

Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta

Ústav pro životní prostředí

Studijní program: Environmentální vědy



Mgr. Lenka Dvořáková

**Biodiverzita ptáků a její ochrana v rozptýlené zeleni Střední Evropy –
význam biotopu, krajinné mozaiky a managementu**

**Bird biodiversity and its conservation in Central European non-forest
woody vegetation – the importance of habitat, landscape mosaic
and management**

Disertační práce

Školitel: prof. Mgr. Jiří Reif, Ph.D.

Praha, 2024

Prohlášení

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

Poděkování

Téma ochrany ptáků v rozptýlené zeleni mě provázelo celou érou vysokoškolského studia. Přineslo mi úžasné zážitky z terénu, ornitologické zkušenosti, větší porozumění krajině, ve které žijeme, a upřímnou lásku k ní. Přineslo mi také mnohé výzvy, fyzické i psychické vyčerpání a poznávání vlastních limitů, a to nejen při velkém množství dlouhých a dalekých terénních výjezdů za sběrem dat. Největší výzva mě však čekala v posledním roce mého studia, kdy jsem se stala kromě šťastné doktorandky, ekoložky a manželky také šťastnou maminkou. To, že jsem se zvládla plně do této nové role ponořit, a přitom publikovat poslední články a napsat tuto disertaci, je bez nadsázky mým dosavadním největším životním úspěchem. Odnáším si z něho utvrzení, že ochrana přírody bude vždy mým tématem, bez ohledu na to, jak se změní můj život nebo role ve společnosti. Tohoto úspěchu bych však nikdy nedosáhla bez svých kolegů a blízkých lidí, kteří při mně stáli. Je to i jejich úspěch. Na tomto místě bych jim proto ráda poděkovala.

Děkuji Adamovi, mému úžasnému manželovi, za to, že věří ve mě a v má životní rozhodnutí, a že je žije spolu se mnou bez ohledu na to, jak náročné to může být. Děkuji celé své rodině za podporu, zejména mým rodičům, kteří mě vždy podporovali a podporují všemi možnými prostředky. Děkuji svému školiteli, Jirkovi Reifovi, za jeho vedení, důvěru, trpělivost, motivaci, pozitivní přístup, nadhled, odborné zázemí, velký osobnostní vzor, pochopení a laskavost. Zároveň mu děkuji za všechny příležitosti k růstu, za společnou cestu celých 10 let, na které mi byl průvodcem. Děkuji Honzovi Hanzelkovi a Dušanu Romportlovi, bez jejichž pomoci a dovedností by nejspíš nikdy nevznikl článek číslo 3, který jsme dokončovali již během mých probdělých nocí na mateřské.

Nakonec děkuji svému synovi Vítkovi. Za to, že se narodil právě nám, a právě v tento čas a že se stal smyslem mého života a důvodem pro to, co dělám.

Financování

Výzkum byl podpořen Grantovou agenturou Univerzity Karlovy v rámci projektů GAUK 70120 a PRIMUS/17/SCI/16 a Technickou agenturou České republiky v rámci projektu Prostředí pro život, projektu SS03010162.

Obsah

Abstrakt	5
Abstract	6
Přehled článků a podíl autora	7
Úvod	8
Cíle práce.....	14
Vliv rozlohy, izolovanosti a tvaru rozptýlené zeleně	15
Vliv podoby biotopu rozptýlené zeleně (<i>článek 1</i>).....	17
Vliv heterogenity krajinné mozaiky s rozptýlenou zelení (<i>článek 2</i>)	20
Krajinná mozaika formovaná armádním disturbančním režimem (<i>článek 2</i>)	23
Změny krajinné mozaiky po vymizení armádního disturbančního režimu (<i>článek 3</i>)	25
Vliv různých typů managementu v krajině s rozptýlenou zelení (<i>článek 4</i>)	27
Závěr.....	30
Seznam literatury.....	33
Příloha: články.....	43
Článek 1.....	44
Článek 2.....	59
Článek 3.....	75
Článek 4.....	86

Abstrakt

Rozptýlená zeleň je nedílnou součástí krajiny střední Evropy. Zahrnuje všechny možné podoby dřevin rostoucích mimo les, zemědělskou kulturu a lidská sídla, a představuje tak neproduktivní biotop klíčový při ochraně biodiverzity v zemědělské krajině. V této disertační práci hledám odpověď na otázku, jaké faktory biodiverzitu v rozptýlené zeleni ovlivňují a jakým způsobem, přičemž sleduji vliv především na ptáky jako na indikační skupinu citlivou na změny v zemědělské krajině. V celkem čtyřech publikacích jsme se zaměřili na bílá místa v dosavadním výzkumu – na podobu biotopu rozptýlené zeleně, na podobu krajinné mozaiky a na aplikovaný management. Ukázali jsme, že všechny tyto faktory významně ovlivňují biodiverzitu ptáků, a tím i úspěšnost ochranných opatření a zemědělských dotací na rozptýlenou zeleň orientovaných. Zatímco zeleň v podobě vzrostlých a druhově pestrých porostů původních dřevin podpoří spíše druhy lesní a zároveň vysoký celkový počet druhů ptáků, porosty obohacené o různá časnější sukcesní stadia podpoří spíše druhy zemědělské krajiny. Dále, že v krajinném kontextu je pro vysoký počet druhů ptáků klíčová biotopová diverzita, pro ohrožené druhy je však přínosná zejména jemnozrnnost mozaiky rozptýlené zeleně. Ukázali jsme, že takovouto cennou jemnozrnnou mozaiku rozptýlené zeleně najdeme na příklad ve vojenských prostorech díky zvláštnímu disturbančnímu režimu vznikajícímu jako druhotný efekt armádního výcviku. Po ukončení těchto disturbancí mozaika rozptýlené zeleně postupně zaniká nejen přeměnou na urbánní prostředí, ale také přirozenou sukcesí. Působení přirozené sukcese lze zvrátit vhodně zvoleným managementem – podle našich výsledků se jeví pro ochranu biodiverzity ptáků vhodná zejména ochranná, ale i zemědělská pastva. Nicméně srovnání ptáků s jinými taxony odhaluje značné rozdíly v managementových preferencích, z čehož vyvozujeme, že význam ptáků jako indikátorů dalších složek biodiverzity je třeba brát s rezervou. Výsledky této práce akcentují fakt, že rozptýlená zeleň hostí široké spektrum druhů s různými ekologickými nároky a že klíčem k ochraně biodiverzity je tedy kromě zajištění jejího dostatečného množství v krajině především zajištění její různorodosti, a to v lokálním i krajinném měřítku.

Abstract

Non-forest woody vegetation is an integral part of the Central European landscape. It includes all possible forms of woody vegetation growing outside of forests, agricultural production, and human settlements; it thus represents a non-productive habitat crucial to the conservation of farmland biodiversity. In this dissertation, I am looking for an answer to the question of what factors affect biodiversity in non-forest woody vegetation and in what way, observing the effect mainly on birds as an indicator group sensitive to changes in the agricultural landscape. In a total of four publications, we focused on the white spots in research to date – habitat characteristics of non-forest woody vegetation, characteristics of the landscape mosaic, and applied management. We have shown that all these factors significantly affect bird biodiversity and, thus, the success of conservation measures and agricultural subsidies oriented towards non-forest woody vegetation. While woody vegetation in the form of mature and species-variegated stands of native trees will rather support forest species and, at the same time, a high total number of species, stands enriched by various earlier stages of succession will rather support farmland species. Furthermore, we show that in the landscape context habitat diversity is key for a large number of bird species, but for endangered species the fine-grained mosaic of non-forest woody vegetation is especially beneficial. We show that such a valuable fine-grained mosaic of non-forest woody vegetation can be found, for example, in military training areas thanks to the special disturbance regime arising as a secondary effect of military training. When these disturbances end, the mosaic of non-forest woody vegetation gradually disappears by transformation into urban areas, as well as by natural succession. The effect of natural succession can be reversed by suitably chosen disturbance management - based on to our results, conservation grazing (but also agricultural grazing) appears to be particularly suitable for the protection of bird biodiversity. However, comparisons of birds with other taxa reveal considerable differences in management preferences. The results of this work emphasize the fact that non-forest woody vegetation hosts a wide range of species with different ecological requirements and that the key to protecting biodiversity is, in addition to ensuring its sufficient quantity in the landscape, above all ensuring its diversity, both on a local and landscape scale.

Přehled článků a podíl autora

Článek 1

Dvořáková, L., Kuczyński, L., Rivas-Salvador, J., & Reif, J. (2022). Habitat characteristics supporting bird species richness in mid-field woodlots. *Frontiers in Environmental Science*, 10, 816255. <https://doi.org/10.3389/FENVS.2022.816255>

LD přispěla k designu studie, provedla většinu terénních prací a většinu statistických analýz, napsala rukopis; podíl 80%.

Článek 2

Dvořáková, L., Hernová, J., Bušek, O., & Reif, J. (2023). Relationships between bird species richness and different facets of landscape heterogeneity – insights from a military area. *Journal of Vertebrate Biology*, 72, 23012. <https://doi.org/10.25225/jvb.23012>

LD zanalyzovala data a napsala rukopis; podíl 60%.

Článek 3

Dvořáková, L., Hanzelka, J., Romportl, D., & Reif, J. (2024). Habitat changes explain shifts in bird community composition in abandoned military training areas: Lessons for conservation. *Journal for Nature Conservation*, 79, 126612. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2024.126612>

LD se podílela na designu studie, koordinovala terénní práce a zároveň se na nich z velké části podílela, přispěla ke statistickým analýzám, napsala rukopis; podíl 50%.

Článek 4

Reif, J., Chajma, P., Dvořáková, L., Koptík, J., Marhoul, P., Čížek, O., & Kadlec, T. (2023). Biodiversity changes in abandoned military training areas: relationships to different management approaches in multiple taxa. *Frontiers in Environmental Science*, 11, 1243568. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1243568>

LD přispěla k designu studie, podílela se na sběru dat a přispěla ke psaní rukopisu; podíl 30%.

Školitel potvrzuje, že uvedené podíly studenta na jednotlivých publikacích odpovídají skutečnosti.

Dne 8. 9. 2024 v Praze

prof. Jiří Reif, školitel

Úvod

Pojem „rozptýlená zeleň“ označuje dřevinnou vegetaci, která se nachází mimo intravilány obcí a není ani lesem ani zemědělskou kulturou (Kolařík, 2003). Z této definice je patrné, že jde do velké míry o pojem „sběrný“, který v sobě ukrývá pestrou paletu krajinných prvků různé velikosti, původu i účelu. Může jít o zbytky lesů, které se dochovaly na zemědělsky nevyhovných a nedostupných místech, o dřeviny náhodně zavlečené, o plochy opuštěné s různými stadii sukcesní vegetace, či o dřeviny člověkem záměrně vysazované z nejrůznějších důvodů (Kavka & Šindelářová, 1978). Rozptýlená zeleň je nedílnou součástí volné krajiny střední Evropy – vyskytuje se v podobě solitérních dřevin, doprovodné vegetace cest a vodních toků, remízků, zarostlých mezí, křovin, větrolamů, lesíků atd. – a má tak klíčový význam při utváření krajinného rázu (Baudry et al., 2000; Hanuš et al., 1979).

Rozptýlená zeleň nemá pro člověka primárně produkční funkci, není tedy vystavena takovému tlaku lidského působení jako produkční biotopy a je jí zachován alespoň do určité míry přirozený (tzv. polopřirodní) charakter. Právě proto je, spolu s ostatními neprodukčními biotopy, klíčová pro zachování biodiverzity a pro funkčnost krajiny v ekologickém slova smyslu (Montgomery et al., 2020; Šálek et al., 2022). V současné intenzivně obdělávané zemědělské krajině potýkající se s drastickým propadem biodiverzity (Stoate et al., 2009) rozptýlená zeleň poskytuje vhodné podmínky k životu řadě organismů, včetně mnoha ohrožených druhů – ať už jde o lišejníky a houby (Horak et al., 2014), rostliny (Bergmeier et al. 2010), hmyz (Sebek et al., 2016) nebo obratlovce (Fuller et al., 2004). Díky pestré škále stanovištních podmínek zde najdeme druhy s různými biotopovými preferencemi od druhů otevřené krajiny až po druhy lesní (Haslem & Bennett, 2008; Sebek et al., 2016; Takkis et al., 2018). Mnoho z nich je dokonce na rozptýlenou zeleň svým výskytem úzce vázáno, neboť ta představuje v podstatě jedinou alternativu k jejich přirozenému, dnes již člověkem zcela potlačenému prostředí lesostepi (Wright et al., 2011). Rozptýlená zeleň umožňuje i migraci organismů krajinou, neboť funguje jako tzv. koridory či nášlapné kameny v intenzivně modifikovaném, těžko prostupném antropogenním prostředí (Gauffre et al., 2022; Mehlman et al., 2005; Wehling & Diekmann, 2009). Také poskytuje organismům možnost úkrytu před predátory, zemědělskými stroji či nepříznivým počasím působícími na otevřených zemědělských plochách (Doherty & Grubb, 2000), představuje klíčový zdroj potravy, a to i po sklizni a v zimním období (Hinsley & Bellamy, 2000), a dále plní řadu specifických funkcí ve vztahu k ekologickým potřebám konkrétních druhů organismů. Například slouží

jako nepostradatelná součást teritoria pro strnada lučního (*Emberiza calandra*), který ji využívá k přednesu zpěvu – tzv. song post (Ceresa et al., 2012), nebo pro ťuhýka obecného (*Lanius collurio*), který ji potřebuje jako vhodné „čihadlo“ pro lov (Morelli et al., 2016).

