. Pastva se též nesmí provést přímo během hnízdění daných ptačích druhů, protože by mohlo dojít k ničení hnízd dobyt看kem, rušení vývoje ptačích jedinců a odhalení hnízd predátorům. (DURANT et al., 2008)

Frekvence pastvy je také jedna z okolností, kterou je třeba vzít v úvahu (DURANT et al., 2008). Některým druhům bahňáků, jako jsou kolihy velké (*Numenius arquata*), bekasiny otavní (*Gallinago gallinago*) nebo vodouši rudonozí, vyhovuje otevřený mokřad s bahnitým povrchem, a tudíž i častější pastva, je potřeba se tedy rozhodnout o frekvenci pastvy s ohledem na druhy, které je na daném území potřeba podporovat (BIRÓ et al., 2020). Frekvence a intenzita pastvy má totiž dopad na různovrstvnost vegetace, přičemž platí, že čím častější pastva je, tím homogennějším se povrch vegetace stává (DURANT et al., 2008).

Dále je třeba nahlížet na mozaikovitost a uspořádání zemědělské krajiny, které ovlivňují chování ptactva, a tudíž plánování pastvy by mělo být ovlivněno i podle umístění mokřadu (DURANT et al., 2008). Na velmi vlhkých místech se pastva například nemůže uskutečnit brzy zjara, protože převlhčená půda ze zimy je velmi citlivá na udusávání dobyt看em. Spásání vegetace dobyt看em na různých plochách stejného mokřadu v různých časových rozmezích ale může být velmi prospěšné pro ptačí populace, protože vytváří atraktivní hnízdiště pro více ptačích druhů, které preferují různě vysokou vegetaci. (DURANT et al., 2008)

V Evropě je mnoho ptačích druhů závislých na pastvě s ohledem na historii (BIRÓ et al., 2020). Podle nedávných studií byly mokřady spásané divokými býložravci, které postupně v holocénu nahrazoval domestikovaný dobytek. Toto tvrzení podporuje studie provedená v Maďarsku, Rumunsku a Srbsku, která zkoumala vliv pastvy dobyt看em v mokřadech na ptačí populace. Podle této studie měla alfa, beta i gama diverzita ptačích druhů v mokřadech s naplánovanou pastvou tendenci narůstat. Ptačí druhy zkoumané v této studii se v Evropě staly ohroženými právě potom, co intenzita pastvy v mokřadech klesla. Nicméně studie poukazuje také na to, že tento příznivý výsledek pastvy nemusí být přínosný pro všechny druhy mokřadních ptáků a je možné ho očekávat jen ve středoevropských mokřadech, kde zkoumané druhy mají stále životaschopné populace. (BIRÓ et al., 2020)

Management mokřadů pomocí pastvy dobytka poukazuje i na možnou budoucí spolupráci ochránců a zemědělců, pro pastevce je výhodná vyšší kvalita krmných trav, pro ochránce je podstatné zvýšení diverzity rostlin a zastoupení chráněných a ohrožených druhů a tyto dvě potřeby se navzájem doplňují (BIRÓ et al., 2020).

2.1.2 Sečení

Sečením, jakožto pravidelným mechanickým zkracováním porostu, se odstraňují fotosyntetické orgány rostlin z prostředí, čímž se snižuje rostlinná biomasa a živiny v ekosystému (ZHAO et al., 2023). Sečení snižuje především biomasu dominantních rostlin, ale na nedominantní druhy obvykle dlouhodobě negativní vliv nemá (GOODWILLIE et al., 2020). V pravidelných

intervalech prováděné sečení má na nedominantní druhy vegetace dokonce pozitivní vliv projevující se větší produkcí jejich biomasy (ZHAO et al, 2023).

Třicet let pozorování na jihovýchodním břehu jezera Neuchatel ve Švýcarsku mělo za cíl určit nejvhodnější frekvenci sečení pro populace bahňáků, které byly v této studii použity jako indikátory zdravých mokřadů (ANTONIAZZA et al., 2017, EVERALD, 2007). Pozorováno bylo pět druhů ptactva, které se v oblasti vyskytovaly nejčastěji - rakosník obecný (*Acrocephalus scirpaceus*), cvrčilka slavíková (*Locustella luscinioides*), strnad rákosní (*Emberiza schoeniclus*), chřástal vodní (*Rallus aquaticus*) a sýkořice vousatá (*Panurus biarmicus*) a celkově se zkoumalo čtrnáct populací těchto druhů v různých oblastech po břehu jezera (ANTONIAZZA et al., 2017). Devět ze čtrnácti populací zůstalo stabilní, dvě poklesly a tři vzrostly. Z toho se dalo odvodit, že stejně jako u pastvy je potřeba mít vhodný časový režim i pro sečení. Bylo vyzpozorováno, že posečené parcely staré pouze jeden rok jsou velmi málo atraktivní pro hnízdění. Vegetace dva roky po sečení byla již atraktivnější, ale pouze pro chřástala vodního. Vegetace na parcelách tři roky po sečení obsahovala nejvyšší hustotu ptáků. Jako nejvýhodnější frekvence sečení se ukázalo časové rozmezí šesti let, kdy se ptačí druhy postupně do mokřadů vrátí a vyrovnají se tak populační ztráty z prvních dvou let po sečení. Pro sečení stanovišť důležitých pro ptačí populace se tedy doporučuje jako optimální interval mezi sečeními šest let, což by umožňovalo pravidelné sečení vegetace bez negativních dopadů na hnízdící ptačí populace. (ANTONIAZZA et al., 2017)

Jako další aspekt sečení coby úspěšného managementu tato studie též označuje velikost sečených ploch (ANTONIAZZA et al., 2017). Plochy, větší než dva hektary, které by se jednorázově celé posekaly, by nenabízely každoročně úkryt pro hnízda a zároveň by docházelo i k větší úmrtnosti ptáků v důsledku sečení, a proto studie doporučuje sekat menší rozlohy mokřadů (SCHMIDT et al., 2005, ANTONIAZZA et al., 2017).

Ve studii zaměřené na kontrolu vegetace, jakožto nástroje managementu mokřadů, která trvala 4 roky ve Švédsku, bylo napočítáno na podmačených pastvinách severního a středního Švédska celkem 38 druhů ptactva (ZMIHORSKI et al., 2015). Nejčastějšími druhy byly konipas luční (*Motacilla flava*), čejka chocholátá, bekasina otavní, linduška luční (*Anthus pratensis*) a skřivan polní (*Alauda arvensis*). Jako hlavními aspekty výskytu ptactva byly studií vyhodnoceny obecná vlhkost oblasti, úroveň zaplavování i druh managementu vegetace v dané oblasti. Po prozkoumání výsledků bylo vyhodnoceno sečení jako mnohem méně účinné než pastva, či dokonce s negativním dopadem na ptačí populace. Diverzita i počet jedinců v oblasti s pastvou byl mnohem vyšší. Tento jev je studií vysvětlen dřívější atraktivností vegetace po pastvě pro bahňáky než po sečení, kdy je travní porost příliš krátký a homogenní. Mozaikovitá struktura vegetace dosažená v této studii po pastvě nabízela pro ptáky lepší dostupnost potravy v kratší vegetaci, ale i možnost skrytí snůšek ve vyšších drnech. Při zhodnocení sečení jakožto nástroje managementu

mokřadu tato studie varuje před příliš slabou či intenzivní pastvou, kdy oba režimy vytváří homogenní povrch buď příliš hustý, či příliš krátký. V obou případech se mokřadní ptactvo tomuto druhu porostu vyhýbá. (ZMIHORSKI et al., 2015)

2.1.3 Vypalování

Další způsob managementu mokřadů je kontrolované spalování organické hmoty, a to hlavně křovin z mokřadů, čímž se vytváří otevřenější prostor (BRENNAN et al., 2005) Při absenci přirozených požárů v oblastech, na kterých se historicky požáry často vyskytovaly, dominuje křovinná vegetace a k odstranění těchto křovin se obvykle používají typy managementu, jako jsou vyřezávání vegetace nebo právě vypalování (HANOWSKI et al., 1999).

Jednotlivé druhy mokřadních ptáků reagují na požáry různě a na vypálené habitaty se vrací po různých časových intervalech (VENNE a FREDERICK, 2013). Například strnavec skvrnitý (*Passerculus sandwichensis*) se vrací na místo jeden rok po požáru, zatímco strážník ostřicový (*Cistothorus platensis*) preferuje pouze mokřady, kde minimálně dva roky nebyl založen požár. Mechanismus těchto preferencí ještě nebyl objasněn. (VENNE a FREDERICK, 2013)

Brodiví ptáci, kteří se běžně vyskytují v mokřadech, jako jsou volavky (*Ardea* sp.) nebo čápi (*Ciconia* sp.), mohou mít z požárů prospěch skrze odhalení potravy (VENNE a FREDERICK, 2013). Kořist je snáze naležitelná po vypálení vegetace nebo se může její biomasa zvýšit, což se týká především obojživelníků, kteří slouží jako potrava pro brodivé ptáky (NEMETH a SCHUSTER, 2016) a bezobratlých. Toto tvrzení podpořila studie z Floridy, USA, kde brodiví ptáci preferovali vypálené části mokřadu před nevypálenými a populace obojživelníků ve vypálených oblastech vzrostly (VENNE a FREDERICK, 2013). Požáry v této oblasti vypálily vyšší vegetaci, v tomto případě mařici (*Cladium* sp.), která může dorůst i několika metrů, a odhalily tak v mělké vodě trsy zkrácených lodyh. Vysoká vegetace brání velkým zvířatům, jako jsou brodiví ptáci, v pohybu a zhoršuje i viditelnost kořisti, a tak vypálení této vysoké vegetace umožnilo brodivým ptákům přístup k potravě. Ve studii bylo navíc prokázáno, že populace ryb, které slouží jako potrava pro brodivé ptáky, se ve vypalovaných i nevypalovaných částech mokřadů co do početnosti nezměnily, tudíž je požár nijak neovlivnil, ale ve vypálených oblastech byl k rybám pro ptáky lepší přístup. (VENNE a FREDERICK, 2013)

Studie provedená v polském Biebrzanském národním parku posuzovala krátkodobé i dlouhodobé dopady neplánovaného požáru na mokřadní ptactvo (WALESIK et al., 2022). Požár může mít podle studie pozitivní dopad na druhy mokřadního ptactva, kterým vyhovuje nižší vegetace, jako jsou brodiví ptáci nebo husy, zatímco bahňákům, kteří preferují vyšší vegetaci, jež jim slouží jako úkryt, může požár škodit. Právě v této studii požár negativně ovlivnil druhy

mokřadních ptáků, kteří jsou na vysoké vegetaci závislí, a vedl k dočasnému vymizení rákosníka obecného i ostřicového (*Acrocephalus paludicola*), kalouse pustovky (*Asio flammeus*) a chřástala polního (*Crex crex*). Proto studie upozorňuje, že pokud se má vypalování zařadit mezi management mokřadů, musí se vždy nechat nedotčené území nebo území se šetrnějším managementem, jako je pastva nebo sečení, které bude pro ptáky fungovat jako útočiště. Požár může mít tedy podle této studie na ptačí populaci v mokřadech pozitivní dopad, ale též je nutné nejdříve prozkoumat, jak dané druhy ptáků v mokřadech reagují krátkodobě i dlouhodobě a ověřit úspěšnost neshořelých remízků. (WALESIK et al., 2022)

2.2 Zásahy do terénu

Nejčastější zásahy do terénu jsou spojeny s regulováním stavu vody v mokřadech (ENGLINGTON et al., 2007). Tyto zásahy řeší důsledky klimatických změn, které jsou spojovány s vysycháním mokřadů a se zvýšením mořské hladiny, jejichž vinou dochází k přímým ztrátám pobřežních mokřadů (LEWIS-PHILIPS et al., 2020). V oblastech, které se používají jako pastviny a nejsou pravidelně zaplavovány, je pak velmi důležité udržování mělkých vodních objektů, které nabízejí potravu pro bahňáky, kterou využívají dospělci i mláďata, a mají tak pozitivní vliv na ptačí populaci (AUSDEN et al., 2001).

Ačkoliv hlavní problém mokřadů představuje nedostatek vody a zásahy do terénu tedy obvykle směřují k jeho potlačení, někdy může být paradoxně problematické i zvýšení frekvence záplav (AUSDEN a HIRONS, 2002). Po častém zaplavování totiž změkne půda v takovém měřítku, že bahňáci mívají problém se sháněním potravy, větších bezobratlých. To dokazuje i významný úbytek populací čejek chocholatých, vodoušů rudonohých a bekasin otavních v Ouse Washes v Anglii během roků 1999 a 2000 kvůli extrémním jarním a letním záplavám. (AUSDEN a HIRONS, 2002)

Na regulaci vody v krajině s ohledem na ptačí populaci se mohou použít různé terénní úpravy (ENGLINGTON et al., 2007). Často se používají odtokové kanály původně sloužící pro odvodňování krajiny, kdy se žlaby úmyslně přepřehnují vodou, aby se tvořily lokální záplavy. Tyto izolované oblasti povrchových záplav mohou vytvářet i malé vodní útvary. (ENGLINGTON et al., 2007)

Velká výhoda kanálů je, že jen málo narušují činnosti komerčního managementu, jako je chov dobytka nebo produkce pastevní vegetace, a nabízejí velmi vysokou kontrolu nad záplavovým režimem, a tak přispívají ke zvýšení populací bahňáků (MILSOM et al., 2002).

Studie v západní Anglii zkoumala dopad regulačních prostředků, jako jsou odvodňovací kanály, na populaci bahňáků (ENGLINGTON et al., 2007). Důležitost jednotlivých typů terénních

úprav kolísala během období rozmnožování. Například izolované vodní plochy sice na začátku rozmnožovací sezóny obsahovaly velké množství vody, ale rychle vysychaly, nakonec tedy na distribuci hnízd neměly žádný dopad. Naproti tomu lokální záplavy způsobené přetékáním žlabů měly zásadní význam pro vybírání míst vhodných pro hnízdění čejek, kdy se hnízda a mláďata nacházela vždy blíže přetékajícím žlabům. I samotné odvodňovací kanály zahrály zásadní roli v umístění snůšek. Čím vyšší byla hustota odvodňovacích kanálů, tím vyšší byl i výskyt snůšek. V těchto oblastech bahňáci prosperovali podle studie přičiněním vlhké půdy a krátké vegetace, což ptákům zjednodušilo přístup k potravě. Kvůli těmto výsledkům studie velmi doporučuje používání kanálů pro regulaci vody v mokřadech v obdobích sucha i záplav, nejen kvůli pozitivním dopadům na populace bahňáků, ale i z pohledu klimatické změny, kdy kanály na regulaci vody v mokřadech nabízejí východisko z pohledu problémů spojených se zvýšenou frekvencí extrémních podmínek. (EGLINGTON et al., 2007)

Další studie zkoumající vliv vodních kanálů byla uskutečněna v Elmley Marshes v Anglii, které jsou vedeny jako farma, která demonstruje podporu populací bahňáků (MILSOM et al., 2002). Mokřady jsou zde využívány jako pastviny pro dobytek od dubna do června s malými izolovanými oblastmi pro hnízdění bahňáků, aby se předešlo ničení hnízd, a skrze tyto oblasti jsou vybudovány kanály pro regulaci vody. Cílem této studie bylo zjistit, zda existuje souvislost mezi hnízděním bahňáků, konkrétně čejek chocholatých a vodoušů rudonohých, kanály a stavem vody v těchto kanálech, tedy byla zkoumána preference bahňáků pro mokré a suché kanály. Mláďata bahňáků hledající potravu preferovala kanály, které v květnu ještě nevyschly. Tyto preference studie odůvodnila třemi možnými faktory. Kvůli dlouhodobému zaplavování byl omezen růst vegetace, a tak se zlepšila přístupnost mláďat k potravě – vodním bezobratlým. Dlouhotrvající záplavy mohou též podporovat výskyt a hustotu bezobratlých, které by se na onom místě běžně nevyskytovali. A jako třetí možný důvod je uvedena textura půdy, která je při promokření měkčí, a tak i prostupnější k hledání potravy, než suchá, tvrdá půda. Zaplavování půdy i její promokřování ale neslo zásadní problém. Pomocí sond se zjistilo, že v této oblasti mokřady překrývají jílovitou půdu, která má nízkou hydraulickou vodivost v podloží. Tudíž jedinou metodou, která by poskytla promokření, ale nezpůsobila velkoplošné záplavy, byla manipulace s hladinami vody v kanálech tak, aby během hnízdní sezóny bahňáků oblasti kolem kanálů zůstávaly zatopené, ale aby trávník mezi kanály byl nezasažen. Tato metoda je podle studie velmi výhodná pro lokality, jako jsou Elmley Marshes, které se užívají i jako pastviny pro dobytek. Kdyby se totiž celá lokalita zaplavovala, došlo by k anoxii, a tak i úhynu trávníku. (MILSOM et al., 2002)

2.3 Velkoplošná obnova

Z důvodu úzkého propojení sladkovodních ekosystémů a lidských potřeb se dnes mokřady řadí mezi nejohroženější biotopy vůbec a v důsledku toho se obnova mokřadů stala celosvětovým fenoménem (NAKAMURA et al., 2006). Hlavní cíle obnovy jsou: zvýšení kvality sladkých vod, obnova cyklů sucha a záplav a podpora původní vegetace (TURNER & LEWISS, 1996). Výsledky obnovy mokřadů jsou ale často neočekávané, a tak je zásadní zkoumat, jak se po obnově vodní ekosystémy vyvíjejí (ZEDLER, 2000). Při vytváření či obnově mokřadů může být flóra i fauna závislá na mnoha lokálních vlastnostech, jako je velikost, hloubka vodních objektů a izolace, a všechny tyto vlastnosti mohou mít zásadní vliv na rostlinná i živočišná společenstva mokřadů (SEBASTIÁN-GONZÁLEZ, 2013).

Na hledání ideálních vlastností jezírek v mokřadech se zaměřila studie uskutečněná v národním parku Doñana ve Španělsku (SEBASTIÁN-GONZÁLEZ a GREEN, 2013). V šedesátých letech minulého století zde byl mokřad s rozlohou 2700 hektarů izolován od okolních mokřadů a změněn na ornou půdu, ale po kontaminaci z vyplavených dolů byly zahájeny akce pro obnovu přírodních mokřadů. V roce 2004-2005 zde byla obnovena plocha odstraněním hrází, které ornou půdu izolovaly od okolních mokřadů, přidáním odvodňovacích kanálů a výstavbou soustavy jezírek. Těch se vytvořilo 96 eliptického tvaru, rovného dna, tří různých velikostí (0,18 hektarů, 0,74 hektarů, 2,95 hektarů), dvou různých hloubek (30 a 60 cm) a dvou stupňů izolace (jezírká byla buď izolována 0,5 – 1 km od sebe, nebo pouze 20-100 m), aby se mohla zkoumat preference mokřadního ptactva pro různé vodní objekty. Osm středně velkých jezírek bylo umístěno v izolovaných polohách a zbytek byl rozdělen do dvou lokalit na severu a jihu parku. Během 13 let pozorování po obnově bylo zpozorováno 38 druhů různých vodních ptáků. Nejhojnějším druhem byl kulík mořský (*Charadrius alexandrinus*) a kachna divoká (*Anas platyrhynchos*). (SEBASTIÁN-GONZÁLEZ a GREEN, 2013)

Mokřady se ukázaly být obzvláště důležité pro kachnovité ptáky, kteří zde z většiny zaznamenali dlouhodobý populační nárůst (RENDON et al., 2008). Dále se zde hojně vyskytovali bahňáci a malé ptačí druhy, zatímco racků a velkých ptačích druhů zde bylo velmi málo (SEBASTIÁN-GONZÁLEZ a GREEN, 2013). Jezírka představovala spíše zdroj potravy než lokalitu pro hnízdění, ale bylo zde vyzpozorováno 6 druhů, které u jezírek i hnízdily: kachna divoká, kulík mořský, lyska černá (*Fulica atra*), pisila čáponohá (*Himantopus himantopus*), tenkozobec opačný (*Recurvirostra avosetta*) a čejka chocholatá. Po analýze jednotlivých prvků vytvořených jezírek se ukázala velikost jako významnou proměnnou, která ovlivnila početnost a druhovou bohatost všech ptačích druhů zpozorovaných v mokřadech Doñana. Další důležitý prvek byla

hustota rybníků na hektar, kde se se zvyšující hustotou zvýšil i počet ptačích jedinců. (SEBASTIÁN-GONZÁLEZ a GREEN, 2013)

Jak ukázaly i jiné studie, jako například studie pobřežních mokřadů v Jižní Americe, spojitost vodních objektů je jeden z nejdůležitějších faktorů pro dosažení vyšší početnosti ptačích populací (GUADAGNIN a MALTCHIK, 2007). Na počátku plánování obnovy mokřadů Doñana se diskutovalo, zda vytvořit síť menších jezírek či jedno velké (SEBASTIÁN-GONZÁLEZ a GREEN, 2013). Po pozorování vývoje ptačích populací se ukázalo vytvoření sítě jezírek jako výhodnější, protože poskytuje mozaiku různě velkých vodních objektů, které jsou vhodné pro různé ptačí druhy i jiné organismy. Kromě již zmíněných výhod se i menší jezírka dešťovou vodou naplní rychleji než jezírka velká, to dále přispívá k rozmanitosti a lepší udržitelnosti vody v krajině. (SEBASTIÁN-GONZÁLEZ a GREEN, 2013)