Nicméně za poslední půlstoletí byla rozptýlená zeleň v evropské krajině výrazně potlačena, a s ní i biodiverzita na ni vázaná. Hlavní podíl na tom měla intenzifikace zemědělství, která nastoupila po konci druhé světové války a vyústila ve výraznou homogenizaci krajiny (Benton et al., 2003). Rozloha polí se díky novým možnostem těžké techniky zvětšovala na úkor neproduktivních biotopů. Rozptýlená zeleň byla odstraňována, neboť ubírala produkční plochu a snižovala výnos z okolo pěstovaných plodin (Huth & Possingham, 2007; MacDonald & Johnson, 2000). Naopak v okrajových oblastech došlo k zániku tradičního zemědělství a opuštění krajiny, což vedlo k postupnému zarůstání otevřených ploch a přeměně rozptýlené zeleně v souvislé křovinné či lesní porosty (Bengtsson et al., 2000; Foley et al., 2011).

V současnosti jsou již negativní dopady tohoto vývoje všeobecně známy, jeho definitivní zvrácení je však palčivou výzvou pro vědce, ochránáře i politiky. Pro efektivní dotační politiku i ochránářskou péči je nejprve potřeba pomocí empirického výzkumu zjistit, jaké faktory biodiverzitu v rozptýlené zeleni ovlivňují.

Díky období, kdy vědeckou komunitou silně rezonovala ostrovní teorie biogeografie (MacArthur & Wilson, 1967) a s ní související tzv. species-area relationship (Connor & McCoy, 1979), je poměrně dobře popsán vztah mezi počtem druhů a rozlohou, případně izolovaností jednotlivých ostrůvků rozptýlené zeleně (Mason, 2001; McCollin, 1993; Opdam et al., 1985). Pozornost byla věnována i tvaru, respektive členitosti ostrůvků rozptýlené zeleně a projevu tzv. okrajového efektu (Bellamy et al., 1996; Villard et al., 1999). Krajinná ekologie se pak zabývala otázkou, jak ovlivňuje biodiverzitu vzájemná konfigurace ostrůvků zeleně v krajině měřítku (tzv. diskuse SLOSS – single large or several small; např. Loman & Von Schantz, 1991). Častým nedostatkem studií z této doby bývá, že se primárně zabývaly problematikou lesní fragmentace a neuvažovaly rozptýlenou zeleň jako svébytný biotop se specifickým složením společenstva, tudíž interpretace výsledků často nejsou pro ochranu biodiverzity v rozptýlené zeleni aktuální.

Méně pozornosti bylo věnováno tomu, jak biodiverzitu ovlivňuje podoba vlastního biotopu rozptýlené zeleně, heterogenita krajině mozaiky, případně aplikovaný management (Sebek et al., 2016; Takkis et al., 2018). Situaci komplikuje i fakt, že míra dosavadního poznání se

velmi liší mezi jednotlivými typy rozptýlené zeleně. Nejvíce pozornosti bylo doposud věnováno liniové zeleni podél polí (Forman & Baudry, 1984; Hinsley & Bellamy, 2000; Montgomery et al., 2020). Méně je známo o biodiverzitě ostrůvkovitých, tzv. plošných porostů (např. Hinsley et al., 1995; Kujawa, 2002; Vanhinsbergh et al., 2002) a ještě méně o drobných, tzv. bodových prvcích rozptýlené zeleně, jako jsou solitérní dřeviny (Fischer et al., 2010; Prevedello et al., 2018; Pustkowiak et al., 2021). Stejně tak jsou poměrně vzácné studie, které se věnují rozptýlené zeleni v krajinném měřítku (Bennett et al., 2006; Wuczynski, 2016). Tato disertační práce se proto zabývá významem podoby vlastního biotopu v jednotlivých ostrůvkách rozptýlené zeleně, významem heterogenity krajinné mozaiky a dopady různých typů managementu, a to především u plošné a bodové zeleně na různých prostorových škálách.

Za tímto účelem je potřeba zmapovat biodiverzitu v rozptýlené zeleni a podívat se, jaké parametry biotopu, krajinného kontextu či lidských aktivit ji významně ovlivňují. Protože ale není reálně možné mapovat všechny taxony biodiverzity, pracovali jsme především s taxonem, který se běžně užívá jako indikátor celkové biodiverzity – s ptáky. Ptáci se nabízejí jako modelový taxon již proto, že jsou z ekologického a taxonomického hlediska dobře prozkoumanou skupinou, v přírodě jsou snadno detekovatelní a rozpoznatelní, metody při jejich sčítání jsou již osvědčené a nenáročné na finance či materiálové vybavení, a v neposlední řadě existuje v našem prostředí mnoho zkušených ornitologů, které lze do monitoringu zapojit (Fraixedas et al., 2020). Ptáci se nachází na konci potravního řetězce, a tak nepřímou odrazí i biodiverzitu taxonů nacházejících se v potravním řetězci níže. Zároveň díky schopnosti letu tak činí na velkých prostorových škálách (Eglington et al., 2012). V neposlední řadě jsou ptáci skupinou velmi citlivě reagující na změny spojené s intenzifikací zemědělství a často jsou užíváni jako jeden z indikátorů při vyhodnocování účinnosti opatření na ochranu biodiverzity v zemědělské krajině (Gottschalk et al., 2010; Morelli et al., 2014). Všechny tyto vlastnosti z nich činí vhodný modelový taxon pro náš výzkum.

Nejjednodušší a zároveň nejčastěji používanou metodou, jak kvantifikovat biodiverzitu společenstva ptáků, je zjistit celkový počet druhů (druhové bohatství) ptáků na dané lokalitě či v regionu (Magurran, 2004; Whittaker, 1972). Počet druhů je srozumitelný i široké veřejnosti, politikům a úředníkům, a je tak důležitou informací při implementaci výsledků ochrannářských studií (Weber et al., 2004). V této práci jsme použili prostý počet druhů k porovnání lokální druhové diversity uvnitř různých ostrůvků rozptýlené zeleně (článek 1) a k porovnání krajinné diversity ptáků uvnitř a vně vojenského újezdu (článek 2). Uvažování

pouze v rámci celkového počtu druhů má však určitá omezení – empirický výzkum opakovaně upozornil na to, že tento údaj může vypovídat spíše o počtu běžných a široce rozšířených druhů, tzv. generalistů, a naopak opomíjet trendy ochránářsky významných druhů (Lennon et al., 2004), stejně tak mohou celkový počet druhů navyšovat zavlečené nepůvodní druhy (Leroy et al., 2023). Zároveň celkový počet druhů postrádá informaci o druhové skladbě společenstva, skrze kterou můžeme nahlédnout dopadu hospodaření a změn v krajině (Fleishman et al., 2006). Proto jsme se zaměřili i na počet druhů v rámci dílčích ekologických podskupin ptáků – lesních druhů a druhů zemědělské krajiny (článek 1) a chráněných druhů (článek 2). Ještě komplexnější informaci o druhové diverzitě společenstva získáme, pokud použijeme některý z indexů diversity, které v sobě kombinují počet druhů s informací o jejich početnosti. Pro potřeby našeho výzkumu jsme využili široce rozšířený Shannon index (článek 1; Gotelli & Colwell, 2001). Pro vyjádření změny biodiverzity společenstva v čase se jeví místo počtu druhů jako vhodnější použít změnu jejich početnosti (abundance) (Storch et al., 2023). Proto jsme použili změnu početnosti druhů při modelování dopadu biotopových změn v krajině a různých typů managementu, kdy jsme porovnávali stav ptačí biodiverzity na stejných místech s odstupem dvanácti let (článek 3 a 4). Ani v tomto případě jsme nesledovali pouze změny celkové početnosti, ale také početnosti ohrožených druhů a šesti ekologických podskupin klasifikovaných na základě preference sukcesního stadia a vlhkosti stanoviště (článek 4).

Tato disertační práce hledá odpověď na otázku, jaké faktory biodiverzitu ptáků v rozptýlené zeleni ovlivňují a jakým způsobem. Jinými slovy, jak by měla rozptýlená zeleň ideálně vypadat, aby co nejvíce podpořila biodiverzitu ptáků v krajině. Podle ekologické teorie by měla být jedním z klíčových faktorů podoba vlastního habitatu rozptýlené zeleně (Guisan & Thuiller, 2005) (článek 1). Podle dosavadní literatury lze očekávat, že více druhů ptáků se bude nacházet v porostech s vyvinutější strukturou dřevinné vegetace (tj. vegetace vyšší a/nebo s hustším zápojem jednotlivých vegetačních pater), neboť zde bude více dostupného biotopu, který druhy mohou využít (Hinsley & Bellamy, 2000). Také předpokládáme, že více druhů ptáků se bude nacházet v porostech s vyšší biotopovou diverzitou, neboť zde bude více různých ekologických nik, díky čemuž zde najde životní prostor více různých druhů s odlišnými ekologickými nároky (Fuller et al., 2004). A nakonec předpokládáme, že druhovou diverzitu ptáků může ovlivnit i přítomnost nepůvodních druhů dřevin, které mohou určitým způsobem měnit charakter stanoviště a nabídku zdrojů v rozptýlené zeleni (J. Reif et al., 2016).

Přesuneme-li pozornost od lokálního ke krajinnému měřítku, druhovou diverzitu ptáků v krajině s rozptýlenou zelení bude pravděpodobně ovlivňovat nejen celková rozloha a izolovanost ostrůvků, ale také jejich celkový počet vypovídající o jemnosti krajinné mozaiky. Zároveň bude hrát nejspíš velkou roli i celková biotopová diverzita v krajině (Haslem & Bennett, 2008) (článek 2). Neboť čím více se v krajině o dané rozloze nachází ostrůvků rozptýlené zeleně, tím více biotopových příležitostí zde mohou nacházet druhy ptáků specializované na kombinaci otevřených a dřevinných biotopů, mezi které se řadí i velká část ohrožených druhů zemědělské krajiny. Zároveň krajina může být prostupnější pro druhy lesní (Hinsley et al., 1995; Pustkowiak et al., 2021). Vyšší biotopová diverzita zas umožňuje, podobným mechanismem jako na lokální úrovni, koexistenci více druhů ptáků s odlišnými nároky na biotop (Evans et al., 2005).

Velký prostor tato práce věnuje i otázce, zda hraje roli, jakým způsobem je rozptýlená zeleň formována a udržována. Rozptýlená zeleň je pro ptáky (a organismy obecně) de facto člověkem uměle vytvořená alternativa k původní lesostepní mozaice, která byla formována dynamicky a nahodile prostřednictvím přírodních disturbancí (požáry, polomy, pastva, sešlap velkých kopytníků aj.) (Ložek, 2007; Vera, 2000). V současnosti je rozptýlená zeleň spojena především se zemědělskou krajinou, kde jsou plochy přirozených otevřených biotopů (stepí, mokřadů, slatin, písků, skalních úbočí apod.) nahrazeny zemědělsky obdělávanými půdními bloky (poli, loukami, pastvinami), které vzhledem k intenzivnímu způsobu hospodaření často v krajině naprosto dominují. Porosty rozptýleného charakteru můžeme ale najít i v chráněných územích, kde jsou v zájmu ochrany biodiverzity simulovány tradiční zemědělské zásahy nebo přirozené disturbanční procesy tak, aby otevřené biotopy zůstaly zachovány navzdory sukcesním procesům (Fuller et al., 2017). Tato snaha o co největší přirozenost disturbancí má však značné limity, neboť se ukazuje, že současné paradigma ochrany přírody o tom, co je v krajině „přirozené“, může být poněkud zavádějící (Fuller et al., 2017) a zároveň že ochranné zásahy selhávají v zajištění dostatečně heterogenního prostředí (Prevedello et al., 2018). Jsou totiž dopředu plánované, naráží na byrokratická omezení a často probíhají (či naopak neprobíhají) nárazově a plošně, což plyne z limitace časem, financemi či lidskými zdroji (Konvicka et al., 2008). Zajímavou alternativou pro výzkum přírodě blízké rozptýlené zeleně jsou vojenské výcvikové prostory, kde mozaika otevřených biotopů a dřevin vzniká jako vedlejší produkt vojenských aktivit (přemísťování pěších jednotek, hloubení zákopů, výbuchy ostré munice, pojezdy těžké techniky aj.). Vojenské disturbance se totiž podobají těm přírodním tím, že jsou nahodilé v prostoru, čase i intenzitě (Warren et al., 2007). Ukazuje se,

vojenské výcvikové prostory jsou v Evropě významným refugiem biodiverzity a že klíčem k této biodiverzitě je často právě heterogenní mozaika otevřených biotopů a rozptýlené zeleně (Bušek & Reif, 2017; Harabiš & Dolný, 2018; Warren & Büttner, 2008).