Další studie velkoplošné obnovy mokřadů se uskutečnila v přírodní rezervaci delty řeky Skjern v Dánsku (BREGNBALLE et al., 2014). Hlavním cílem bylo obnovení retenční kapacity v údolí řeky a snížení eutrofizace, protože po dobu 35 let před obnovou byla půda v okolí dolního toku řeky Skjern intenzivně obdělávaná. Vedlejším cílem bylo vrátit hnízdní stanoviště mokřadních ptáků do původní podoby. Dolní tok řeky byl přepracován na původní meandry a byl nastolen původní záplavový režim, čímž se vytvořily mělké mokřady a sezónně zaplavované pastviny. Sledování ptačích populací bylo provedeno tři roky před obnovou a jedenáct let po obnově. Ptačí populace významně vzrostly po obnově z cca 134 párů na 1744 párů, rozmnožovaly se zde i některé druhy z Červeného seznamu a znovu se zde objevilo 29 druhů vodních ptáků, které z této oblasti v minulosti za intenzivního obdělávání vymizely. Podle studie je v budoucnu možné správným cíleným managementem zvýšit diverzitu stanovišť, a tak tyto hodnoty ještě navýšit. Nyní se totiž v této lokalitě vyskytují z většiny běžné ptačí druhy, právě kvůli nedostatku managementu cíleného na konkrétní specializované druhy. Skjern se ale i přes tyto nedostatky nyní řadí mezi 10 nejvýznamnějších hnízdišť vodních ptáků v Dánsku. (BREGNBALLE et al., 2014)

2.4 Chráněná území

Chráněná území jakéhokoliv druhu jsou považována za hlavní nástroj pro zachování globální biodiverzity a fungování přírodních ekosystémů (PRIMACK, 2012). Do sítí chráněných území jsou mokřady zahrnovány zejména ve vyspělejších zemích, kde jich na druhou stranu kvůli dlouhodobému ničení již moc nezůstává (AMANO et al., 2018). V Evropě proto zabírají mokřadní chráněná území typicky pouze malé oblasti, k čemuž přispívá i fragmentace krajiny způsobená

využíváním půdy v posledním tisíciletí (ARMSWORTH et al., 2011). Absence možnosti zakládat větší chráněná území ve většině případů vede k sítím menších chráněných oblastí, poté ale vyvstávají obavy, zda si tato maloplošná chráněná území dokáží udržet biodiverzitu s ohledem na omezenou velikost plochy a na dopady globálního oteplování (GASTON et al., 2008). Rozloha ovšem není jediná vlastnost, která ovlivňuje úspěšnost chráněného území – ta závisí i na tom, jak efektivně jsou daná chráněná území spravována (THAPA a LINDNER, 2023).

Studie v jihovýchodním Španělsku zkoumala efektivitu ochrany mokřadů pomocí územní ochrany s ptáky jako bioindikátory (ROBLEDANO et al., 2010). Tato studie předpokládala, že ve většině případech managementu mokřadů se nezohledňuje management vod v okolí chráněných území, na kterých jsou mokřady závislé. Kvůli kontaminaci těchto vod se tak do chráněných území dostávají přebytečné živiny a nebezpečné látky, což způsobuje degradaci ekosystémů. Mokřadní ptactvo, jako jsou potápky (Podicipedidae), kormoráni (Phalacrocoracidae) a lysky, zde bylo používáno jako nástroj pro výzkum dopadu vypouštění zemědělských vod, odpadních vod a živin do mokřadů. Studie také poukazuje na to, že vícedruhové hodnocení chráněných oblastí je velmi cenný nástroj jak pro management mokřadů, tak i pro zkoumání lidských dopadů na přítomnou biodiverzitu. Podle výsledků studie je třeba řídit zemědělské dopady v okolí vodních toků, které se ukazují jako velký problém v ochranných územích. Trendy, které byly v této studii zaznamenány, zpochybňují účinnost ochranných oblastí, pokud nebudou do budoucna přijata ochranná opatření a šetrnější hospodaření i mimo chráněná území. (ROBLEDANO et al., 2010)

Další studie zkoumající efektivitu chráněných území pro udržení populací ohrožených mokřadních ptáků byla provedena v severní Itálii (BRAMBILLA et al., 2020). Tato studie zkoumala efektivitu managementu sítě 26 malých chráněných mokřadů po období třiceti let. Z 23 zkoumaných druhů mokřadních ptáků od doby založení chráněných území vykazovalo 10 druhů známky pozitivních dopadů na jejich populace, 7 druhů zůstalo stabilní a 6 druhů vykazovalo negativní populační trendy. Druhy, na které chráněná území měla pozitivní dopady, byly ve většině případů běžné a neohrožené, konkrétně kachna divoká, volavka popelavá (*Ardea cinerea*), cetie jižní (*Cettia cetti*), labuť velká (*Cygnus olor*), lyska černá, slípka zelenonohá (*Gallinula chloropus*), luňák hnědý (*Milvus migrans*), kormorán velký (*Phalacrocorax carbo*) a potápka malá (*Tachybaptus ruficollis*). Výjimkou zde byla potápka roháč (*Podiceps cristatus*), které sice v Evropě mírně klesají populace, ale v rámci studie zaznamenala pozitivní trendy. Zatímco druhy, kterým se zmenšily populace, byly všechny ohrožené, konkrétně rákosník velký (*Acrocephalus arundinaceus*), rákosník zpěvný (*Acrocephalus palustris*), ledňáček říční (*Alcedo atthis*), kulík říční (*Charadrius dubius*), strnad rákosní a chřástal vodní. Nárůst běžných mokřadních druhů a úbytek ohrožených druhů naznačuje, že ochrana izolovaných mokřadů obhospodařovaných

managementem bez specializace na ochranu ptactva nestačí na udržení stabilních populací více specializovaných druhů ptactva. (BRAMBILLA et al., 2020)

Je známo mnoho případů, kde ohrožené druhy ptactva z chráněných mokřadů zcela vymizely, buď kvůli zhoršené kvalitě stanovišť (GASTON et al., 2008), nebo kvůli izolaci (KOUKI a VÄÄNÄNEN, 2000). Budoucí výzkum dopadů izolace na specializované mokřadní ptáky, nastavení nových cílů managementu a propojení menších chráněných území, by mělo zajistit stabilizaci ohrožených druhů mokřadního ptactva (BRAMBILLA et al., 2020).

2.5 Omezení predace

Mezi predátory mokřadního ptactva na území Evropy patří savci a větší ptáci (VAZQUEZ et al., 2023). Savci se orientují hlavně čichem, zatímco ptáci zrakem a tyto dvě odlišné predační strategie vyžadují různé taktiky kořisti pro ukrývání hnízd (VAZQUEZ et al., 2021). Hraje zde roli např. výška umístění hnízda ve vegetaci, kdy ta níže umístěná jsou více exponována savcům, ale lépe ukryta před ptáky, zatímco výše umístěná hnízda, která jsou před savci ve větším bezpečí, jsou lépe viditelná pro ptačí predátory (VAZQUEZ et al., 2023). Úspěšnost predátorů je dále ovlivněna například výškou vegetace nebo biotopem, kde se hnízdo nachází (v otevřeném mokřadu nebo periferním travním porostu) (STEPHENS et al., 2005).

V západní Evropě v posledních desetiletích dopady přirozených predátorů, jako jsou krkavcovití (Corvidae) nebo lišky (*Vulpes* sp.), výrazně vzrostly, pravděpodobně kvůli omezení kontroly predátorů (TAPPER, 1992). Během sedmileté studie v Anglii bylo zjištěno, že statisticky jsou hnízda čejky chocholaté mnohem více náchylná na predaci, pokud mají hnízda mimo travní porosty na krajích mokřadů nebo daleko od hnízd jiných jedinců (LAIDLAW et al., 2016). Studie tento jev vysvětluje tím, že ve vysokých travních porostech se predátoři zaměřují spíše na malé savce než na hnízda čejek. Ve zkoumaných oblastech bylo nicméně během posledních let velké sucho a kvůli úbytku vysoké vegetace vzrostla predace bahňáků. Studie proto doporučuje udělat vodní rezervoáry v oblastech bohatých na ptačí populace a omezit tak predaci. (LAIDLAW et al., 2016)

Kontinuální pokles hnízdících populací mokřadních ptáků v Evropě je často vysvětlován právě vzrůstajícím počtem přirozených predátorů, ale invazivní či nepůvodní predátoři představují v mnohých situacích ještě větší hrozbu (NIEMCZYNOVICZ et al., 2017). V Biebrzanském národním parku v Polsku byl zkoumán vliv norka amerického (*Neovison vison*). Podle této studie by se do managementu mokřadů měla přidat kromě péče o vegetaci a manipulace s úrovní vodní hladiny i regulace invazivních predátorů. Podle výsledků této studie norek americký velmi ohrožuje populace bahňáků v parku, a to konkrétně čejky chocholaté, vodouše rudonohého a

břehouše černoocasého (*Limosa limosa*). Vytváří se zde takzvaná ekologická past, kdy si tyto druhy vybírají taková místa, která mají vlivem své evoluční minulosti zafixovaná jako optimální pro rozmnožování. Invaze norka amerického však bohužel způsobuje, že právě v těchto místech mají zároveň velmi nízkou hnízdní úspěšnost. Studie proto doporučuje dlouhodobou a intenzivní regulaci norka amerického, aby se zabránilo opětovné kolonizaci, která by v Evropě mohla způsobit vymření některých druhů ohrožených bahňáků. (NIEMCZYNOVICZ et al., 2017)

Studie v Estonsku zdůrazňuje další důvod, který stojí za degradací mokřadů a způsobuje tak zvýšenou predaci, a to je odvodňování lesů pro komerční účely (PASS et al, 2022). Takové odvodňování v mokřadech odkrývá hnízda, a ta jsou poté více náchylná na predaci. Tato studie v severovýchodním a severozápadním Estonsku zkoumá odezvy na obnovy odvodněných mokřadů jak původních predátorů, jejichž počty v posledních desetiletích výrazně stoupají, jako je kuna lesní (*Martes martes*) nebo liška obecná (*Vulpes vulpes*), tak nepůvodních predátorů, jako je psík mývalovitý (*Nyctereutes procyonoides*), a jejich vliv na populace tetřeva hlušce (*Tetrao urogallus*). Studie prokázala, že po obnově lesních mokřadů se též zvýšila predace na populacích tetřevů, a proto i doporučuje aktivní lov predátorů ohrožující ptactvo. Nicméně též uznává, že lov predátorů představuje hned několik problémů z finančního i etického hlediska. Proto navrhuje alternativní řešení, jako jsou kvalitnější uměle vytvořená stanoviště pro hnízdění nebo přítomnost vrcholových predátorů. (PASS et al, 2022)

3 Mokřady bez managementu a jejich vliv na ptačí populace

I žádný management, neboli bezzásahovost, je svým způsobem forma managementu a obnovy mokřadů. Tento proces se odborně nazývá rewilding, počestně „znovuzdivočení“. Vnímá ekosystém jako dynamický systém, jehož vývoj se nedá vždy zcela předpokládat. (LINDENMAYER et al., 2008)

Historicky byl navržen koncept rewildingu před asi dvaceti lety a odkazoval na obnovu divočiny založené na regulační roli vrcholových predátorů, kteří by měli udržovat odolnost a rozmanitost suchozemských ekosystémů prostřednictvím top-down kontroly (SOULÉ a NOSS, 1998). Ochrana vrcholových predátorů a jejich stanovišť je stále důležitým cílem v konceptu rewildingu, nicméně se v současnosti zahrnuje více přístupů, jako například trofický rewilding, který reintrodukuje lokálně vymizelé původní druhy, např. velké býložravce, ale zahrnuje i nepůvodní druhy, nahrazující ty původní, které mohly již nenávratně vyhynout (FERNÁNDEZ et al., 2017). Další přístup je takzvaný pasivní rewilding, zaměřený na ekologickou sukcesi ve většinou opuštěné krajině, který zahrnuje omezení lovu, lesního hospodaření a zemědělství v dané oblasti, ale také odstraňování bariér, které rozdělují oblast, a obnovu přirozeného vodního režimu (CANTRELL et al., 2017). Cílem obecné strategie rewildingu je obnovit soběstačné, komplexní ekosystémy s propojenými procesy, které se navzájem podporují, a tak se minimalizují lidské zásahy (LORIMER et al., 2015). Nicméně rewilding i přes značný potenciál bývá někdy kritizován, protože v některých případech chybí znalosti o možných výsledcích obnovy a kromě toho vylučuje lidi z krajiny, což je v mnohých případech sporné nebo přímo nemožné (PERINO, et al., 2019). Je také dobré si uvědomit, že bezzásahovost, pokud je určena jako management, je pouze primární, sekundárně bude ale člověk mokřady stále pasivně ovlivňovat, například eutrofizací nebo změnami klimatu.

3.1 Pozitivní vliv na ptačí populace

Studie v západním Dánsku, zaměřená na obnovu dvou mělkých brakických lagun, Thyborøn Fjord a Harboør Fjord, použila třetí lagunu, Agger Fjord, která zůstala bez managementu, pro porovnání (HOLM a CLAUSEN, 2005). Tyto laguny jsou označeny jako významné lokality podle Ramsarské úmluvy o mokřadech. Nacházela se v nich vysoce eutrofizovaná sladká voda, jejíž kvalita se měla zlepšit po otevření stavidel do Severního moře, které byly do roku 1998 zavřené. Hodnoty živin se po tomto zákroku snížily, ale otevření stavidel také zapříčinilo vysoké a kolísající hladiny. (HOLM a CLAUSEN, 2005)

Prísun vody ze Severního moře též způsobil vysoký nárůst salinity, což způsobilo změnu v distribuci a druhovém složení vegetace (SANTAMARIA et al., 1996). Po dobu studie nebyla v Thyborøn Fjord žádná vegetace právě kvůli vysoké salinitě, způsobené nízkou výměnou vody mezi lagunou a mořem a vysokým odpařováním, zatímco v laguně Harboør Fjord bylo množství vegetace před otevřením stavidla velmi nízké, po otevření se objevila vegetace ve mnohem větším množství s dominující řasou *Ruppia cirrhosa*, která snáší slanější vodu a diverzita tak byla velmi nízká. (HOLM a CLAUSEN, 2005)

V Agger Fjord byla díky sladší vodě o mnoho vyšší diverzita vegetace s dominancí řasy rodu *Chara*, která má větší energetickou hodnotu než řasy *Ruppia cirrhosa*, obsahující hemicelulózu a celulózu, které jsou pro většinu obratlovců špatně stravitelné (PROP a VULINK, 1992, HOLM a CLAUSEN, 2005).

V početnosti ptačích populací u obou obnovených lagun nebyla po dobu studie zaznamenána žádná změna kromě roku 1999, kdy došlo k významnému nárůstu populací bekasiny otavní na přilehlých močálech (HOLM a CLAUSEN, 2005). Celkově bylo napočítáno 28 druhů vodního ptactva v Thyborøn Fjord s dominancí jespáků obecných (*Calidris alpina*), husic liščích (*Tadorna tadorna*), hvízdáků euroasijských (*Anas penelope*) a lysek černých; 27 druhů v Harboør Fjord s dominancí jespáků obecných, kulíků zlatých (*Pluvialis apricaria*), hvízdáků euroasijských a lysek černých; 40 druhů vodního ptactva v Agger Fjord s dominancí čírek obecných (*Anas crecca*), lysek černých a jespáků obecných. V Thyborøn Fjord diverzita ptactva zůstala stejná jako před otevřením stavidel, v Harboør Fjord diverzita klesla a v Agger Fjord stoupla. Studie jako důvod pro nepříznivé výsledky obnovy označuje vysokou hladinu upravených lagun, která omezuje přístup ptactva k potravě. Vyřešit tento problém by mělo podle této studie každoroční uzavření stavidel po dobu 3 – 4 měsíců na podzim, kdy se hladiny nechají klesnout tak, aby bylo odhaleno bahnité dno. Toto řešení by mělo zpřístupnit potravu bahňákům, a tak zlepšit diverzitu ptačích druhů. (HOLM a CLAUSEN, 2005)

Další studie, která zkoumala hustotu hnízdícího mokřadního ptactva v biotopech s různou intenzitou zemědělského managementu, se uskutečnila ve Velké Británii na Orknejích, konkrétně na ostrově Sanday (DOUGLAS et al., 2021). Zemědělské oblasti s vysokou přírodní hodnotou, které jsou v této studii použity, jsou vedeny jako systémy produkce potravin, která probíhá spolu s udržováním biologické rozmanitosti (STORNBACH et al., 2015). Studie byla zaměřena na ptačí druhy, které ve Spojeném království vykazují populační pokles – ústříčník velký (*Haematopus ostralegus*), koliha velká, čejka chocholátá, bekasina otavní a vodouš rudonohý (DOUGLAS et al., 2021). Na Orknejích čelí bahňáci mnoha hrozbám, hlavní důvod je intenzivní pastva dobytka na travinách, což snižuje kvalitu trávníku pro hnízdění a krmení mláďat. Dalším problémem je intenzivní sečení, které spolu se šlapáním dobytka ničí hnízda a někdy i usmrcuje mláďata

mokřadních ptáků. Další hrozba je aplikace hnojiv kolem přirozených stanovišť, do nichž část hnojiv může stéct, což vede k eutrofizaci a následné ztrátě rozmanitosti porostu a zhoršení jeho kvality pro hnízdění bahňáků. Hrozbou jsou také na Orknejích nepůdní lasice hranostaj (*Mustela erminea*) a ježek západní (*Erinaceus europaeus*), kteří byli na některé z ostrovů zavlečeni a vylovují hnízda, která se nachází na zemi. Zkoumané biotopy ve čtyřech hlavních oblastech byly: orná půda, zemědělsky využívané pastviny, méně intenzivně zemědělsky využívané pastviny (tyto tři typy prostředí zabíraly 65% studované oblasti) a nevyužívané pastviny. Intenzivně využívané pastviny měly konstantně nízkou hustotu u všech druhů bahňáků s výjimkou ústříčníků. Stejně výsledky měla i orná půda. Méně intenzivně využívaná pastvina měla hustoty ptačích populací o něco vyšší, a naopak zemědělsky nevyužívané podmáčené travní porosty měly významné hustoty u většiny pozorovaných druhů. Jsou to tedy nejdůležitější stanoviště pro bahňáky, ovšem mohou být pod tlakem zájmů cílících na jejich přeměnu v obhospodařovanou půdu. Studie naznačuje, že v podmínkách Orkejských ostrovů by mokřady bez zásahu člověka měly být z pohledu bahňáků primárně chráněnou oblastí v zemědělské krajině. (DOUGLAS et al., 2021)

Příkladem pasivního rewildingu je vysídlená zóna vzniklá po havárii elektrárny v Černobyli v roce 1986 (Chernobyl Exclusion Zone, CEZ) (DOMBROVSKI et al., 2022). Studie, která zkoumala změnu složení druhů v dané oblasti, započala 12 let po incidentu a pozorování trvalo 22 let. Opuštěné zemědělské oblasti se kvůli kolapsu odvodňovacích kanálů znovu zavodnily a zarostly, a tak se obnovily tamější mokřady. Studie byla zaměřena na pozorování celkem třinácti druhů dravců. Moták lužní (*Circus pygargus*), orel křiklavý (*Clanga pomarina*), včelojed lesní (*Pernis apivorus*), krahujec obecný (*Accipiter nisus*), orlík krátkoprstý (*Circaetus gallicus*) a káně lesní (*Buteo buteo*), jakožto druhy spojené s otevřeným územím a spíše suchým prostředím, zaznamenaly v průběhu let úbytky v populacích s výjimkou jestřába lesního (*Accipiter gentilis*), kterému se po 18 letech stabilizovala populace. Čtyřem druhům, které preferují více zamokřené prostředí, se populace zvýšily. Šlo o orla volavého (*Clanga clanga*), mořského (*Haliaeetus albicilla*), motáka pochopa (*Circus aeruginosus*) a ostříže lesního (*Falco subbuteo*), přičemž nejvýznamnější nárůst populace zaznamenal orel volavý, který se roku 1998, kdy byla studie započata, na území nevyskytoval. Orel volavý je považován za vrcholového predátora a mokřadního specialistu, ale také za indikátor zdravých mokřadů, a proto v posledních dvaceti letech v Evropě zaznamenal významný pokles početnosti populací. Kromě mokřadních dravců se na lokalitě hojně vyskytovaly i jiné druhy predátorů, jako jsou rys ostrovid (*Lynx lynx*) a medvěd (Ursidae). Tato studie je považována za důkaz, že proces rewildingu by mohl být účinným způsobem obnovy lokálně vyhynulých druhů, pokud se omezí lidské zásahy do ekologických procesů a že zásahový management není vždy nejlepší volbou pro zachování ohrožených druhů.