V posledních desetiletích došlo však na mnoha vojenských prostorech v Evropě k ukončení armádních aktivit (Cizek et al., 2013; Ellwanger & Reiter, 2019; Jiří Reif & Marhoul, 2010) a je otázkou, jak se změní charakter krajinné mozaiky a její biodiverzita po vymizení armádního disturbančního režimu (článek 3). Místa opuštěná armádou mohou být ponechána přirozené sukcesi, velmi často je zde však dříve či později zaveden jiný způsob využití – nejčastěji jde o zemědělské využití, výstavbu fotovoltaických elektráren či rekreačních areálů nebo ochranářskou péči (Beleco, 2024). Ta k udržení otevřeného charakteru biotopů využívá různých nástrojů od klasických jako je výřez křovin, seč a oplůtková pastva až po novátorské jako je rewilding nebo pojezdy motorovými vozidly (Marhoul et al., 2024). Porovnání dopadu různých způsobů využití včetně různých typů ochranářského managementu opuštěných vojenských prostorů s rozptýlenou zelení (článek 4) je zásadní nejen pro doplnění mezery ve vědeckém výzkumu, ale také klíčové pro aplikovanou ochranu přírody, kdy nové poznatky mohou výrazně zefektivnit rozhodování státní správy i nevládních organizací. Ač je tato disertační práce především o ptácích, v této poslední části zjištěné dopady managementu na ptáky porovnáváme se třemi dalšími taxony – rostlinami, rovnokřídlým hmyzem a motýly. Toto porovnání je jistě z ochranářského hlediska zajímavé a zároveň velmi potřebné – neboť ptáci jsou zcela určitě klíčovým indikačním (a proto výzkumem často upřednostňovaným) taxonem, je však otázkou, do jaké míry odráží managementové preference i dalších, ekologicky tolik odlišných taxonů.

Cíle práce

- Zjistit, jaké vlastnosti biotopu ovlivňují biodiverzitu ptáků v porostech rozptýlené zeleně (článek 1).
- Zjistit, jak různé složky heterogenity ovlivňují biodiverzitu ptáků v krajinné mozaice s rozptýlenou zelení (článek 2).
- Zjistit, zda se krajinná mozaika formovaná armádním disturbančním režimem v různých složkách heterogenity liší oproti běžné zemědělské krajině (článek 2).
- Vyhodnotit změny v krajině s rozptýlenou zelení a její biodiverzitě ptáků po vymizení armádního disturbančního režimu (článek 3).
- Vyhodnotit dopad různých typů následného managementu na biodiverzitu ptáků v této krajině a zjištěné porovnat s preferencemi jiných taxonů (článek 4).

Vliv rozlohy, izolovanosti a tvaru rozptýlené zeleně

I když vliv rozlohy rozptýlené zeleně, jejího tvaru a izolovanosti není předmětem této práce, považuji za důležité ho zde alespoň stručně představit, neboť jde o vlastnosti, které diverzitu ptáků významně ovlivňují. Často se mohou do podoby společenstva promítat i silněji než všechny další faktory, které v této práci zkoumám. Především rozloha hraje u tohoto biotopu, který je z podstaty věci na plochu omezený, klíčovou roli, a proto se na její efekt budu v průběhu textu několikrát odkazovat.

Z pohledu ostrovní teorie biogeografie lze rozptýlenou zeleň považovat za ostrůvky „lesního“ biotopu nacházející se v matrici otevřené krajiny, přičemž pro organismy, které rozptýlenou zeleň osidlují, je tato okolní matrice (alespoň do určité míry) nehostinná a těžko překonatelné prostředí. Podle této úvahy je počet druhů v ostrůvku rozptýlené zeleně dán především jeho rozlohou a izolovaností od okolního „lesního“ prostředí (Loman & Von Schantz, 1991; Tworek, 2002). Platnost tohoto teoretického modelu však v praxi pokulhává, neboť zdaleka ne všechny organismy v rozptýlené zeleni – ptáky nevyjímaje – jsou vázané striktně na dřevinnou vegetaci. Kromě těchto lesních druhů – např. budníčka malého (*Phylloscopus collybita*), pěnkavy obecné (*Fringilla coelebs*) nebo dlaska tlustozobého (*Coccothraustes coccothraustes*) – je zde i významná část druhů zemědělské krajiny využívající ve větší či menší míře i otevřené biotopy – např. stehlík obecný (*Carduelis carduelis*), zvonek zelený (*Chloris chloris*) nebo strnad luční (Fuller et al., 2004).

Dosavadní výzkum skutečně potvrdil, že s rostoucí rozlohou rozptýlené zeleně roste i počet druhů ptáků v ní (Mason, 2001), i když nárůst počtu druhů zemědělské krajiny je s přibývajícím rozlohou mnohem mírnější oproti druhům lesním (Bellamy et al., 1996; McCollin, 1993). Vyšší izolovanost může snižovat celkový počet druhů, zejména však ovlivňuje druhovou skladbu společenstva – zatímco druhy zemědělské krajiny výrazně nelimituje, může snižovat počet lesních druhů, které se otevřeným biotopům více vyhýbají (Batáry et al., 2012; Bellamy et al., 1996; McCollin, 1993). Druhovou skladbu společenstva ovlivňuje i tvar ostrůvku – členitější ostrůvky mají totiž větší podíl okraje ku interiéru porostu a díky tomu se zde projevuje ve větší míře tzv. okrajový efekt, díky čemuž se zde vyskytuje více druhů zemědělské krajiny vyhledávajících tato ekotonální stanoviště (Bellamy et al., 1996).

Z tohoto stručného shrnutí vyplývají dva poznatky, které ovlivnily směr mého vlastního výzkumu rozptýlené zeleně, a tedy i obsahu následujících kapitol. 1) mezi zelení plošnou (velká rozloha s menším podílem okraje), liniovou (malá rozloha s větším podílem okraje)

a bodovou (minimální rozloha zcela bez jádrového biotopu) budou co do diverzity a druhového složení avifauny – a tedy i co do podoby vhodného managementu – značné rozdíly. 2) Ptačí společenstvo rozptýlené zeleně tvoří téměř výhradně dvě skupiny druhů¹ – ptáci lesní a ptáci zemědělské krajiny – jejichž ekologické preference jsou však výrazně odlišné, v některých případech až protichůdné. Jak přesně se tyto poznatky do výzkumného designu promítly, je vysvětleno v následující kapitole.

¹ Je na místě zde zmínit, že ekologické preference organismů obecně netvoří jasně odlišitelné kategorie, ale spíše souvislý gradient sahající od jednoho extrému po druhý. Vždy tu budou druhy s nároky kolem pomyslného středu tohoto gradientu, které nelze přiřadit do jedné nebo druhé skupiny bez výhrad. Konkrétně rozlišení na druhy lesní a druhy zemědělské krajiny vychází z jejich preference biotopu o určité míře sukcese, přičemž stanoviště může nabývat podob od samého jádra pralesa po holou planinu a rozptýlená zeleně představuje průnik „obou světů“ lesa a bezlesí právě někde uprostřed. Rozřazení ptáků rozptýlené zeleně na druhy lesní a zemědělské krajiny může proto zvláště u některých nevyhraněných druhů, jako je např. kos černý (*Turdus merula*) vyvolávat odborné debaty. Přesto jsme tuto klasifikaci použili, neboť zůstává srozumitelným a stále přijatelně zjednodušujícím způsobem, jak interpretovat vztahy mezi prostředím a druhovou diverzitou ptáků.

Vliv podoby biotopu rozptýlené zeleně (článek 1)

Zatímco vliv rozlohy, tvaru a izolovanosti rozptýlené zeleně na ptačí biodiverzitu je poměrně dobře popsán, o významu vlastní podoby biotopu toho víme poměrně málo. Jednak vlastnostem biotopu nebyla věnována taková pozornost, jednak v případech, kdy byly zahrnuty do modelů, byly pravděpodobně často upozaděny vlivem rozlohy a izolovanosti, které mívají majoritní efekt (Bellamy et al., 1996; McCollin, 1993). Výjimku představuje výzkum především celkového počtu druhů ptáků v liniové rozptýlené zeleni (Hinsley & Bellamy, 2000; Montgomery et al., 2020; Walker et al., 2005). Ovšem jak je zmíněno v závěru předchozí kapitoly, mezi ptačím společenstvem různých typů rozptýlené zeleně lze očekávat významné rozdíly (Fuller et al., 2001; Šálek et al., 2022), takže pouhá extrapolace těchto znalostí na jiné typy zeleně by byla chybná. Proto jsme první část výzkumu věnovali tomu, jaké vlastnosti biotopu ovlivňují biodiverzitu ptáků v porostech plošné rozptýlené zeleně. Stejně tak z předchozí kapitoly vyplynulo, že u druhů lesních a druhů zemědělské krajiny lze očekávat odlišné preference, a proto jsme se zaměřili nejen na celkovou diverzitu, ale i na obě skupiny zvlášť.

Abychom odhalili význam vlastního biotopu rozptýlené zeleně pro druhovou diverzitu ptáků, studovali jsme malé izolované remízky kompaktního tvaru obklopené intenzivně obhospodařovanými zemědělskými plochami. V každém remízku jsme zjistili výšku porostu, zápoj keřového a stromového patra, celkový počet druhů dřevin, zastoupení nepůvodních dřevin a diverzitu mikrobiotopů. Zároveň jsme provedli ornitologický průzkum po celé ploše remízku, zjistili celkový počet druhů ptáků a na základě jejich početností vypočítali pomocí Shannon indexu i celkovou druhovou diverzitu. Na základě biotopových preferencí zjištěných Reifem et al. (2010) jsme následně druhy rozdělili do dvou kategorií na druhy lesní a druhy zemědělské krajiny a stanovili počet a diverzitu těchto druhů v každém remízku.

Význam a podobu vztahu mezi vlastnostmi remízků a počtem, resp. diverzitou druhů jsme modelovali pomocí zobecněných lineárních modelů, přičemž jsme otestovali všechny možné kombinace prediktorů (s omezeními viz článek 1). Výsledky pro počet druhů a druhovou diverzitu byl ve všech případech shodný, proto dále budu mluvit o druhové diverzitě i ve smyslu počtu druhů. Celková druhová diverzita ptáků i druhová diverzita pouze lesních ptáků rostly s výškou porostu a s počtem druhů dřevin v remízkách, naopak negativně byly ovlivněny dominancí nepůvodního trnovníku akátu v porostu. Druhová diverzita ptáků zemědělské krajiny závisela pouze na diverzitě mikrobiotopů v remízkách, a to pozitivně.

Naše výsledky ukazují, že vztah mezi podobou biotopu a biodiverzitou ptáků jsou principiálně shodné u liniové i plošné zeleně, neboť naše výsledky s výzkumem v liniové zeleni korespondují. Některé studie také našly více druhů ptáků v liniovém porostu s vyššími dřevinami (Green et al., 1994; Sauerbrei et al., 2017), s vyšší diverzitou dřevin (Green et al., 1994; MacDonald & Johnson, 1995) nebo obohacených o mikrobioty polních cest (Walker et al., 2005), příkopů (Arnold, 1983), travnatých okrajů apod. (Hinsley & Bellamy, 2000; Parish et al., 1995). Naše studie nově ukázala na nebezpečí nepůvodních druhů dřevin, pokud získají v porostu převahu. Jak ukázal Reif et al. (2016), jejich negativní dopad na celkovou biodiverzitu ptáků je pravděpodobně dán sníženou nabídkou potravy, přičemž zasaženy jsou především potravně specializovanější druhy.

Dalším velmi důležitým zjištěním je, že podoba biotopu rozptýlené zeleně ovlivňuje i složení ptačího společenstva, a že snaha o maximalizaci celkové diverzity, která je častou ochránářskou praxí i cílem zemědělských dotací, podporuje spíše běžně rozšířené lesní druhy. Této maximalizace počtu druhů lze dosáhnout prostřednictvím rozptýlené zeleně, která bude prakticky představovat fragmenty klimaxového lesního porostu s komplexní a heterogenní strukturou dřevin. Je otázkou k diskusi, do jaké míry by měla být při ochraně biodiverzity v rozptýlené zeleni věnována pozornost lesním druhům, neboť rozptýlená zeleň představuje pro tyto druhy spíše suboptimální biotop (Loman, 2003). Na druhou stranu i ostrůvky suboptimálního biotopu jsou v rámci metapopulační dynamiky důležité pro dlouhodobé přežití druhu (Foppen et al., 2000). Prioritou ochrany rozptýlené zeleně by však jednoznačně měly být zde se vyskytující druhy zemědělské krajiny, neboť jsou na tento biotop úzce vázané a spadá mezi ně řada ohrožených a specializovaných druhů. Jak ukázal náš výzkum, jejich diverzita (resp. počet druhů) neroste s heterogenitou v rámci „lesního“ biotopu, ale s heterogenitou neproduktivních biotopů obecně. V našem případě remízky se více těchto druhů nacházelo tam, kde se kromě vzrostlého dřevinného porostu nacházely i husté či řídké křoviny, paloučky, mokřady nebo otevřené plochy s obnaženou půdou. Chceme-li tedy podpořit biodiverzitu ptáků rozptýlené zeleně, je potřeba uvažovat ne v rámci jednoho prvku, ale v rámci celé krajiny a zajistit v ní pestrou nabídku různých ostrůvků zeleně s odlišnou podobou biotopu, včetně časnějších stadií sukcesního vývoje (Wuczynski, 2016).

Stručně shrnuto, podoba vlastního biotopu má neopomenutelný vliv na celkový počet druhů ptáků v rozptýlené zeleni, ale i na poměr zastoupení lesních druhů versus druhů zemědělské krajiny. U druhů zemědělské krajiny se nám podařilo vysvětlit o poznání méně variability než u lesních druhů a všech druhů dohromady, což naznačuje, že zde zůstává další významný

prediktor, který jsme nepodchytili. Pravděpodobně jde o vlastnosti okolních biotopů a jejich heterogenitu v širším prostorovém měřítku (Bennett et al., 2006). V další studii jsme se tedy podívali na to, jaký význam má pro biodiverzitu ptáků heterogenita krajinné mozaiky.

Vliv heterogenity krajinné mozaiky s rozptýlenou zelení (článek 2)

Heterogenita krajiny velmi významně ovlivňuje biodiverzitu napříč taxony – ať už jde o rostliny (Waldhardt et al., 2004), bezobratlé (Reynolds et al., 2018) či obratlovce včetně ptáků (Atauri & De Lucio, 2001). Dosud se však nepodařilo uspokojivě rozklíčovat, jakou roli v tomto vztahu mají její jednotlivé složky (Reynolds et al., 2018). V zásadě jsou rozlišovány dvě základní složky krajinné heterogenity – kompozice a konfigurace biotopů. Kompozice vypovídá o tom, jaké typy různých biotopů se v krajině nachází a v jakém relativním zastoupení. Konfigurace pak vypovídá o tom, jak jsou tyto biotopy v krajině prostorově uspořádány (Bennett et al., 2006). Empirický výzkum ve většině případů nachází větší dopad na druhovou diverzitu u kompoziční heterogenity (Gámez-Virués et al., 2015). Nicméně je nezpochybnitelné, že její efekt závisí i na kontextu prostorového uspořádání (Bennett et al., 2006), a že jemnost zrna krajinné mozaiky (dalo by se také říci „míra rozdrobení“ biotopů v prostoru) je pro biodiverzitu také velmi důležitá (Prevedello et al., 2018).

Heterogenitu krajiny výrazně navyšuje právě rozptýlená zeleň. Co se ptáků týče, zvyšuje jejich početnosti i celkový počet druhů v zemědělské krajině disproporčně více než jiné biotopy, a je tedy klíčovým biotopem ovlivňujícím skrze vlastnosti krajinné mozaiky jejich druhovou diverzitu (Culmsee et al., 2021; Fahrig et al., 2011; Šálek et al., 2022). Proto jsme se v této práci zaměřili na to, jak obě složky krajinné heterogenity ovlivňují počet druhů a počet ohrožených druhů ptáků v krajině s rozptýlenou zelení.

Jako vysvětlující proměnné jsme měřili dva faktory krajinné mozaiky: diversitu biotopů vyjádřenou Shannon indexem (vypovídající o kompoziční heterogenitě) a počet ostrůvků rozptýlené zeleně (vypovídající o konfigurační heterogenitě; Bennett et al., 2006). Vysvětlovanými proměnnými byl celkový počet všech druhů ptáků zjištěný na výzkumných plochách a počet ohrožených druhů ptáků (Act No.114/1992 Coll. on Nature Conservation and Landscape Protection, 1992, <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/1992-114>; Šťastný & Bejček, 2003).

Pro obě vysvětlované proměnné jsme sestavili čtyři zobecněné lineární modely uvažující v různé kombinaci vliv diverzity biotopů a počtu ostrůvků: jejich lineární vztahy, vzájemnou interakci a případné nelinearity reprezentované kvadratickými členy proměnných. Z těchto čtyř jsme pak v obou případech vybrali nejlepší model na základě hodnoty Akaikeho informačního kritéria (AIC). Zjistili jsme, že na celkový počet druhů ptáků měla průkazný vliv pouze diverzita biotopů – zprvu pozitivní, ale po překročení určitého prahu diverzity

naopak negativní. Počet ohrožených druhů ptáků byl vyšší na studijních plochách s vyšším počtem ostrůvků rozptýlené zeleně. Tento vztah byl lineární, nicméně při logaritmizovaném počtu ostrůvků.

Stejně nelineární pozitivní vliv počtu ostrůvků zeleně v podobě solitérních stromů na počet druhů ptáků odhalili i Fischer et al. 2010 nebo Carrasco et al. 2018. Vyšší počet ostrůvků rozptýlené zeleně (za předpokladu konstantní celkové rozlohy) znamená pro ptáky menší rozlohu ostrůvků, menší průměrnou vzdálenost mezi ostrůvky a větší podíl okrajového biotopu zeleně (Bennett et al., 2006). Takové prostředí vyhovuje k hnízdění mnoha ptákům lesostepní mozaiky, z nichž pochází i většina námi zaznamenaných ohrožených druhů. Zároveň však může v krajině podpořit i ohrožené druhy lesní, a to tím, že usnadňuje jejich pohyb otevřenou krajinou mezi lesními porosty. Náš výzkum ze své empirické podstaty sice neumožňoval zajistit konstantní celkovou rozlohu rozptýlené zeleně, takže počet ostrůvků do určité míry souvisel i s celkovým množstvím biotopu, to je však nedokonalostí většiny studií popisujících strukturu krajiny a je potřeba s ní počítat (Bennett et al., 2006).

Naše výsledky ukazují, že pokud chceme v zemědělské krajině podpořit ohrožené druhy ptáků, není nejlepším řešením založit co největší kompaktní porost mimoprodukční dřevinné zeleně (viz vliv rozlohy výše), ale naopak co nejvíce malých ostrůvků včetně solitérních dřevin rozptýlených v krajině. V kontextu jiného výzkumu může být vhodné zakládat tzv. souostroví, tedy vždy několik ostrůvků ve vzájemné blízkosti (Loman & Von Schantz, 1991). Soudě podle námi modelovaného tvaru vztahu pak bude mít největší přínos založit rozptýlenou zeleň tam, kde je jí zatím naprosté minimum.

Na druhou stranu, jak ukázal negativní trend počtu druhů u příliš vysokých hodnot biotopové diverzity, tento princip nelze použít u jiných typů biotopů jako jsou lesy, louky, mokřady nebo vodní plochy. I když i u těchto biotopů je vysoká heterogenita také obecně žádoucí (Tews et al., 2004), při diverzifikaci nad určitou mez se zřejmě začne projevovat negativní efekt limitované rozlohy biotopů a s tím související limitované možnosti disperze (the “area-heterogeneity trade-off”; Allouche et al., 2012). Jinými slovy biotopové ostrůvky jsou pro některé druhy ptáků už příliš malé, než aby pro ně byly využitelné. Je na místě upozornit, že samotná rozptýlená zeleň z pohledu druhů orientovaných na zcela otevřené biotopy (např. louky, stepi, vřesoviště apod.) způsobuje fragmentaci jejich prostředí (Besnard & Secondi, 2014; Ellison et al., 2013). Krajinná mozaika by tedy měla vypadat tak, že určitý prostor je dán rozptýlené zeleni, a to (kromě liniové vegetace) ve formě vyššího počtu malých ostrůvků porostu, a zároveň se zde nachází pestrá škála jiných biotopů, ovšem v dostatečně

velkých nefragmentovaných plochách. Co přesně znamená dostatečně velká nefragmentovaná plocha, necht' posoudí výzkum zaměřený na tyto typy biotopů.

Pro ochranu biodiverzity ptáků je tedy důležitá jemnozrnnost mozaiky rozptýlené zeleně v kombinaci s přiměřeně vysokou mírou celkové biotopové diverzity v krajině. Další kapitola se zaměřuje na otázku, zda má na tyto vlastnosti krajiny vliv charakter disturbančního režimu.

Krajinná mozaika formovaná armádním disturbančním režimem *(článek 2)*

V poslední době se ukazuje, že vojenské výcvikové prostory (nejen) střední Evropy ukrývají vzácné otevřené biotopy typu suchých nebo naopak podmáčených travin, písčin apod., které v kombinaci s rozptýlenou zelení vytváří velmi pestrou krajinu (Warren et al., 2007). Tyto biotopy zde přetrvávají a prosperují právě díky vojákům, kteří svými aktivitami narušují půdu a vegetaci neboli působí tzv. disturbance (Aunins & Avotins, 2018).

Krajina vojenských prostorů je formována disturbancemi, které jsou vedlejším produktem armádních aktivit a které se od procesů v běžné krajině diametrálně liší. Vznikají náhodně v prostoru i čase a mohou nabývat široké škály intenzity od sešlapu půdy přes průjezd tanku až po výbuch granátu nebo neřízený požár. Přestože lze očekávat, že takové zásahy budou organismy ovlivňovat negativně a skutečně se tak i děje (Hirst et al., 2005; Lindenmayer et al., 2016; Valente et al., 2020), vojenské prostory jsou doslova oázami biodiverzity všech možných taxonů včetně ptáků, přičemž kromě výrazně vyšší druhové bohatosti vykazují i nezvykle vysoký podíl ohrožených druhů (Bušek & Reif, 2017; Harabiš & Dolný, 2018; Warren & Büttner, 2008). Podle teorie Warrena et al. (2007) je právě heterogenita tohoto disturbančního režimu a z něj plynoucí heterogenita krajiny klíčem k tak enormně vysoké biodiverzitě. Ačkoliv ochránářská praxe v našem prostředí podle mé zkušenosti z této premisy běžně vychází, není mi znám výzkum, který by se ji pokusil potvrdit či vyvrátit. Proto jsme v této části disertační práce zjišťovali, zda se heterogenita krajinné mozaiky liší mezi vojenským prostorem a běžnou zemědělskou krajinou.

Pro tento účel jsme zkoumali krajinu s rozptýlenou zelení v největším vojenském prostoru České republiky, Vojenského újezdu Hradiště (Skokanová et al., 2017), a v sousední oblasti běžné zemědělské krajiny. V obou oblastech jsme sledovali kompozici a konfiguraci krajinné mozaiky s rozptýlenou zelení prostřednictvím počtu ostrůvků zeleně a celkové biotopové diverzity, stejně jako v předchozí kapitole. Tentokrát však byly tyto vlastnosti vysvětlovanými proměnnými v našich modelech, zatímco na pozici vysvětlující proměnné figuroval typ krajiny.

Analýza pomocí zobecněných lineárních modelů ukázala, že v krajině uvnitř vojenského prostoru se nachází průkazně více ostrůvků rozptýlené zeleně než v běžné zemědělské krajině. To je zcela jistě dáno odlišností disturbančního režimu, který rozptýlenou zeleň formuje, neboť v zemědělské krajině je rozsah rozptýlené zeleně dán především rozparcelováním půdy

a rozsahem zemědělské produkce, zatímco ve vojenském prostoru disturbance působí více nahodile, jako druhotný efekt bez krajinnotvorného záměru. Zatímco v zemědělské krajině tedy najdeme hlavně kontinuální doprovodnou liniovou zeleň podél cest, vodních toků či okrajů polí nebo velké, jasně ohraničené remízky, ve vojenském prostoru najdeme rozptýlenou zeleň nahodile „rozdrobenou“, v různých stádiích narušení a opětovného zarůstání, často na poměrně rozsáhlých plochách. Výsledná mozaika rozptýlené zeleně je tak mnohem jemnějšího zrna. Podle našich výsledků z předchozí kapitoly by ve vojenském prostoru mělo být díky tomu i více ohrožených druhů ptáků – a skutečně, Bušek a Reif (2017), kteří na stejných studijních plochách zkoumali avifaunu, vyšší druhovou bohatost ohrožených druhů ptáků ve vojenském prostoru potvrdili.

Oproti tomu v biotopové diverzitě se krajiny uvnitř a vně vojenského prostoru nelišily. Zřejmě vojenské disturbance nevytváří více druhů biotopů než lidská činnost v zemědělské krajině, alespoň ne na prostorové škále relevantní pro ptáky. Pro úplnost dodejme, že kromě námi zkoumaných složek heterogenity tu bude ještě další významný faktor, který promlouvá do počtu druhů ptáků uvnitř a vně vojenského prostoru, avšak který jsme nepodchytili, a to vlastní podoba – tedy typ a kvalita – biotopů, které tvořily krajinnou mozaiku. Typ a kvalita biotopů se mezi vojenským prostorem a zemědělskou krajinou jistě také významně liší a je na budoucím výzkumu tyto odlišnosti popsat.

Na základě výsledků naší studie tedy můžeme shrnout, že krajina s rozptýlenou zelení formovaná armádními disturbancemi se liší oproti běžné zemědělské krajině vyšší heterogenitou, konkrétně jemnějším zrnem mozaiky rozptýlené zeleně. Tato odlišnost zřejmě přispívá k vyššímu podílu ohrožených druhů ptáků ve vojenských prostorech. Protože mnoho vojenských prostorů střední Evropy bylo od 90. let minulého století až do současnosti postupně opuštěno, dále jsme se zaměřili na to, jaké změny v krajině a její biodiverzitě ptáků probíhají po vymizení armádního disturbančního režimu.