Nicméně je důležitá dlouhodobost studií, protože některé druhy vykázaly nárůst populací až po dvaceti letech. (DOMBROVSKI et al., 2022)

3.2 Negativní vliv na ptačí populace

Zda-li bezzásahovost bude úspěšná, záleží na typu daného mokřadu. Největší počet jezer a přilehlých mokřadů obsahuje polární, subpolární a mírné pásmo (WETZEL, 2001). Subpolární pásmo je v Eurasii klíčovou oblastí pro hnízdění vodního ptactva, a to zejména kachen (Anatinae) (LEHIKOINEN et al., 2016). Mokřady v tomto pásmu lze rozdělit podle obsahu živin, což je dáno hlavně okolím daného mokřadu, do dvou skupin – oligotrofní, na živiny chudé, a eutrofní, na živiny bohaté (WETZEL, 2001). Většina vodních ptačích druhů preferuje jen oligotrofní, nebo jen eutrofní prostředí, nicméně běžné druhy, generalisté, se rozmnožují v mokřadech obou skupin (KAUPPINEN, 1993). Například studie ve Finsku prokázala, že druhů vodního ptactva, preferujícího eutrofní mokřady, ubývá, narozdíl od druhů preferující oligotrofní vody či generalistů (POYSA et al., 2013). Což naznačuje, že kvalita eutrofních mokřadů se snižuje, a proto by primární bezzásahovost nemusela být úspěšná.

Studie z Finska, navazující na studii od Poysa et al. (2013), měla dva různé cíle (LEHIKOINEN et al., 2016). První cíl byl ověřit výsledky dřívější studie, tedy vyhodnotit, zda populace pěti různých běžných druhů kachen v eutrofních mokřadech poklesly v porovnání s oligotrofními mokřady. Pozorované druhy byly: hvízdák euroasijský, kachna divoká, čírka obecná, polák chocholačka (*Aythya fuligula*) a hohol severní (*Bucephala clangula*). (LEHIKOINEN et al., 2016)

Všechny tyto druhy se běžně a hojně vyskytují ve Finsku v obou druzích mokřadů (VALKAMA et al., 2011). Druhým cílem bylo vytvořit indikátor stavu stanoviště pro hnízdění vodního ptactva v oligotrofních i eutrofních mokřadech (LEHIKOINEN et al., 2016). Za tímto účelem probíhalo pozorování dalších 11 běžných vodních ptáků. Tento indikátor může sloužit jako ukazatel stavu populací vodního ptactva a jako nástroj monitoringu zdraví mokřadního ekosystému. Po prozkoumání výsledků bylo zjištěno, že tři druhy, hvízdák euroasijský, čírka obecná a polák chocholačka, vykazovaly významně negativní dlouhodobé trendy v eutrofních mokřadech, ale v oligotrofních mokřadech vykazovaly pozitivní trendy či jejich populace zůstaly stabilní. Kachna divoká vykazovala pozitivní trendy v obou typech mokřadů, výrazněji v oligotrofních. A hohol severní vyznačoval jako jediný nárůst počtů jen v eutrofních mokřadech. Po prozkoumání celkového stavu vodního ptactva bylo navíc zjištěno, že celkové počty populací vodních ptáků v eutrofních mokřadech klesly během posledních třiceti let na polovinu, zatímco

v oligotrofních mokřadech zůstaly populace stabilní i přes mírný pokles v posledních letech. (LEHIKOINEN et al., 2016)

Tyto výsledky poukazují na degradaci eutrofních mokřadů, které byly vždy ohnisky biologické rozmanitosti obsahující velké množství druhů i vysoké počty hnízdicích ptáků (VAISANEN et al., 1998). Jezera a mokřady kolem nich, zkoumané v jižním a středním Finsku, byly dlouhodobě vystavované vlivům zemědělství i lesnictví, a tak se úroveň eutrofizace a zákalu za posledních padesát let zvýšila (EKHOLM a MITIKKA, 2006). Nejpravděpodobnějším mechanismem, který způsobuje značné úbytky populací vodních ptáků v eutrofních mokřadech ve Finsku, je tedy snížená dostupnost potravy způsobená nadměrným přísunem živin, tedy zvyšováním primární produkce, zarůstáním rákosem a zvyšováním koncentrací fytoplanktonu, což zvyšuje i zákal vody. (LEHIKOINEN, et al., 2016)

Další studie byla uskutečněna v Nizozemsku a byla zaměřena na populace rákosníka velkého a jeho požadavky na hnízdění ve vztahu k dostupnosti rákosu (*Phragmites* sp.) (GRAVELAND, 1998). Populace rákosníků poklesly od roku 1970 do roku 1990 o 50 % v Německu, Dánsku nebo České republice a o 20 – 50 % v Řecku, Itálii a nebo Švýcarsku (CRAMP, 1992).

V posledních desetiletích i jiné druhy dálkových migrantů zaznamenaly úbytky populací ve střední a západní Evropě (PEACH et al., 2001). U většiny z těchto druhů souvisely úbytky populací se zimami v Africe, kde zejména západní Afrika v oblasti Sahelu trpěla v 70. a 80. letech těžkými obdobími sucha. Bylo prokázáno, že sucho v zimních stanovištích bylo hlavní příčinou poklesu populací druhů, jako jsou například volavka červená (*Ardea purpurea*) nebo rákosník proužkovaný (*Acrocephalus schoenobaenus*). (PEACH et al., 2001)

Nicméně jiné druhy, jako je rákosník velký, využívají bažinaté oblasti v Africe v mnohem menší míře a zimují zcela mimo Sahel (CRAMP, 1992). To naznačuje, že úbytek populací rákosníka velkého není primárně způsoben nízkými srážkami v Africe, ale spíše změnami v hnízdištích. Rákosník velký hnízdí v porostech rákosu obecného (*Phragmites australis*), který ubyl ve většině zemí západní a střední Evropy. (CRAMP, 1992)

Významnými příčinami tohoto úbytku jsou hlavně ničení a odvodňování biotopů pro zemědělské účely nebo pro průmyslovou či bytovou výstavbu (VAN DER PUTTEN, 1997). Kvalita rákosu ale klesá i na chráněných lokalitách bez zjevného přímého vlivu člověka. Jako primární příčina je zmiňována kombinace nepřirozeného kolísání vodní hladiny a obohacení vody živinami ze zemědělství nebo odpadními vodami. (VAN DER PUTTEN, 1997)

Pro většinu nizozemských vod je charakteristická eutrofizace a nepřirozený vodní režim, proto bylo cílem této studie zjistit, zda úbytek rákosu obecného byl důležitým faktorem při poklesu populací rákosníka velkého (GRAVELAND, 1998). Též se zkoumalo, jaký typ rákosu obecného

rákosníci preferují, dostupnost tohoto rákosu v minulosti i v přítomnosti, dostupnost živin, akumulace organické hmoty a též vystavení rákosu větru a vlnám. Pro porovnání byly v této studii použity populace rákosníka obecného. Největší rozdíl mezi těmito dvěma druhy byl v tom, že rákosník velký dával přednost charakteru rákosu, který se objevoval velmi vzácně, zatímco rákosník obecný dával přednost běžně vyskytujícímu typu rákosových porostů. Tudiž bylo potvrzeno, že rákos obecný je velmi důležitým faktorem určujícím přítomnost rákosníka velkého. Rákosník velký se dá tak považovat za indikátor časně fáze degradace mokřadů, která může v budoucnu ovlivnit celá ptačí společenstva. Studie navrhuje zavést management, jako je například odstranění nahromaděného organického materiálu, snížení živinové zátěže vody a dále pravděpodobně nejúčinnější opatření, obnovu přirozeného kolísání vodní hladiny. (GRAVELAND, 1998)

4 Syntéza

V průběhu staletí se v Evropě stále stupňovalo využívání zemědělské půdy a zároveň se zajišťovaly moře a řeky proti záplavám (VAN EERDEN et al., 2010). Jezera a bažiny se rekultivovaly, odvodňovala se slatiniště a přeměňovala se ústí řek. Koryta řek jsou nyní regulována, čímž se zmenšuje oblast pravidelně zaplavované půdy. Tato opatření zlepšila socioekonomické podmínky, zejména s ohledem na zemědělství. Zbývající mokřady se však po těchto zákrocích staly malými a fragmentovanými. Původní úrovně zaplavování jsou zcela ztraceny, případně jejich zachování vyžaduje vysoké náklady. Během tohoto století zbývající mokřady též degradovaly na kvalitě, zejména kvůli eutrofizaci či kontaminaci, nebo jsou na nich ptáci rušeni rybolovem či rekreací. Původně rozsáhlé oblasti mokřadů, zahrnující sladkou i slanou vodu, eutrofní a oligotrofní systémy, přílivové, proudící či stojaté vody, podporovaly velkou škálu mokřadních druhů ptactva. (VAN EERDEN et al., 2010)

Podle dostupné literatury jsou relevantní faktory, které rozhodují o výskytu mokřadního ptactva, zejména velikost a produktivita mokřadu, která souvisí primárně se zdroji potravy, a poloha vzhledem k ostatním mokřadům, ale i k migračním trasám tažných ptáků (PLATTEEUW et al., 2010). Co se týká péče o mokřadní biotopy ve vztahu k výskytu mokřadních ptáků, na prvním místě stojí obnova mokřadů a říčních systémů – tedy umělé vytvoření mokřadu, k němuž dochází typicky na místech, kde v minulosti nějaký podmačený biotop existoval, ale do dnešní doby již zanikl (DRENT a DAAN, 1980). Z hlediska podpory populací mokřadních ptáků je to velmi vhodné řešení, protože můžeme mokřad vytvořit tak, aby byly jeho parametry (např. hloubka, rozloha, členitost břehů atd.) pro ptáky co nejpříhodnější (PLATTEEUW et al., 2010).

Zřejmou nevýhodou jsou vysoké náklady, kterými orgány ochrany přírody obvykle nedisponují a obnova mokřadů se tedy provádí spíše vzácně a v malém měřítku, tudíž pro ptáky, jako poměrně velké organismy se značnými prostorovými nároky, není většina obnovených mokřadů vhodná, na rozdíl od např. obojživelníků nebo různých skupin bezobratlých (HARABIŠ et al., 2013, SIFFERT et al., 2022).