Změny krajinné mozaiky po vymizení armádního disturbančního režimu (článek 3)

Od 90. let minulého století v souvislosti s koncem studené války byly v Evropě armádou opuštěny stovky až tisíce výcvikových vojenských prostorů, přičemž přesné číslo není veřejně známo. Jde často o rozsáhlá území o stovkách někdy až tisících hektarů. Velmi hrubým odhadem jde o 1,5 milionu hektarů půdy, přitom největší část se nachází právě ve střední a východní Evropě (Ellwanger & Reiter, 2019). Jak jsme ukázali v předchozí kapitole, biodiverzita ptáků, především ohrožených druhů, je úzce spjata s armádními disturbancemi a s heterogenní krajinnou mozaikou, která je těmito disturbancemi formována. Co tedy znamená ukončení armádní činnosti pro krajinu, resp. konkrétně rozptýlenou zeleň a její biodiverzitu ptáků? Tato otázka zůstávala až doposud nezodpovězena, neboť dosavadní výzkum (nijak rozsáhlý) věnoval pozornost biodiverzitě téměř výhradně v prostorech, které se po opuštění dostaly mezi chráněná území (Ellwanger & Reiter, 2019; Hagen et al., 2022; Jentsch et al., 2009). Proto jsme se v následující části práce zaměřili na vyhodnocení dlouhodobých změn v biotopovém složení krajiny a v početnosti ptáků u třiceti bývalých vojenských prostorů, představujících vypovídající vzorek různorodého po-armádního vývoje a využití.

Náš studijní soubor představoval 30 opuštěných vojenských výcvikových prostorů s převážně otevřenou krajinou rozmístěných po celé České republice. V těchto prostorech jsme spolu s našimi předchůdci (Reif et al., 2013) uskutečnili jednak monitoring biotopového složení, jednak detailní monitoring ptáků, při kterém jsme zaznamenali každého detekovaného jedince a jeho přesnou polohu, a to vše v roce 2009 a následně znovu v období 2020–21. Pomocí RDA analýzy jsme se podívali na to, 1) jak se změnilo zastoupení jednotlivých typů biotopů ve vojenských prostorech, 2) jak se změnila početnost druhů ptáků, 3) jak změna početností druhů souvisí se změnou biotopů. Ve druhém kroku analýzy jsme se pak pomocí zobecněného lineárního modelu podívali na to, zda a do jaké míry lze změnu početností druhů vysvětlit jejich ekologickými vlastnostmi, konkrétně biotopovými preferencemi na sukcesním gradientu od lesa po traviny, mírou biotopové specializace a stupněm ohrožení.

Během jedné dekády v opuštěných vojenských prostorech s převážně otevřeným charakterem krajiny ubylo travin a řídkých křovin, naopak se rozšířily husté křoviny, les, zástavba a plochy obnažené půdy. Stejně tak změna početností druhů ptáků byla mezi oběma obdobími významná. Mezi druhy s největším úbytkem v početnosti patřily bramborníček hnědý

(*Saxicola rubetra*), cvrčilka zelená (*Locustella naevia*) nebo zvonek zelený. Naopak největší nárůst jsme zaznamenali u skřivana lesního (*Lullula arborea*), dlaska tlustozobého nebo červenky obecné (*Erithacus rubecula*). Druhý krok analýzy odhalil, že změny početnosti druhů ovlivňuje jejich biotopová preference a roli hraje i jejich stupeň ochrany. Obecně lze konstatovat, že oslabily populace druhů využívající otevřené biotopy, tento trend však zmírňuje pozitivní efekt stupně ohrožení. Do jaké míry byly druhy úzce specializovány na preferovaný biotop, nehrálo významnou roli.

Z výsledků vyplývá, že mozaika rozptýlené zeleně a otevřených biotopů dlouhá desetiletí udržovaná armádními disturbancemi z naší krajiny pomalu, ale jistě mizí. Někde ji nahrazují již zastavěné plochy nebo navážky odpadového materiálu, staveniště a jiné urbánní projekty zachycené v našich datech jako místa s obnaženou půdou. Jinde se vlivem absence disturbancí mění v zapojené křovinné a lesní porosty. Tento neblahý trend zmírňují ta území, na kterých se ochrana přírody aktivně zasazuje o zachování původní podoby biotopů. Naše výsledky také naznačují, že tato ochránářská péče úspěšně podporuje mnohé druhy ptáků s vysokou mírou ohrožení, které figurují v ochránářských strategiích jako cílové druhy – např. skřivan lesní, krutihlav obecný (*Jynx torquilla*), strnad luční. Neplatí to však pro všechny ohrožené druhy – viz velký úbytek bramborníčka hnědého a bramborníčka černohlavého (*Saxicola rubetra* a *S. rubicola*), kteří oproti výše jmenovaným druhům vyžadují ještě více otevřená stanoviště. Zároveň je patrné, že daná péče možná udržuje populace konkrétních cílových druhů, nikoliv však širšího spektra druhů zemědělské krajiny – viz silný pokles zvonka zeleného, konopyky obecné (*Linaria cannabina*) nebo zvonohlíka zahradního (*Serinus serinus*). Stávající rozsah a způsob ochrany přírody tedy nestačí k tomu, aby udržel biodiverzitu ptáků v celostátním měřítku v takové míře, v jaké se se nacházela ve vojenských prostorech krátce po opuštění.

Abychom z nebyvalé biodiverzity ptáků, tohoto odkazu opuštěných vojenských prostorů, zachovali co největší podíl, je potřeba zefektivnit management na chráněných místech a zároveň hledat možnosti, jak sladit podporu biodiversity s jinými způsoby využití. Následující poslední kapitola je proto věnována otázce, jak biodiverzitu ptáků v krajině s rozptýlenou zelení ovlivňují různé typy managementu od zemědělství přes zájmové aktivity po ochranu přírody.

Vliv různých typů managementu v krajině s rozptýlenou zelení *(článek 4)*

Ještě začátkem nového tisíciletí byla většina opuštěných vojenských prostorů ponechána bez využití přirozenému vývoji přírody – což znamená v současných podmínkách střední Evropy, potlačujících přírodní disturbance, pozvolné zarůstání směřující ke klimaxovému stavu souvislého lesa (Bengtsson et al., 2000). V současnosti je (alespoň podle našich dat z České republiky) takto přirozenému vývoji vegetace ponechána jen menší část bývalých vojenských prostorů, zatímco na většině jsou ustanovena chráněná území různého stupně ochrany (Dvořáková et al., 2021; Ellwanger & Reiter, 2019) nebo různý komerční způsob využití (ve smyslu za účelem generace finančního příjmu). Nejčastěji jde o zemědělskou produkci, energetickou produkci, zástavbu nebo volnočasové aktivity jako offroad, paintball atd (Dvořáková et al., 2021; Dvořáková & Reif, 2023).

Úkolem ochrany přírody v opuštěných vojenských prostorech je zachovat přírodní bohatství otevřených biotopů a rozptýlené zeleně tak, jak je po dlouhá desetiletí formoval armádní disturbanční režim – nebo v tomto případě spíše disturbanční chaos. Je to nelehká výzva, neboť to znamená chránit a uchovat něco, co musí být ze své podstaty proměnlivé (Jentsch et al., 2009). Navíc často na extrémně rozsáhlých plochách stovek i tisíců hektarů, přitom s omezeným finančním rozpočtem (Ellwanger & Reiter, 2019). Ochrana přírody využívá k tomuto účelu různých nástrojů. Mezi klasické, avšak poměrně nákladné, patří výřez dřevin, seč a oplůtková pastva (tedy pastva typicky menších kopytníků jako jsou ovce a kozy v ohraničeném prostoru a po omezenou dobu) (Marhoul et al., 2024). Tyto způsoby péče mají v evropském prostředí dlouholetou tradici v ochraně otevřených biotopů a rozptýlené zeleně simulující tradiční zemědělské postupy, byly mnohokrát vyhodnocovány v rámci ochrannářských projektů i experimentálních výzkumů (Dunn et al., 2016; Staley et al., 2012; Westbury et al., 2017) avšak ne přímo ve vojenských prostorech. Panuje obava, že především seč a oplůtková pastva nejsou pro ochranu biodiverzity opuštěných vojenských prostorů vhodné, neboť i přes veškerou snahu směřují více či méně k nežádoucí unifikaci ploch (Marhoul et al., 2024). Alternativní možností je jednak rewilding neboli celoroční pastva odolných velkých kopytníků jako jsou exmoorští koně, zubři a pakoně v přírodě blízkých podmínkách (Konvička et al., 2021), jednak pojezdy těžkou technikou (Dvořáková et al., 2022b), offroad vozidly (Dvořáková et al., 2022a) a podobné metody strhávání drnu (Řehouňková et al., 2021), které lze často zajistit prostřednictvím zájmových a sportovních spolků. Tyto způsoby péče jsou z finančního hlediska lépe dlouhodobě udržitelné a velká

rozloha bývalých vojenských prostorů pro ně není překážkou, spíše výhodou. Zároveň poskytují disturbance nahodilejší v čase a prostoru, díky čemuž by měly zajišťovat vyšší heterogenitu biotopů (Marhoul et al., 2024). Avšak i když se právě v opuštěných vojenských prostorech staly rychle téměř ochránářskou „módou“, o účincích těchto způsobů péče zatím výzkum přinesl jen málo informací a ty se omezují pouze na ochranu rostlin a hmyzu (Konvička et al., 2021; Riesch et al., 2020; Salek et al., 2019). Dopady jiného způsobu využití, než ochránářského managementu nebyly, pokud je nám známo, zkoumány vůbec.

Proto jsme následující a zároveň poslední část výzkumu věnovali komplexnímu vyhodnocení dopadu různých typů managementu na krajinu s rozptýlenou zelení v opuštěných vojenských prostorech a její biodiverzitu ptáků. Díky spolupráci s dalšími výzkumnými týmy jsme měli možnost výsledky pro ptáky porovnat s jinými taxonomickými skupinami: cévnatými rostlinami, rovnokřídlými a motýli, abychom výsledky mohli interpretovat v širším kontextu biodiverzity napříč taxony a zhodnotit, zda ptáci při vyhodnocení managementu fungují pro celkovou biodiverzitu jako spolehlivý indikátor.

Výzkum jsme uskutečnili na 42 opuštěných vojenských výcvikových prostorech v České republice (soubor 30 lokalit studovaných v předchozí kapitole obohacený o dalších 12 odpovídajícího charakteru). Pro tato území jsme zjistili použití různých typů managementu od roku 2009 po rok 2021, s rozlišením následujících kategorií: výřez dřevin, zemědělská seč, ochránářská seč, zemědělská pastva, ochránářská pastva (včetně rewildingu) a pojezdy motorovými vozidly. Zároveň jsme na lokalitách provedli sčítání ptáků v období 2020–21 a porovnali ho s výsledky sčítání v roce 2009. Zjištěné druhy jsme pro obě období rozdělili do šesti dílčích ekologických skupin podle jejich biotopových preferencí: druhy otevřených vlhčích biotopů, polootevřených vlhčích biotopů, lesních vlhčích biotopů, otevřených sušších biotopů, polootevřených sušších a lesních sušších biotopů. Jako vysvětlovanou proměnnou jsme použili změny početnosti v rámci těchto skupin.

Analýza ukázala, že na ptáky polootevřených biotopů, tedy druhy vázané úzce na rozptýlenou zeleň, měl příznivý vliv jediný management, a to ochránářská pastva. Zároveň na ni reagovali příznivě i ptáci vlhčích lesních biotopů, kteří také tvoří část biodiverzity rozptýlené zeleně, i když pro ně nepředstavuje optimální biotop k hnízdění (Loman, 2003). Pokud se podíváme na odpovědi ostatních taxonů, na ochránářskou pastvu reagovaly už jen dvě skupiny rovnokřídlých – jedna pozitivně, druhá negativně, což z tohoto managementu činí, v porovnání s jinými, velmi vhodný a široce aplikovatelný způsob péče.

Vhodně dimenzovaná pastva kopytníků obecně vytváří pestrou mozaiku mikrobiotopů, kterou ptáci rozptýlené zeleně potřebují k úspěšnému hnízdění a sběru/lovu potravy: silně sešlapávané, často bahnité plochy kolem bran a napajedel, na krátko spasený trávník v kombinaci s vysokou vegetací a stařinou v místech, kterým se zvířata vyhýbají, řídké křoviny limitované okusem i husté vysoké porosty dřevin (Ceresa et al., 2012; Morelli et al., 2016; Tälle et al., 2016). Navíc má přítomnost zvířat i další pozitiva, pro ptáky je to zejména produkce trusu, který znamená rozšířenou potravní nabídku hmyzu (Tälle et al., 2016), důležitou zejména pro některé druhy jako je např. dudek chocholatý (*Upupa epops*; Hudec & Šťastný, 2005). Oba popsané přínosy by teoreticky měly být ještě výraznější u rewildingu v porovnání s klasickou oplůtkovou pastvou koz a ovcí (Perino et al., 2019; Villada-Bedoya et al., 2019), rozsah statistického souboru nám však neumožnil oba typy ochránářské pastvy odlišit. Na jejich srovnání by se měl proto zaměřit budoucí výzkum.

Pro ptáky vlhčích lesů byla kromě ochránářské pastvy přínosná i zemědělská seč. Zřejmě jsou pro ně oba tyto managementy přínosné z hlediska pestřejší nabídky a snadnějšího hledání potravy, neboť tyto druhy sice hnízdí v lese, potravu však mohou sbírat i na otevřených plochách (Hudec & Šťastný, 2005; Šťastný & Hudec, 2011). Jde o pozitivní zprávu, že i zemědělské využití může být cestou (byť ne optimální), jak udržovat rozptýlenou zeleň, a zároveň alespoň částečně podpořit ptáky v krajině. Na druhou stranu měl však tento způsob péče o otevřené plochy negativní dopad na většinu rovnokřídlého hmyzu.