Proto se ochrana mokřadů místo obnovy častěji soustřeďuje na již existující lokality a snaží se zlepšit jejich kvalitu vhodným managementem. V tomto směru je důležité, že všechny členské státy EU se zavázaly dodržovat rámcovou směrnici o vodě, která stanovuje cíle pro kvalitu u veškerých vodních systémů, a též označuje nejcennější přírodní stanoviště v rámci směrnice o ptácích a směrnice o stanovištích (PLATTEEUW et al., 2010). Pro management mokřadů s ohledem na ptačí populace je potřeba pečlivé plánování. Jednotliví ptáci hnízdí či zimují v oblastech, kde najdou správnou kombinaci míst pro hnízdění a shromažďování a dostatečné množství vhodné potravy (DRENT a DAAN, 1980).

Na hnízdišti jsou ptáci v době rozmnožování závislí alespoň několik měsíců (PLATTEEUW et al., 2010). Oblasti s hojným množstvím potravy (semen, bezobratlých i obratlovců) jsou převážně ústí řek nebo pobřežní oblasti. Ekologové a ornitologové by tedy měli poskytnout pro územní plánovače přesná data o požadavcích mokřadního ptactva pro hnízdiště a potravu. (PLATTEEUW et al., 2010)

Historicky byly mokřady spásány divokými býložravci, které postupně nahrazoval domestikovaný dobytek. Obvykle má pastva na ptačí populaci v mokřadech pozitivní vliv, a to kvůli závislosti řady ptačích druhů na relativně krátké a druhově bohaté bylinné vegetaci, která je dobyt看em udržována, zatímco bez této údržby přeroste dominantními druhy rostlin, jako jsou rákos nebo různé dřeviny (DURANT et al., 2008). V případě komerční pastvy v mokřadech ovšem může nastat problém s její intenzitou. Je pravděpodobné, že divocí býložravci, kteří se na území Evropy dříve vyskytovali, více migrovali a pastva nebyla tak intenzivní a celoroční. Intenzivní pastva navíc způsobuje homogenitu povrchu, z čehož vyplývá, že oblast bude vyhovovat jen některým druhům mokřadního ptactva.

Pastva by tedy měla být v mokřadech zachována, ale velmi záleží na složení ptačích společenstev v dané oblasti a zejména na načasování (DURANT et al., 2008). Druhy, jako je čejka chocholátá, preferují nízkou vegetaci, tudíž častější či pozdnější pastvu. Druhy, jako jsou vodouš rudonohý, preferují vyšší vegetaci, a tak je vhodná méně častá, krátkodobá pastva. (DURANT et al., 2008) To poté poukazuje právě na spolupráci zemědělců a ochránců a ochotu limitovat pastvu dobytka například na podzim či na jaře, včetně chránění hnízd před udupáváním.

Dalším managementem porostů v mokřadech je mechanické sečení. Nicméně i v tomto případě velmi záleží na intenzitě zásahu (ANTONIAZZA et al., 2017). Příliš krátká vegetace je pro ptáky velmi neatraktivní, což může být způsobeno velkoplošným odkrytím povrchu, který pak neposkytuje dostatečnou ochranu hnízd i dospělců před predátory nebo omezuje nabídku potravy, jako jsou bezobratlí, ale i semena vyšší vegetace. Sečení je na rozdíl od pastvy předvídatelné v dopadech na vegetaci, nicméně i při nízké intenzitě vytváří homogenní prostředí, což může mít dopad na ptačí populaci a odváží se při něm typicky organický materiál. Extenzivní pastva vytváří více heterogenní vegetační podmínky a organický materiál se při ní neodváží. (ANTONIAZZA et al., 2017)

Kvůli těmto důvodům studie často u managementu občasně zaplavovaných mokřadů doporučují právě pastvu, zatímco u mokřadů bez záplavových období a nízkou vlhkostí studie doporučují sečení, které je ekonomicky příznivější a v nezaplavovaných oblastech má v prvních letech po zavedení méně negativní účinky (ZMIHORSKI et al., 2016). Pastva je tedy více příznivá v případech, kdy je správně časově aplikovaná a je provedená na takovém území, kde vytvořená heterogenita nemá negativní dopady na ptačí populaci – dobytek nedokáže potlačit dřevinnou

vegetaci, tudíž např. Orkneje, kde roste jen tráva, jsou pro pastvu jakožto management ideální. Sečení je vhodné pro takové lokality, kde hrozí dominance křovin, což je i Česká republika. Tyto dva typy managementu i s vypalováním se ale dají velmi dobře kombinovat, aby se dosáhlo co nejlepších výsledků.

Vypalování mokřadů je další typ managementu, který je ale více drastický než sečení či pastva. Kvůli své drastičnosti je tento management vhodný jen pro oblasti, které jsou z historického hlediska na požáry aklimatizované. To je třeba případ mokřadů na Floridě, v kterých brodí ptáci preferovali vypálené části mokřadů, zřejmě kvůli dostupnosti potravy (VENNE et al., 2013). Jinde, např. v Bierbrzanském národním parku, měl požár negativní následky pro řadu druhů mokřadního ptactva, včetně dočasného vymizení (WALESIK et al., 2022). Vypalování tedy v Evropě je možné použít jako management, ale jen s určitými opatřeními, jako je nechávání nevypálených plošek jako útočišť či vypalování jen menších částí mokřadů. Pravděpodobně by se ale po dlouhodobém, víceletém vypalování změnilo složení mokřadních druhů ptáků.

Kanály, které se používají na regulaci vody, by se daly považovat za velmi dobrý způsob managementu mokřadů. Nejen, že se studie shodují na tom, že bahňáci hnízdí právě kolem kanálů, ale regulace vody je výhodná i pro okolní krajinu (EGLINGTON et al., 2007, MILSOM et al., 2002). Tento způsob managementu by se dal uplatnit i v České republice, kde je v posledních letech problém se suchem a je zde možnost spolupracovat se zemědělci díky malému ovlivnění chovu dobytka.

Na chráněná území lze také nahlížet jako na jeden z nástrojů péče o mokřady, nicméně samotný akt vyhlášení nějaké lokality jako chráněné dle studií nestačí a v první řadě je třeba zajistit, aby území nebylo ovlivňováno negativními faktory z okolí - např. splachem živin z vod používaných pro zavlažování (ROBLEDANO et al., 2010). Dále je obvykle nutné v rámci chráněného území aktivně provádět některý z typů managementu, protože bez něj hrozí, že na území se budou vyskytovat jen běžné druhy mokřadních ptáků (BRAMBILLA et al., 2020), které mohou konkurovat těm více specializovaným. Proto je nutné v chráněných územích aplikovat např. pastvu či sečení.

Dalším typem managementu mokřadů je omezení predace. Toho lze docílit aktivním lovem predátorů, což je ovšem eticky velmi citlivá záležitost, takže je vhodné zvažovat alternativní řešení kontroly predace, kterým může být například návrat vrcholových predátorů, jež menší druhy, které nejčastěji plní ptačí populace, přirozeně omezují (PASS et al., 2022). V České republice by se dalo předpokládat, že návrat přirozených predátorů, jako jsou například vlci, může napravit nevyváženou skladbu současných ekosystémů a omezit tak predaci mokřadního ptactva. Na druhou stranu v řadě oblastí vyvolává návrat vrcholových predátorů konflikty s veřejností nebo je přímo nemožný kvůli nevhodnosti prostředí pro udržení jejich populací. Proto se nabízí ještě další

možnost, a sice znovuoobnovení původních vodních režimů, které vede k větší výšce a hustotě vegetace (LAIDLAW et al., 2016). Ta by tak měla poskytnout vyšší šanci pro úkryt hnízd. Nicméně po obnově zaplavovaných oblastí může predace paradoxně vzrůst (PASS et al., 2022, LAIDLAW et al., 2016). Tento jev lze vysvětlit tím, že vyšší porosty fungují jako tzv. ekologická past – právě na ně se totiž predátoři nejvíce zaměřují, a proto je zde nejnižší životnost hnízd (NIEMCZYNOVICZ et al., 2017). Z uvedeného vyplývá, že pokud je nutné omezit v mokřadních podmínkách predaci, tak nejlepším způsobem je napomáhat návratu velkých šelem, a tam, kde to není možné, nezbývá než predátory aktivně lovit.

Za specifický typ managementu lze považovat bezzásahovost. Ta může být v dnešních podmínkách úspěšná pouze na některých lokalitách, které se vyznačují speciálními ekologickými podmínkami, jako je např. drsné klima, které brání zarůstání mokřadů křovinami (DOUGLAS et al., 2021). Někdy se ale vyplatí ponechat prostředí bez zásahu i v méně extrémních podmínkách. Např. v Dánsku vykazovala laguna bez zásahu mnohem lepší výsledky než upravené laguny (HOLM a CLAUSEN, 2005), což bylo důsledkem intolerance vegetace pro salinitu, která po úpravě výrazně vzrostla. Zcela unikátní lokalita z pohledu bezzásahovosti je oblast CEZ (Chernobyl Exclusion Zone), nejen, že zde nejsou primární zásahy člověka, ale ani sekundární a místní mokřady se nijak nekontaminují splachy ze zemědělství (DOMBROVSKI et al., 2022). Je zajímavé, že po katastrofě takového měřítka se stále ekosystémy po několika letech vzpamatovaly, a dokonce se jim daří více než s přítomností člověka, a to bez ohledu na radiaci.

Nevyřešeným problémem zůstává eutrofizace mokřadů, která vede ke kontinuálnímu poklesu kvality prostředí a na vině je zejména přetrvávající přísun živin z okolí (CONSTANTIN et al., 2019, GRAVELAND, 1998). Zde je zjevné, že ochrana mokřadů vyžaduje zásahy v krajinném měřítku spojené se snížením intenzity hospodaření na zemědělských plochách obklopujících mokřadní lokality. To je sice v podmínkách dnešní krajiny obtížně dosažitelné, lze si ale představit, že v chráněných územích nebo obecně v nejcennějších oblastech by hospodařící subjekty množství hnojiv snížily za podmínek adekvátních kompenzací.

5 Závěr

1. Většina evropských mokřadů se neobejde bez nějaké formy managementu, přičemž ty nejčastější jsou pastva a sečení. Každý z nich se hodí pro poněkud odlišné podmínky a obecně je vhodné je provádět v nízké intenzitě a při vědomí ekologických nároků ptačích druhů, které na konkrétní lokalitě hnízdí a pro jejichž prospěch se daný management praktikuje. Je velmi výhodné tyto typy managementu kombinovat, aby se vytvořila dostatečná heterogenita vegetace a aby daný mokřad vyhovoval co nejvíce druhům mokřadního ptactva.