Naše výsledky dále ukázaly, že k potlačení postupného zarůstání a zániku rozptýlené zeleně lze využít i výřez dřevin. Ten ptákům z dlouhodobého hlediska nevadí, stejně tak ostatním taxonům, na některé rostliny a rovnokřídlý hmyz měl dokonce pozitivní dopad. Naopak ochránářská seč a pojezdy motorovými vozidly vyšly z našeho multitaxonového vyhodnocení nejhůře, neboť měly pouze negativní dopad (seč na rovnokřídlý hmyz a rostliny, offroad na motýly), což je zejména u ochránářské seče alarmující. Nakonec jen poznamenejme, že dalším typem managementu, který by bylo jistě zajímavé i potřebné do srovnání zařadit, je řízené vypalování. To však bylo naší legislativou povoleno teprve nedávno, a proto jsme neměli ke srovnání dostatek dat.

Závěr

Rozptýlená zeleň představuje refugium biodiverzity v současné zemědělské krajině Evropy. V souladu s tím, jak různorodých může nabývat podob, hostí široké spektrum druhů od lesních po stepní, přičemž mnoho z těchto druhů je na rozptýlenou zeleň úzce vázáno. Odstraňování a zarůstání rozptýlené zeleně, které se dělo a stále děje s postupující intenzifikací zemědělství, je jedním z významných faktorů, které přispěly ke strmému poklesu biodiverzity v zemědělské krajině. Na druhou stranu rozptýlená zeleň mizí i vlivem sukcesního vývoje, kdy se původně řídké porosty zapojují a postupně mění v souvislý les. V zájmu ochrany biodiverzity je potřeba najít efektivní způsob obnovy rozptýlené zeleně v krajině a zároveň dlouhodobě udržitelný způsob péče o ni. K tomu přispívá tato disertační práce. Zkoumá vliv podoby vlastního biotopu rozptýlené zeleně, vliv podoby krajinné mozaiky a vliv různých způsobů managementu na počet druhů, druhovou diverzitu a na druhové složení společenstva ptáků. Pracuje s ptáky jako indikátorem celkové biodiverzity, avšak nabízí srovnání i s jinými, ekologicky odlišnými taxony.

Z dosavadního výzkumu je zřejmé, že celkový počet druhů ptáků i podoba společenstva v jednotlivých ostrůvcích rozptýlené zeleně jsou z velké části určovány jejich rozlohou a izolovaností, z menší části i jejich tvarem. Náš výzkum ukázal, že významný vliv má také podoba vlastního biotopu rozptýlené zeleně, podoba krajinné mozaiky a typ aplikovaného managementu. V rámci biotopu lze skrze vzrostlejší porosty, vyšší diverzitu dřevin a zabránění dominance invazních druhů dřevin podpořit celkový počet druhů a diverzitu ptáků stejně jako počet a diverzitu druhů lesních. Ptáky zemědělské krajiny lze podpořit zajištěním vysoké diverzity (mikro)biotopů, zejména časnějších sukcesních stadií jako jsou plochy holé půdy, travin, mokřadů nebo řídkých křovin (článek 1). Pokud opustíme měřítko dílčího krajinného prvku a zaměříme se na krajinu s rozptýlenou zelení jako celek, více druhů ptáků obecně se bude nacházet v krajině s vysokou diverzitou biotopů (ovšem při zachování dostatečné rozlohy biotopů, která bude pro ptáky stále využitelná). Pro podporu ohrožených druhů ptáků je však klíčová jiná složka krajinné heterogenity, a to vysoký počet ostrůvků (jinými slovy jemnozrnnost) rozptýlené zeleně v krajině (článek 2). Při porovnání vlastností zemědělské krajiny a vojenského výcvikového prostoru jsme zjistili, že otevřená krajina formovaná armádním disturbančním režimem nevykazuje v měřítku adekvátním pro ptáky vyšší biotopovou diverzitu, má však jemnozrnnější mozaiku rozptýlené zeleně (článek 2). Tento krajinný rys zřejmě přispívá k vyššímu podílu ohrožených druhů ptáků ve vojenských

prostorech. Celkově vyšší počet druhů ve vojenských prostorech však se zkoumanými vlastnostmi krajiny nesouvisel a pravděpodobně je zapříčiněn kvalitativními vlastnostmi biotopů, jako např. jejich neprodukční povahou. U dlouhodobě opuštěných vojenských prostorů, po vymizení specifického disturbančního režimu, se biotopová skladba posouvá jednak k většímu podílu urbánních stanovišť, jednak k většímu podílu lesů a hustých křovin, na úkor otevřených biotopů a „jemnozrné“ rozptýlené zeleně (článek 3). Adekvátně tomu dochází k posunu druhové skladby ptačího společenstva od druhů otevřených biotopů k druhům lesním. Vyhodnocení dopadu různých typů managementů, které se nabízejí po ukončení armádních disturbancí, ukázalo, že biodiverzitu ptáků rozptýlené zeleně lze nejlépe podpořit ochrannou pastvou (článek 4). Porovnání přínosu různých přístupů v rámci ochranné pastvy (zejména oplůtkové pastvy a rewildingu) by mohlo být náplní dalšího výzkumu. K udržení rozptýleného charakteru zeleně může být využita i zemědělská seč nebo vyřezávání dřevin. Vyhodnocení zároveň ukázalo na nevhodnost některých ochranných nástrojů, zejména klasické seče, napříč taxony. Toto zjištění volá po výzkumu ve spolupráci s ochránáři, který by navrhl a implementoval účinnější podobu ochranné praxe.

Tato práce vyzdvihuje mimo jiné fakt, že ochrana druhové diverzity rozptýlené zeleně se bude vždy odehrávat formou „něco za něco“. Na jedné straně tu máme lesní druhy ptáků, pro které rozptýlená zeleň nepředstavuje optimální hnízdní biotop, a i přesto je pro ně biotopem důležitým, umožňujícím mimo jiné disperzi krajinou a potřebnou metapopulační dynamiku. Na druhé straně máme druhy, které jsou na rozptýlenou zeleň v období hnízdění úzce vázány – ať už je označujeme jako druhy zemědělské krajiny, polootevřených biotopů, lesostepní mozaiky či jiným termínem. Zatímco nejvyšší celkové druhové bohatosti ptáků a zároveň i lesních druhů dosáhneme rozptýlenou zelení podobající se fragmentům vzrostlého lesního porostu, druhy úzce vázané na rozptýlenou zeleň podpoříme časnějšími sukcesními stadii porostů v kombinaci s otevřenými biotopy. Stejně tak porovnání dopadu různých typů managementu na ptáky, motýly, rovnokřídlý hmyz a rostliny ukázalo až protichůdné preference mezi taxony. Ptáci sice do určité míry mohou fungovat jako indikátory celkové biodiverzity, jejich preference jsou však méně vyhraněné a projevují se na mnohem větší, a tedy i hrubší prostorové škále než např. preference rostlin nebo hmyzu. Ve výsledku tedy není až tak překvapivé ani naše zjištění, že managementy prospívající ptákům do velké míry naopak potlačují biodiverzitu rovnokřídlého hmyzu. Východiskem pro aplikovanou ochranu přírody je s těmito dilematy vědomě počítat a dělat zásahy (především ty velkoplošné) se

znalostí místního společenstva nejen ptáků, ale i dalších taxonů a plánovat je na míru dané situaci a místním prioritním druhům.

Souhrnem lze říci, že podoba biotopu, krajinné mozaiky i managementu rozptýlené zeleně má významný vliv na biodiverzitu ptáků, přičemž nelze doporučit jediný optimální způsob zakládání a péče, neboť preference různých druhů jsou odlišné. Klíčem k ochraně biodiverzity je uvažovat ne v rámci jednoho prvku zeleně, ale v rámci celé krajiny a zajistit v ní především heterogenitu na různých prostorových škálách. Je tedy třeba zajistit v krajině vysoký počet ostrůvků různé velikosti, tvaru i různé míry vzájemné izolovanosti, kombinující různou skladbu biotopů a mikrobiotopů různého stupně sukcesního vývoje. Zároveň je nutné usilovat o vysokou diverzitu původních dřevin, a naopak potírat invazní druhy, které by jinak vytvářely homogenní jednodruhové porosty. Je třeba zajistit otevřené plochy s rozptýlenou zelení v jemnozrné mozaice, na druhou stranu ale ponechat v krajině dostatek místa i pro jiné biotopy a pamatovat na to, že pro některé druhy otevřených biotopů může rozptýlená zeď představovat naopak nežádoucí fragmentaci. Věříme, že toto doporučení je platné nejen pro ptáky, ale i pro mnohé další složky biodiverzity střední Evropy.

Seznam literatury

- Allouche, O., Kalyuzhny, M., Moreno-Rueda, G., Pizarro, M., & Kadmon, R. (2012). Area-heterogeneity tradeoff and the diversity of ecological communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 109(43), 17495–17500. <https://doi.org/10.1073/pnas.1208652109>
- Arnold, G. W. (1983). The influence of ditch and hedgerow structure, length of hedgerows, and area of woodland and garden on bird numbers on farmland. *Journal of Applied Ecology*, 20(3), 731–750. <https://doi.org/10.2307/2403123>
- Atauri, J. A., & De Lucio, J. V. (2001). The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscapes. *Landscape Ecology*, 16(2), 147–159. <https://doi.org/10.1023/A:1011115921050>
- Aunins, A., & Avotins, A. (2018). Impact of military activities on bird species considered to benefit from disturbances: An example from an active military training area in Latvia. *Ornis Fennica*, 95(1), 15–31.
- Batáry, P., Kovács-Hostyánszki, A., Fischer, C., Tschardtke, T., & Holzschuh, A. (2012). Contrasting effect of isolation of hedges from forests on farmland vs. woodland birds. *Community Ecology*, 13(2), 155–161. <https://doi.org/10.1556/ComEc.13.2012.2.4>
- Baudry, J., Bunce, R. G. H., & Burel, F. (2000). Hedgerows: An international perspective on their origin, function and management. *Journal of Environmental Management*, 60(1), 7–22. <https://doi.org/10.1006/jema.2000.0358>
- Beleco (2024). *Databáze vojenských cvičišť: Jak to dnes vypadá na bývalých vojenských cvičišťích z pohledu biologa* [online]. [cit. 2024-08-01] <https://vojenske-prostory.beleco.cz/>
- Bellamy, P. E., Hinsley, S. A., & Newton, I. (1996). Factors influencing bird species numbers in small woods in south-east England. *Journal of Applied Ecology*, 33(2), 249–262. <https://doi.org/10.2307/2404747>
- Bengtsson, J., Nilsson, S. G., Franc, A., & Menozzi, P. (2000). Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of european forests. *Forest Ecology and Management*, 132(1), 39–50. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00378-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00378-9)
- Bennett, A. F., Radford, J. Q., & Haslem, A. (2006). Properties of land mosaics: Implications for nature conservation in agricultural environments. *Biological Conservation*, 133(2), 250–264. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.06.008>
- Benton, T. G., Vickery, J. A., & Wilson, J. D. (2003). Farmland biodiversity: Is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution*, 18(4), 182–188. [https://doi.org/10.1016/s0169-5347\(03\)00011-9](https://doi.org/10.1016/s0169-5347(03)00011-9)
- Besnard, A. G., & Secondi, J. (2014). Hedgerows diminish the value of meadows for grassland birds: Potential conflicts for agri-environment schemes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 189, 21–27. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.03.014>
- Bušek, O., & Reif, J. (2017). The potential of military training areas for bird conservation in a central European landscape. *Acta Oecologica*, 84, 34–40. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2017.08.005>

- Ceresa, F., Bogliani, G., Pedrini, P., & Brambilla, M. (2012). The importance of key marginal habitat features for birds in farmland: An assessment of habitat preferences of Red-backed Shrikes *Lanius collurio* in the Italian Alps. *Bird Study*, *59*(3), 327–334. <https://doi.org/10.1080/00063657.2012.676623>
- Cizek, O., Vrba, P., Benes, J., Hrazsky, Z., Koptik, J., Kucera, T., Marhoul, P., Zamecnik, J., & Konvicka, M. (2013). Conservation potential of abandoned military areas matches that of established reserves: Plants and butterflies in the Czech Republic. *Plos One*, *8*(1). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0053124>
- Connor, E. F., & McCoy, E. D. (1979). The statistics and biology of the species-area relationship. *American naturalist*, *113*, 791–833. <https://doi.org/10.1086/283438>
- Culmsee, H., Evers, B., Leikauf, T., & Wesche, K. (2021). Semi-open landscapes of former military training areas are key habitats for threatened birds. *Tuexenia*, *41*, 273–297. <https://doi.org/10.14471/2021.41.006>
- Doherty, P. F., & Grubb, T. C. (2000). Habitat and landscape correlates of presence, density, and species richness of birds wintering in forest fragments in Ohio. *The Wilson Bulletin*, *112*(3), 388–394. [https://doi.org/10.1676/0043-5643\(2000\)112\[0388:HALCOP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1676/0043-5643(2000)112[0388:HALCOP]2.0.CO;2)
- Dunn, J. C., Gruar, D., Stoate, C., Szczur, J., & Peach, W. J. (2016). Can hedgerow management mitigate the impacts of predation on songbird nest survival? *Journal of Environmental Management*, *184*, 535–544. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.10.028>
- Dvořáková, L., Koptík, J., Kotecká Misíková, M., & Marhoul, P. (2021). *Ochrana přírody v opuštěných vojenských prostorech – sborník abstraktů ze závěrečné konference projektu Military LIFE for Nature*. Beleco, z.s., Praha.
- Dvořáková, L., Marhoul, P., Koptík, J., & Kotecká Misíková, M. (2022a). *Restoration of sandy steppes in Pánov – case study of the Military LIFE for Nature project*. Beleco, z.s., Praha.
- Dvořáková, L., Marhoul, P., Koptík, J., & Kotecká Misíková, M. (2022b). *Restoration of steppe habitats in Načeratický kopec special area of conservation – case study of the military LIFE for nature project*. Beleco, z.s., Praha.
- Dvořáková, L., & Reif, J. (2023). Ptáci v opuštěných vojenských výcvikových prostorech České republiky: zhodnocení změn početnosti mezi roky 2009 a 2020–2021. *Panurus*, *32*, 1–19.
- Eglinton, S. M., Noble, D. G., & Fuller, R. J. (2012). A meta-analysis of spatial relationships in species richness across taxa: Birds as indicators of wider biodiversity in temperate regions. *Journal for Nature Conservation*, *20*(5), 301–309. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2012.07.002>
- Ellison, K. S., Ribic, C. A., Sample, D. W., Fawcett, M. J., & Dadisman, J. D. (2013). Impacts of tree rows on grassland birds and potential nest predators: a removal experiment. *PLoS ONE*, *8*(4), e59151. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0059151>
- Ellwanger, G., & Reiter, K. (2019). Nature conservation on decommissioned military training areas – German approaches and experiences. *Journal for Nature Conservation*, *49*, 1–8. <https://doi.org/10.1016/J.JNC.2019.02.003>
- Evans, K. L., Warren, P. H., & Gaston, K. J. (2005). Species-energy relationships at the

- macroecological scale: A review of the mechanisms. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 80(1), 1–25.
<https://doi.org/10.1017/S1464793104006517>
- Fahrig, L., Baudry, J., Brotons, L., Burel, F. G., Crist, T. O., Fuller, R. J., Sirami, C., Siriwardena, G. M., & Martin, J. L. (2011). Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters*, 14(2), 101–112.
<https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01559.x>
- Fischer, J., Stott, J., & Law, B. S. (2010). The disproportionate value of scattered trees. *Biological Conservation*, 143(6), 1564–1567.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.03.030>
- Fleishman, E., Noss, R. F., & Noon, B. R. (2006). Utility and limitations of species richness metrics for conservation planning. *Ecological Indicators*, 6, 543–553.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.07.005>
- Foley, J. A., Ramankutty, N., Brauman, K. A., Cassidy, E. S., Gerber, J. S., Johnston, M., Mueller, N. D., O’Connell, C., Ray, D. K., West, P. C., Balzer, C., Bennett, E. M., Carpenter, S. R., Hill, J., Monfreda, C., Polasky, S., Rockström, J., Sheehan, J., Siebert, S., ... Zaks, D. P. M. (2011). Solutions for a cultivated planet. *Nature*, 478(7369), 337–342. <https://doi.org/10.1038/nature10452>
- Foppen, R. P. B., Chardon, J. P., & Liefveld, W. (2000). Understanding the role of sink patches in source-sink metapopulations: Reed Warbler in an agricultural landscape. *Conservation Biology*, 14, 1881–1892.
<https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99022.x>
- Forman, R. T. T., & Baudry, J. (1984). Hedgerows and hedgerow networks in landscape ecology. *Environmental Management*, 8(6), 495–510.
<https://doi.org/10.1007/BF01871575>
- Fraixedas, S., Lindén, A., Piha, M., Cabeza, M., Gregory, R., & Lehikoinen, A. (2020). A state-of-the-art review on birds as indicators of biodiversity: Advances, challenges, and future directions. *Ecological Indicators*, 118(April), 106728.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106728>
- Fuller, R. J., Chamberlain, D. E., Burton, N. H. K., & Gough, S. J. (2001). Distributions of birds in lowland agricultural landscapes of England and Wales: How distinctive are bird communities of hedgerows and woodland? *Agriculture Ecosystems & Environment*, 84(1), 79–92. [https://doi.org/10.1016/s0167-8809\(00\)00194-8](https://doi.org/10.1016/s0167-8809(00)00194-8)
- Fuller, R. J., Hinsley, S. A., & Swetnam, R. D. (2004). The relevance of non-farmland habitats, uncropped areas and habitat diversity to the conservation of farmland birds. *Ibis*, 146(Suppl. 2), 22–31. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2004.00357.x>
- Fuller, R. J., Williamson, T., Barnes, G., & Dolman, P. M. (2017). Human activities and biodiversity opportunities in pre-industrial cultural landscapes: relevance to conservation. *Journal of Applied Ecology*, 54(2), 459–469.
<https://doi.org/10.1111/1365-2664.12762>
- Gámez-Virués, S., Perović, D. J., Gossner, M. M., Börschig, C., Blüthgen, N., De Jong, H., Simons, N. K., Klein, A. M., Krauss, J., Maier, G., Scherber, C., Steckel, J., Rothenwöhrer, C., Steffan-Dewenter, I., Weiner, C. N., Weisser, W., Werner, M., Tschardtke, T., & Westphal, C. (2015). Landscape simplification filters species traits and

- drives biotic homogenization. *Nature Communications*, 6, 8568.
<https://doi.org/10.1038/ncomms9568>
- Gauffre, B., Boissinot, A., Quiquempois, V., Leblois, R., Grillet, P., Morin, S., Picard, D., Ribout, C., & Lourdais, O. (2022). Agricultural intensification alters marbled newt genetic diversity and gene flow through density and dispersal reduction. *Molecular Ecology*, 31(1), 119–133. <https://doi.org/10.1111/mec.16236>
- Gotelli, N. J., & Colwell, R. K. (2001). Quantifying biodiversity: Procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4(4), 379–391. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2001.00230.x>
- Gottschalk, T. K., Dittrich, R., Diekötter, T., Sheridan, P., Wolters, V., & Ekschmitt, K. (2010). Modelling land-use sustainability using farmland birds as indicators. *Ecological Indicators*, 10(1), 15–23. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2009.05.008>
- Green, R. E., Osborne, P. E., & Sears, E. J. (1994). The distribution of passerine birds in hedgerows during the breeding season in relation to characteristics of the hedgerow and adjacent farmland. *Journal of Applied Ecology*, 31(4), 677–692. <https://doi.org/10.2307/2404158>
- Guisan, A., & Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: Offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8(9), 993–1009. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x>
- Hagen, D., Evju, M., Skovli Henriksen, P., Solli, S., Erikstad, L., & Bartlett, J. (2022). From military training area to National Park over 20 years: Indicators for outcome evaluation in a large-scale restoration project in alpine Norway. *Journal for Nature Conservation*, 66, 126125. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2021.126125>
- Hanuš, M., Hušek, P., & Mládek, O. (1979). *Zeleň v krajině*. Ústí nad Labem: Krajské středisko státní památkové péče a ochrany přírody.
- Harabiš, F., & Dolný, A. (2018). Military training areas as refuges for threatened dragonfly species: Effect of spatial isolation and military activity. *Biological Conservation*, 217(July 2017), 28–35. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.10.021>
- Haslem, A., & Bennett, A. F. (2008). Birds in agricultural mosaics: The influence of landscape pattern and countryside heterogeneity. *Ecological Applications*, 18(1), 185–196. <https://doi.org/10.1890/07-0692.1>
- Hinsley, S. A., & Bellamy, P. E. (2000). The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds: A review. *Journal of Environmental Management*, 60(1), 33–49. <https://doi.org/10.1006/jema.2000.0360>
- Hinsley, S. A., Bellamy, P. E., Newton, I., & Sparks, T. H. (1995). Habitat and landscape factors influencing the presence of individual breeding bird species in woodland fragments. *Journal of Avian Biology*, 26(2), 94–104. <https://doi.org/10.2307/3677057>
- Hirst, R. A., Pywell, R. F., Marrs, R. H., & Putwain, P. D. (2005). The resilience of calcareous and mesotrophic grasslands following disturbance. *Journal of Applied Ecology*, 42(3), 498–506. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01028.x>
- Horak, J., Vodka, S., Kout, J., Halda, J. P., Bogusch, P., & Pech, P. (2014). Biodiversity of most dead wood-dependent organisms in thermophilic temperate oak woodlands thrives on diversity of open landscape structures. *Forest Ecology and Management*, 315, 80–85.

<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.12.018>

- Hudec, K., & Šťastný, K. (2005). *Fauna České republiky. Ptáci 2* (2. vyd.). Academia.
- Huth, N. I., & Possingham, H. (2007). Tradeoffs in dryland agroforestry: Birds vs dollars. In: Oxley, L., Kulasiri, D. (Eds.), MODSIM 2007 – International Congress on Modelling and Simulation. Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand, Christchurch, New Zealand, pp. 2250–2256.
- Jentsch, A., Friedrich, S., Steinlein, T., Beyschlag, W., & Nezadal, W. (2009). Assessing conservation action for substitution of missing dynamics on former military training areas in central Europe. *Restoration Ecology*, 17(1), 107–116.
<https://doi.org/10.1111/J.1526-100X.2007.00339.X>
- Kavka, B., & Šindelářová, J. (1978). *Funkce zeleně v životním prostředí*. Státní zemědělské nakladatelství.
- Kolařík, J. (2003). *Péče o dřeviny rostoucí mimo les - II*. Český svaz ochránců přírody, Vlašim.
- Konvička, M., Benes, J., Cizek, O., Kopecek, F., Konvička, O., & Vitaz, L. (2008). How too much care kills species: Grassland reserves, agri-environmental schemes and extinction of *Colias myrmidone* (Lepidoptera: Pieridae) from its former stronghold. *Journal of Insect Conservation*, 12, 519–525. <https://doi.org/10.1007/s10841-007-9092-7>
- Konvička, M., Ričl, D., Vodičková, V., Beneš, J., & Jirků, M. (2021). Restoring a butterfly hot spot by large ungulates refaunation: The case of the Milovice military training range, Czech Republic. *BMC Ecology and Evolution*, 21, 73.
<https://doi.org/10.1186/s12862-021-01804-x>
- Kujawa, K. (2002). Population density and species composition changes for breeding bird species in farmland woodlots in western Poland between 1964 and 1994. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 91(1–3), 261–271.
[https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00221-3](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00221-3)
- Lennon, J. J., Koleff, P., Greenwood, J. J. D., & Gaston, K. J. (2004). Contribution of rarity and commonness to patterns of species richness. *Ecology Letters*, 7(2), 81–87.
<https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2004.00548.x>
- Leroy, F., Reif, J., Storch, D., & Keil, P. (2023). How has bird biodiversity changed over time? A review across spatio-temporal scales. *Basic and Applied Ecology*, 69, 26–38.
<https://doi.org/10.1016/j.baae.2023.03.004>
- Lindenmayer, D. B., MacGregor, C., Wood, J., Westgate, M. J., Ikin, K., Foster, C., Ford, F., & Zentelis, R. (2016). Bombs, fire and biodiversity: Vertebrate fauna occurrence in areas subject to military training. *Biological Conservation*, 204, 276–283.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.10.030>
- Loman, J. (2003). Small habitat islands are inferior breeding habitats but are used by some Great Tits – competition or ignorance? *Biodiversity and Conservation*, 12(7), 1467–1479. <https://doi.org/10.1023/A:1023629810919>
- Loman, J., & Von Schantz, T. (1991). Birds in a farmland—more species in small than in large habitat island. *Conservation Biology*, 5, 176–188.
<https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1991.tb00122.x>