2. Vyhlášení ochrany dané oblasti je velmi vhodnou podmínkou k tomu, aby se zde mohl provádět aktivní management, ale zároveň samotná formální ochrana bez managementu není příliš účinná. Při územní ochraně je třeba mít pod kontrolou i okolí chráněné lokality, aby se zamezilo maření místního úsilí vnějšími vlivy, např. splachy živin nebo znečišťujících látek do mokřadů.

3. Použití regulačních kanálů je další velmi slibný typ managementu. Tyto kanály se nepoužívají pouze pro odvodňování, ale též se záměrně napouští vodou v takovém měřítku, že přetékají. Režim těchto kanálů lze tedy využít při různých extrémních podmínkách, nepřírodných obdobích sucha a záplav, které jsou i v České republice stále častější. Velmi dobře se též tento management dá kombinovat s pastvou.

4. U současných velkoplošných obnov mokřadů nelze mluvit o stoprocentním úspěchu při pohledu na populace mokřadních ptačích druhů. Obecně nejsou velkoplošné obnovy častým typem managementu kvůli své finanční náročnosti a většinou vytváří lepší podmínky v mokřadech pouze pro generalisty, nikoliv pro specialisty, na které by tyto obnovy měly být primárně zaměřené.

5. Bezzásahovost je přístup k péči o mokřady, který lze aplikovat úspěšně jen v některých případech, kde se například nevyskytuje primární ani sekundární znečištění člověkem. Další možnosti bezzásahového udržování mokřadů jsou oblasti s extrémním klimatem, které brání zarůstání mokřadů, jež je jinde běžné.

6. Pro management mokřadů v České republice tedy doporučuji zejména pastvu a sečení, které v těchto podmínkách alespoň z části eliminují hrozby v podobě zarůstání dominantními druhy vegetace a kanály pro regulaci vod, aby se předešlo nepřírodným podmínkám v podobě častého sucha a záplav, v kombinaci s vyhlásováním chráněných oblastí. Kontrolu predace by bylo vhodné provést v podobě reintrodukce vrcholových predátorů. Vypalování vegetace a bezzásahovost by pravděpodobně v podmínkách střední Evropy neměly pozitivní dopady na ptačí populace, a proto tyto typy managementu nedoporučuji.

6 Literatura

AMANO, T.; SZÉKELY, T.; SANDEL, B.; NAGY, S.; MUNDKUR, T.; LANGENDOEN, T.; BLANCO, D.; SOYKAN, C. U.; SUTHERLAND, W. J. (2018): Successful conservation of global waterbird populations depends on effective governance. Online. *Nature* 553: 199-202.

ANTONIAZZA, M.; CLERC, C.; LE NÉDIC, C.; SATTLER, T.; LAVANCHY, G. (2018): Long-term effects of rotational wetland mowing on breeding birds: evidence from a 30-year experiment. Online. *Biodiversity and Conservation* 27: 749-763.

ARMSWORTH, P. R.; CANTÚ-SALAZAR, L.; PARNELL, M.; DAVIES, Z. G.; STONEMAN, R. (2011): Management costs for small protected areas and economies of scale in habitat conservation. Online. *Biological Conservation* 144: 423-429.

AUSDEN, M.; SUTHERLAND, W.J.; JAMES, R. (2001): The effects of flooding lowland wet grassland on soil macroinvertebrate prey of breeding wading birds. *Journal of Applied Ecology* 38: 320–338.

AUSDEN, M. a HIRONS, G.J.M. (2002): Grassland nature reserves for breeding wading birds in England and the implications for the ESA agri-environment scheme. *Biological Conservation* 106: 279–291.

BIRÓ, M.; MOLNÁR, Z.; ÖLLERER, K.; LENGYEL, A.; ULICSNI, V., SZABADOS, K.; KIŠ, A.; PERIĆ, R.; DEMETER, L.; BABAI, D. (2020): Conservation and herding co-benefit from traditional extensive wetland grazing. Online. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 300: 106983.

BRAMBILLA, M.; RIZZOLLI, F.; FRANZOI, A.; CALDONAZZI, M.; ZANGHELLINI, S.; PEDRINI, P. (2020): A network of small protected areas favoured generalist but not specialized wetland birds in a 30-year period. Online. *Biological Conservation* 248: 108699.

BREGNBALLE, T.; AMSTRUP, O.; HOLM, T. E.; CLAUSEN, P.; FOX, A. D. (2014): Skjern River Valley, Northern Europe's most expensive wetland restoration project: benefits to breeding waterbirds. Online. *Ornis Fennica* 91: 4.

BRENNAN, E. K.; SMITH, L. M.; HAUKOS, D. A.; LAGRANGE, T. G. (2005): Short-term response of wetland birds to prescribed burning in Rainwater Basin wetlands. Online. *Wetlands* 25: 667-674.

CANTRELL, B.; MARTIN, L. J.; ELLIS, E. C. (2017): Designing Autonomy: Opportunities for New Wildness in the Anthropocene. Online. *Trends in Ecology & Evolution* 32: 156-166.

CHAMBERLAIN, D.E.; FULLER, R.J.; BUNCE, R.G.H.; DUCKWORTH, J.C.; SHRUBB, M. (2000): Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. Online. *Journal of Applied Ecology* 37: 771-788.

CHAN, K. Y.; OATES, A.; LI, G. D.; CONYERS, M. K.; PRANGNELL, R. J.; POILE, G.; LIU, D. L.; BARCHIA I. M. (2010): Soil carbon stocks under different pastures and pasture management in the higher rainfall areas of south-eastern Australia. Online. *Soil Research* 48: 7-15.

CONSTANTIN, I; ȘTEFAN, B. E.; ADRIAN, U.; LUCIAN, S.; ELENA, I. A.; CONSTANTIN, C. (2019): Relationship between Environmental Features and Bird Assemblages in the Wetlands of Eastern Romania. Online. *Present Environment and Sustainable Development* 13: 265-290.

CRAMP, S. (1992): *The birds of the western Palearctic*. 4. Oxford University Press.

DOMBROVSKI, V. C.; ZHURAU LIU, D. V. a ASHTON-BUTT, A. (2022): Long-term effects of rewilding on species composition: 22 years of raptor monitoring in the Chernobyl Exclusion Zone. Online. *Restoration Ecology* 30: e13633.

DOUGLAS, D. J. T.; LEWIS, M.; THATEY, Z.; TEUTEN, E. (2021): Wetlands support higher breeding wader densities than farmed habitats within a nature-rich farming system. Online. *Bird Study* 68: 100-111.

DRENT R.H. a DAAN S. (1980): The Prudent Parent: Energetic Adjustments in Avian Breeding. *Ardea* 55: 225-252.

- DURANT, D.; TICHIT, M.; KERNÉIS, E. a FRITZ, H. (2008): Management of agricultural wet grasslands for breeding waders: integrating ecological and livestock system perspectives—a review. Online. *Biodiversity and Conservation*. 17: 2275-2295.
- EGLINGTON, S. M.; GILL, J. A.; BOLTON, M.; SMART, M. A.; SUTHERLAND, W. J.; WATKINSON, A. R. (2007): Restoration of wet features for breeding waders on lowland grassland. Online. *Journal of Applied Ecology* 45: 305-314.
- EKHOLM, P. a MITIKKA, S. (2006) Agricultural Lakes in Finland: Current Water Quality and Trends. Online. *Environmental Monitoring and Assessment* 116: 111-135.
- EVERARD, M. (2008): Selection of taxa as indicators of river and freshwater wetland quality in the UK. Online. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 18: 1052-1061.
- FERNÁNDEZ, N.; NAVARRO, L. M. a PEREIRA, H. M. (2017): Rewilding: A Call for Boosting Ecological Complexity in Conservation. Online. *Conservation Letters* 10: 276-278.
- FRAIXEDAS, S.; LINDÉN, A.; LEHIKOINEN, A. (2015): Population trends of common breeding forest birds in southern Finland are consistent with trends in forest management and climate change. *Ornis Fennica* 92.4: 187-203.
- GASTON, K. J.; JACKSON, S. F.; NAGY, A.; CANTÚ-SALAZAR, L. a JOHNSON, M. (2008): Protected Areas in Europe. Online. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1134: 97-119.
- GOODWILLIE, C.; MCCOY, M. W.; PERALTA, A. L. (2020): Long-term nutrient enrichment, mowing, and ditch drainage interact in the dynamics of a wetland plant community. Online. *Ecosphere* 11: e03252.
- GRAVELAND J. (1998): Reed die-back, water level management and the decline of the Great Reed Warbler *Acrocephalus arundinaceus* in The Netherlands. *Ardea* 86: 187-201.
- GUADAGNIN, D. L. a MALTCHIK, L. (2007): Habitat and landscape factors associated with neotropical waterbird occurrence and richness in wetland fragments. Online. *Springer Netherlands* 5: 405-418.

HANOWSKI, J.A.M.; CHRISTIAN, D.P.; NELSON, M.C. (1999): Response of breeding birds to shearing and burning in wetland brush ecosystems. *Wetlands* 19: 584–593.

HARABIŠ, F.; TICHANEK, F.; TROPEK, R. (2013): Dragonflies of freshwater pools in lignite spoil heaps: Restoration management, habitat structure and conservation value. Online. *Ecological Engineering* 55: 51-61.

HOLM, T. E. a CLAUSEN, P. (2006): Effects of Water Level Management on Autumn Staging Waterbird and Macrophyte Diversity in Three Danish Coastal Lagoons. Online. *Biodiversity and Conservation* 15: 4399-4423.

KAUPINNEN, J. (1993): Densities and habitat distribution of breeding waterfowl in boreal lakes in Finland. *Finnish Game Research* 48: 24-45.

KLEPPEL, G. S. a FRANK, D. A. (2022): Structure and functioning of wild and agricultural grazing ecosystems: A comparative review. Online. *Frontiers in Sustainable Food Systems* 6: 945514.

KOUKI, J.; a VAANANEN, A. (2000): Impoverishment of resident old-growth forest bird assemblages along an isolation gradient of protected areas in eastern Finland. *Ornis Fennica* 77: 145-154.

LAIDLAW, R. A.; SMART, J.; SMART, M. A.; GILL, J. A. a FULLER, R. (2017): Scenarios of habitat management options to reduce predator impacts on nesting waders. Online. *Journal of Applied Ecology* 54: 1219-1229.

LEE, P. (2004): Boreal Canada: state of the ecosystem, state of industry, emerging issues and projections. *Report to the National Round Table on the Environment and the Economy. Global Forest Watch Canada. Edmonton.*

LEHIKOINEN, A.; RINTALA, J.; LAMMI, E.; PÖYSÄ, H. (2016): Habitat-specific population trajectories in boreal waterbirds: alarming trends and bioindicators for wetlands. Online. *Animal Conservation* 19: 88-95.

LINDENMAYER, D.; HOBBS, R. J.; MONTAGUE-DRAKE, R.; ALEXANDRA, J.; BENNETT, A. (2008): A checklist for ecological management of landscapes for conservation. Online. *Ecology Letters* 11: 78-91.

LONDE, D. W.; DAVIS, C. A.; LOSS, S. R.; ROBERTSON, E. P.; HAUKOS, D. A.; HOVICK, T. J. (2024): Climate change causes declines and greater extremes in wetland inundation in a region important for wetland birds. Online. *Ecological Applications* 34: e2930.

LORIMER, J.; SANDOM, C.; JEPSON, P.; DOUGHTY, C.; BARUA, M.; KIRBY, K. J. (2015): Rewilding: Science, Practice, and Politics. Online. *Annual Review of Environment and Resources* 40: 39-62.

MACDONALD, M.L A. a BOLTON, M. (2008) Predation on wader nests in Europe. Online. *Ibis* 150: 54-73.

MILSOM, T.P; HART, J.D; PARKIN, W.K; PEEL, S. (2002): Management of coastal grazing marshes for breeding waders: the importance of surface topography and wetness. Online. *Biological Conservation* 103: 199-207.

NAKAMURA, K.; TOCKNER K.; AMANO, K. (2006): River and Wetland Restoration: Lessons from Japan, *BioScience* 56: 419–429.

NEMETH, E. a SCHUSTER, A. (2016): Spatial and temporal variation of habitat and prey utilization in the Great White Egret *Ardea alba alba* at Lake Neusiedl, Austria. Online. *Bird Study* 52: 129-136.

NIEMCZYNOWICZ, A.; ŚWIĘTOCHOWSKI, P.; BRZEZIŃSKI, M.; ZALEWSKI, A. (2017): Non-native predator control increases the nesting success of birds: American mink preying on wader nests. Online. *Biological Conservation* 212: 86-95.

PASS, E.; PENSA, M.; a LOHMUS, A. (2022): Short-term effects of predator removal and habitat restoration on ground-nesting birds in drained forests. *Wetlands Ecol Manage* 30: 161–169.

PATINO, J. E. a ESTUPINAN-SUAREZ, L. M. (2016): Hotspots of Wetland Area Loss in Colombia. Online. *Wetlands* 36: 935-943.

PEACH, W.; BAILLIE, S.; UNDERHILL, L. (1991): Survival of British Sedge Warblers *Acrocephalus schoenobaenus* in relation to west African rainfall. Online. *Ibis* 133: 300-305.

PERINO, A.; PEREIRA, H. M.; NAVARRO, L. M.; FERNÁNDEZ, N.; BULLOCK, J. M.; CEAUSE, S.; CORTÉS-AVIZANDA, A.; VAN KLINK, R.; LOMBA, A.; PE'ER, G.; PLIENINGER, T.; BENAYAS, J. M. R.; SANDOM, C. J.; SVENNING, J. C.; WHEELER, H. C. (2019): Rewilding complex ecosystems. Online. *Science* 364: 6438.

PLATTEEUW, M.; FOPPEN, R. P.B.; VAN EERDEN, M. R. (2010): The Need for Future Wetland Bird Studies: Scales of Habitat use as Input for Ecological Restoration and Spatial Water Management. Online. *Ardea* 98: 403-416.

PÖYSÄ, H.; RINTALA, J.; LEHIKAINEN, A.; VÄISÄNEN, R. A. (2013): The importance of hunting pressure, habitat preference and life history for population trends of breeding waterbirds in Finland. Online. *European Journal of Wildlife Research* 59: 245-256.

PRIMACK, R. B. (2008): *A primer of conservation biology*. 4th ed. Sinauer Associates, Sunderland.

PROP, J. a VULINK, T. (1992): Digestion by Barnacle Geese in the Annual Cycle: The Interplay Between Retention Time and Food Quality. Online. *Functional Ecology* 6: 180-189.

RENDÓN, M.A.; GREEN, A.J.; AGUILERA, E.; ALMARAZ, P. (2008): Status, distribution and long-term changes in the waterbird community wintering in Doñana, south-west Spain. Online. *Biological Conservation* 141: 1371-1388.

ROBLEDANO, F.; ESTEVE, M. A.; FARINÓS, P.; CARREÑO, M. F.; MARTÍNEZ-FERNÁNDEZ, J. (2020): Terrestrial birds as indicators of agricultural-induced changes and associated loss in conservation value of Mediterranean wetlands. Online. *Ecological Indicators* 10: 274-286.

SAND-JENSEN, K.; PEDERSEN, N. L.; THORSGAARD, I.; MOESLUND, B.; BORUM, J.; BRODERSEN, K.P. (2008): 100 years of vegetation decline and recovery in Lake Fure, Denmark. Online. *Journal of Ecology* 96: 260-271.

SANTAMARÍA, L.; MONTES, C.; HOOTSMANS, M. J. M. (1996): Influence of environmental parameters on the biomass development of *Ruppia drepanensis* populations in Doñana National park: the importance of conditions affecting the underwater light climate. Online. *International Journal of Salt Lake Research* 5: 157-180.

SCHMIDT, M. H.; LEFEBVRE, G.; POULIN, B.; TSCHARNTKE, T. (2005): Reed cutting affects arthropod communities, potentially reducing food for passerine birds. Online. *Biological Conservation* 121: 157-166.

SEBASTIÁN-GONZÁLEZ, E. a GREEN, A. J. (2014): Habitat Use by Waterbirds in Relation to Pond Size, Water Depth, and Isolation: Lessons from a Restoration in Southern Spain. Online. *Restoration Ecology* 22: 311-318.

SIFFERT, O.; PELLET, J.; RAMSEIER, P.; TOBLER, U.; BERGAMINI, A.; SCHMIDT, B. R. (2022): Where Land and Water Meet: Making Amphibian Breeding Sites Attractive for Amphibians. Online. *Diversity* 14: 834.

SOULÉ, M. E.; NOSS R. (1998): Rewilding and biodiversity: Complementary goals for continental conservation. *Wild Earth* 8: 18–28.

STEPHENS, S. E.; ROTELLA, J. J.; LINDBERG, M. S.; TAPER, M. L. a RINGELMAN, J. K. (2005): DUCK NEST SURVIVAL IN THE MISSOURI COTEAU OF NORTH DAKOTA: LANDSCAPE EFFECTS AT MULTIPLE SPATIAL SCALES. Online. *Ecological Applications* 15: 2137-2149.

STROHBACH, M. W.; KOHLER, M. L.; DAUBER, J.; KLIMEK, S. (2015): High Nature Value farming: From indication to conservation. Online. *Ecological Indicators* 57: 557-563.

TAPPER, S. (1992): *Game Heritage: An Ecological Review from Shooting and Gamekeeping Records*. Game Conservancy.

THAPA, K. a LINDNER, A. (2023): Beyond Protected Areas: Assessing Management Effectiveness of a Ramsar Site in Nepal. *Diversity* 15: 593.

TSCHARNTKE, T.; KLEIN, A. M.; KRUESS, A.; STEFFAN-DEWENTER, I.; THIES, C. (2005): Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. Online. *Ecology Letters* 8: 857-874.

TURNER, R. K. a LEWISS, R. R. (1996): Hydrologic Restoration of Coastal Wetlands, 65-72.

TURNER, R. K.; VAN DEN BERGH, J. C. J. M.; SÖDERQVIST, T.; BARENDREGT, A.; VAN DER STRAATEN, J.; MALTBY E.; VAN IERLAND, E. C. (2000): Ecological-economic analysis of wetlands: scientific integration for management and policy. Online. *Ecological Economics* 35: 7-23.

UDO DE HAES, H. A.; TAMIS, W. L. M.; CIERAAD, E.; VAN DER WEIJDEN, W. J. (2020): Comparison of breeding bird trends between the Netherlands and Europe. Online. *Bird Study* 67: 459-471.

VÄISÄNEN, R.A.; LAMMI, E.; KOSKIMIES, P. (1998): *Distribution, numbers and population changes of Finnish breeding birds*. Finnish Museum of Natural History.

VALKAMA, J. (2011): *The third Finnish breeding bird atlas*.

VAN DER PUTTEN, W. H. (1997): Die-back of *Phragmites australis* in European wetlands: an overview of the European Research Programme on Reed Die-back and Progression (1993–1994). Online. *Aquatic Botany* 59: 263-275.

VAN EERDEN, M. R.; LENSELINK, G.; ZIJLSTRA, M. (2010): Long-Term Changes in Wetland Area and Composition in the Netherlands Affecting the Carrying Capacity for Wintering Waterbirds. Online. *Ardea* 98: 265-282.

VAZQUEZ, M. S.; AMICO, G. C. (2023): Nest predation in Patagonian wetlands: predator assemblage and microhabitat characteristics. Online. *Emu - Austral Ornithology* 123: 24-34.

VAZQUEZ, M. S.; ZAMORA-NASCA, L. B.; RODRIGUEZ-CABAL, M. A.; AMICO, G. C. (2021) Interactive effects of habitat attributes and predator identity explain avian nest predation patterns. Online. *Emu - Austral Ornithology* 121: 250-260.

VENNE, L.S. a FREDERICK, P.C. (2013): Foraging Wading Bird (Ciconiiformes) Attraction to Prescribed Burns in an Oligotrophic Wetland. *fire ecol* 9: 78–95.

WALESIAK, M.; MIKUSIŃSKI, G.; BOROWSKI, Z. (2022): Large fire initially reduces bird diversity in Poland's largest wetland biodiversity hotspot. *Biodivers Conserv* 31: 1037–1056.

WETZEL, R. G. (2001) *Limnology: lake and river ecosystems*. Gulf professional publishing.

YUAN, H. a ZHANG, R. (2010): Changes in wetland landscape patterns on Yinchuan Plain, China. Online. *International Journal of Sustainable Development & World Ecology* 17: 236-243.

ZEDLER, J. B. (2000): Progress in wetland restoration ecology. Online. *Trends in Ecology & Evolution* 15: 402-407.

ZHAO, T.; ZHANG, F.; SUO, R.; ZHEN, J.; QIAO, J.; ZHAO, M.; BAI, K.; ZHANG, B. (2023): The importance of functional diversity in regulating forage biomass and nutrition: evidence from mowing in semiarid grasslands. Online. *Restoration Ecology* 31: e13742.

ŻMIHORSKI, M.; PÄRT, T.; GUSTAFSON, T.; BERG, Å. ; ROHR, J. (2016): Effects of water level and grassland management on alpha and beta diversity of birds in restored wetlands. Online. *Journal of Applied Ecology* 53: 587-595.