- Ložek, V. (2007). *Zrcadlo minulosti: česká a slovenská krajina v kvartéru*. Dokořán.
- MacArthur, R. H., & Wilson, E. O. (1967). *The theory of island biogeography*. Princeton University Press.
- MacDonald, D. W., & Johnson, P. J. (1995). The relationship between bird distribution and the botanical and structural characteristics of hedges. *The Journal of Applied Ecology*, 32(3), 492–505. <https://doi.org/10.2307/2404647>
- MacDonald, D. W., & Johnson, P. J. (2000). Farmers and the custody of the countryside: Trends in loss and conversion of non-productive habitats 1981–1998. *Biological Conservation*, 94, 221–234. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00173-1](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00173-1)
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring biological diversity* (2. vyd.). Blackwell Science Ltd.
- Marhoul, P., Koptík, J., Pospíšilová, P., & Kotecká Misíková, M. (2024). *Metodika péče o bývalé vojenské prostory* [online]. Beleco, z.s. [cit. 2024-08-01] https://beleco.cz/wp-content/uploads/2024/08/TACR_metodika-pece-o-VP_s-prilohami_fin.pdf
- Mason, C. (2001). Woodland area, species turnover and the conservation of bird assemblages in lowland England. *Biodiversity and Conservation*, 10(4), 495–510. <https://doi.org/10.1023/A:1016606410892>
- McCollin, D. (1993). Avian distribution patterns in a fragmented wooded landscape (North Humberside, U.K.): The role of between-patch and within-patch structure. *Global Ecology and Biogeography*, 3(2), 48–62. <https://doi.org/10.2307/2997459>
- Mehlman, D. W., Mabey, S. E., Ewert, D. N., Duncan, C., Abel, B., Cimbrich, D., Sutter, R. D., & Woodrey, M. (2005). Conserving stopover sites for forest-dwelling migratory landbirds. *Auk*, 122, 1281–1290. <https://doi.org/10.1126/science.98.2552.466>
- Montgomery, I., Caruso, T., & Reid, N. (2020). Hedgerows as ecosystems: Service delivery, management, and restoration. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 51, 81–102. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-012120-100346>
- Morelli, F., Jerzak, L., & Tryjanowski, P. (2014). Birds as useful indicators of high nature value (HNV) farmland in Central Italy. *Ecological Indicators*, 38, 236–242. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.11.016>
- Morelli, F., Mróz, E., Pruscini, F., Santolini, R., Goławski, A., & Tryjanowski, P. (2016). Habitat structure, breeding stage and sex affect hunting success of breeding Red-backed Shrike (*Lanius collurio*). *Ethology Ecology & Evolution*, 28, 136–147. <https://doi.org/10.1080/03949370.2015.1022907>
- Opdam, P., Rijdsdijk, G., & Hustings, F. (1985). Bird communities in small woods in an agricultural landscape: Effects of area and isolation. *Biological Conservation*, 34(4), 333–352. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(85\)90039-4](https://doi.org/10.1016/0006-3207(85)90039-4)
- Parish, T., Lakhani, K. H., & Sparks, T. H. (1995). Modeling the relationship between bird population variables and hedgerow, and other field margin attributes II. Abundance of individual species and of groups of similar species. *Journal of Applied Ecology*, 32, 362–371. <https://doi.org/10.2307/2405102>
- Perino, A., Pereira, H. M., Navarro, L. M., Fernández, N., Bullock, J. M., Ceaușu, S., Cortés-Avizanda, A., Van Klink, R., Kuemmerle, T., Lomba, A., Pe'er, G., Plieninger,

- T., Benayas, J. M. R., Sandom, C. J., Svenning, J. C., & Wheeler, H. C. (2019). Rewilding complex ecosystems. *Science* 364 (6438), eaav5570. <https://doi.org/10.1126/science.aav5570>
- Prevedello, J. A., Almeida-Gomes, M., & Lindenmayer, D. B. (2018). The importance of scattered trees for biodiversity conservation: A global meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 55, 205–214. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12943>
- Pustkowiak, S., Kwieciński, Z., Lenda, M., Źmihorski, M., Rosin, Z. M., Tryjanowski, P., & Skórka, P. (2021). Small things are important: The value of singular point elements for birds in agricultural landscapes. *Biological Reviews*, 96(4), 1386–1403. <https://doi.org/10.1111/BRV.12707>
- Řehouňková, K., Jongepierová, I., Šebelíková, L., Vítovcová, K., & Prach, K. (2021). Topsoil removal in degraded open sandy grasslands: Can we restore threatened vegetation fast? *Restoration Ecology*, 29(April), e13188. <https://doi.org/10.1111/rec.13188>
- Reif, J., Hanzelka, J., Kadlec, T., Štrobl, M., & Hejda, M. (2016). Conservation implications of cascading effects among groups of organisms: The alien tree *Robinia pseudacacia* in the Czech Republic as a case study. *Biological Conservation*, 198, 50–59. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.04.003>
- Reif, J., Marhoul, P., & Koptík, J. (2013). Bird communities in habitats along a successional gradient: Divergent patterns of species richness, specialization and threat. *Basic and Applied Ecology*, 14(5), 423–431. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2013.05.007>
- Reif, J., Jiguet, F., & Šťastný, K. (2010). Habitat specialization of birds in the Czech Republic: Comparison of objective measures with expert opinion. *Bird Study*, 57(2), 197–212. <https://doi.org/10.1080/00063650903477046>
- Reif, J., & Marhoul, P. (2010). Ptáci v opuštěných vojenských výcvikových prostorech v České republice: Druhová skladba a ochránářská hodnota. *Sylvia*, 46, 87–105.
- Reynolds, C., Fletcher, R. J., Carneiro, C. M., Jennings, N., Ke, A., LaScaleia, M. C., Lukhele, M. B., Mamba, M. L., Sibiyi, M. D., Austin, J. D., Magagula, C. N., Mahlaba, T., Monadjem, A., Wisely, S. M., & McCleery, R. A. (2018). Inconsistent effects of landscape heterogeneity and land-use on animal diversity in an agricultural mosaic: A multi-scale and multi-taxon investigation. *Landscape Ecology*, 33(2), 241–255. <https://doi.org/10.1007/s10980-017-0595-7>
- Riesch, F., Tonn, B., Georg, H., Marcus, S., Balkenhol, N., & Isselstein, J. (2020). Grazing by wild red deer maintains characteristic vegetation of semi-natural open habitats: Evidence from a three-year exclusion experiment. *Applied Vegetation Science*, 23(4), 522–538. <https://doi.org/10.1111/avsc.12505>
- Salek, L., Harmacek, J., Jerabkova, L., & Topacoglu, O. (2019). Thorny shrubs limit the browsing pressure of large herbivores on tree regeneration in temperate lowland forested landscapes. *Sustainability*, 11, 3578. <https://doi.org/10.3390/su11133578>
- Šálek, M., Kalinová, K., & Reif, J. (2022). Conservation potential of semi-natural habitats for birds in intensively-used agricultural landscapes. *Journal for Nature Conservation*, 66, 126124. <https://doi.org/10.1016/J.JNC.2021.126124>
- Sauerbrei, R., Aue, B., Krippes, C., Diehl, E., & Wolters, V. (2017). Bioenergy and biodiversity: Intensified biomass extraction from hedges impairs habitat conditions

- for birds. *Journal of Environmental Management*, 187, 311–319.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.11.052>
- Sebek, P., Vodka, S., Bogusch, P., Pech, P., Tropek, R., Weiss, M., Zimova, K., & Cizek, L. (2016). Open-grown trees as key habitats for arthropods in temperate woodlands: The diversity, composition, and conservation value of associated communities. *Forest Ecology and Management*, 380, 172–181. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.08.052>
- Skokanová, H., Havlíček, M., Klusáček, P., & Martinát, S. (2017). Five military training areas - five different trajectories of land cover development? Case studies from the Czech Republic. *Geographia Cassoviensis*, 11(2), 201–213.
- Staley, J. T., Sparks, T. H., Croxton, P. J., Baldock, K. C. R., Heard, M. S., Hulmes, S., Hulmes, L., Peyton, J., Amy, S. R., & Pywell, R. F. (2012). Long-term effects of hedgerow management policies on resource provision for wildlife. *Biological Conservation*, 145(1), 24–29. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.09.006>
- Šťastný, K., & Bejček, V. (2003). The red list of birds of the Czech Republic. *Příroda*, 22, 95–129.
- Šťastný, K., & Hudec, K. (2011). *Fauna České republiky. Ptáci 3* (2. vyd.). Academia, Praha.
- Stoate, C., Báldi, A., Beja, P., Boatman, N. D., Herzon, I., van Doorn, A., de Snoo, G. R., Rakosy, L., & Ramwell, C. (2009). Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe - A review. *Journal of Environmental Management*, 91(1), 22–46.
<https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2009.07.005>
- Storch, D., Koleček, J., Keil, P., Vermouzek, Z., Voříšek, P., & Reif, J. (2023). Decomposing trends in bird populations: Climate, life histories and habitat affect different aspects of population change. *Diversity and Distributions*, 29(January), 572–585.
<https://doi.org/10.1111/ddi.13682>
- Takkis, K., Kull, T., Hallikma, T., Jaksi, P., Kaljund, K., Kauer, K., Kull, T., Kurina, O., Külvik, M., Lanno, K., Leht, M., Liira, J., Melts, I., Pehlak, H., Raet, J., Sammet, K., Sepp, K., Väli, Ü., & Laanisto, L. (2018). Drivers of species richness and community integrity of small forest patches in an agricultural landscape. *Journal of Vegetation Science*, 29(6), 978–988. <https://doi.org/10.1111/jvs.12689>
- Tälle, M., Deák, B., Poschlod, P., Valkó, O., Westerberg, L., & Milberg, P. (2016). Grazing vs. mowing: A meta-analysis of biodiversity benefits for grassland management. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 222, 200–212.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.02.008>
- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M. C., Schwager, M., & Jeltsch, F. (2004). Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: The importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, 31(1), 79–92.
<https://doi.org/10.1046/J.0305-0270.2003.00994.X>
- Tworek, S. (2002). Different bird strategies and their responses to habitat changes in an agricultural landscape. *Ecological Research*, 17, 339–359.
<https://doi.org/10.1046/j.1440-1703.2002.00493.x>
- Valente, S., Skarin, A., Ciucci, P., Ubani, A., & Ciucci, P. (2020). Attacked from two fronts: Interactive effects of anthropogenic and biotic disturbances generate complex movement patterns. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 52(1), 27–40.

<https://doi.org/10.1080/15230430.2019.1698251>

- Vanhinsbergh, D., Gough, S., Fuller, R. J., & Brierley, E. D. R. (2002). Summer and winter bird communities in recently established farm woodlands in lowland England. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *92*, 123–136. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00301-2](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00301-2)
- Vera, F. W. M. (2000). *Grazing ecology and forest history*. CAB International, New York.
- Villada-Bedoya, S., Córdoba-Aguilar, A., Escobar, F., Martínez-Morales, I., & González-Tokman, D. (2019). Dung Beetle body condition: A tool for disturbance evaluation in contaminated pastures. *Environmental Toxicology and Chemistry*, *38*(11), 2392–2404. <https://doi.org/10.1002/etc.4548>
- Villard, M. A., Trzcinski, M. K., & Merriam, G. (1999). Fragmentation effects on forest birds: Relative influence of woodland cover and configuration on landscape occupancy. *Conservation Biology*, *13*(4), 774–783. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.98059.x>
- Waldhardt, R., Simmering, D., & Otte, A. (2004). Estimation and prediction of plant species richness in a mosaic landscape. *Landscape Ecology*, *19*(2), 211–226. <https://doi.org/10.1023/B:LAND.0000021722.08588.58>
- Walker, M. P., Dover, J. W., Hinsley, S. A., & Sparks, T. H. (2005). Birds and green lanes: Breeding season bird abundance, territories and species richness. *Biological Conservation*, *126*, 540–547. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.07.005>
- Warren, S. D., & Büttner, R. (2008). Active military training areas as refugia for disturbance-dependent endangered insects. *Journal of Insect Conservation*, *12*(6), 671–676. <https://doi.org/10.1007/s10841-007-9109-2>
- Warren, S. D., Holbrook, S. W., Dale, D. A., Whelan, N. L., Elyn, M., Grimm, W., & Jentsch, A. (2007). Biodiversity and the heterogeneous disturbance regime on military training lands. *Restoration Ecology*, *15*(4), 606–612. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2007.00272.x>
- Weber, D., Hintermann, U., & Zangger, A. (2004). Scale and trends in species richness: Considerations for monitoring biological diversity for political purposes. *Global Ecology and Biogeography*, *13*(2), 97–104. <https://doi.org/10.1111/j.1466-882X.2004.00078.x>
- Wehling, S., & Diekmann, M. (2009). Importance of hedgerows as habitat corridors for forest plants in agricultural landscapes. *Biological Conservation*, *142*(11), 2522–2530. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.05.023>
- Westbury, D. B., Woodcock, B. A., Harris, S. J., Brown, V. K., & Potts, S. G. (2017). Buffer strip management to deliver plant and invertebrate resources for farmland birds in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, *240*, 215–223. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.02.031>
- Whittaker, R. H. (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, *21*, 213–251.
- Wright, H. L., Lake, I. R., & Dolman, P. M. (2011). Agriculture—a key element for conservation in the developing world. *Conservation Letters*, *5*(1), 11–19. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2011.00208.x>

Wuczynski, A. (2016). Farmland bird diversity in contrasting agricultural landscapes of southwestern Poland. *Landscape and Urban Planning*, 148, 108–119.
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.11.010>

Příloha: články

Článek 1

Dvořáková, L., Kuczyński, L., Rivas-Salvador, J., & Reif, J. (2022). Habitat characteristics supporting bird species richness in mid-field woodlots. *Frontiers in Environmental Science, 10*, 816255. <https://doi.org/10.3389/FENVS.2022.816255>

Článek 2

Dvořáková, L., Hernová, J., Bušek, O., & Reif, J. (2023). Relationships between bird species richness and different facets of landscape heterogeneity – insights from a military area. *Journal of Vertebrate Biology*, 72, 23012. <https://doi.org/10.25225/jvb.23012>

Článek 3

Dvořáková, L., Hanzelka, J., Romportl, D., & Reif, J. (2024). Habitat changes explain shifts in bird community composition in abandoned military training areas: Lessons for conservation. *Journal for Nature Conservation*, 79, 126612. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2024.126612>

Článek 4

Reif, J., Chajma, P., Dvořáková, L., Koptík, J., Marhoul, P., Čížek, O., & Kadlec, T. (2023). Biodiversity changes in abandoned military training areas: relationships to different management approaches in multiple taxa. *Frontiers in Environmental Science*, *11*, 1243568. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1243568>