

**Univerzita Karlova**  
**Přírodovědecká fakulta**

Studijní program: Biologie  
Studijní obor: Zoologie



**Bc. Vít Zeman**

Rozšíření a biotopové preference strnada zahradního v České republice  
Distribution and habitat preference of the Ortolan Bunting in the Czech Republic

Diplomová práce

Vedoucí práce: RNDr. Radek Lučan, Ph.D.

Konzultant: Ing. Martin Šálek, Ph.D.

Praha, 2017

**Prohlášení:**

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

V Praze, 15. 8. 2017

.....

Podpis

## Poděkování:

Na prvním místě bych rád poděkoval Martinovi Šálkovi a Radkovi Lučanovi za vedení mé práce. Martinovi především za mnoho cenných zkušeností, které jsem během této práce získal, a to především v terénu. Dále za trpělivé řešení mnoha problémů i pokroků, které se během práce objevily a celkově vůbec za to, že jsem se mohl na tomto zajímavém projektu podílet. Radkovi pak za cenné připomínky při sepisování této práce, za pomoc při mapování a též celkově za možnost, podílet se na tomto projektu.

Dále bych chtěl zmínit ty, kteří nám pomáhali s mapováním druhu, případně nám poskytli důležité informace o výskytu strnada zahradního v různých koutech republiky. Bez těchto lidí by se rozhodně nepodařilo udělat větší část práce. Jsou to Václav Beran, Josef Círl, Martina Hanzlíková, Miroslav Horák, Lukáš Kadava, Martin Mandák, Pavel Marhoul, Martin Miškovský, Patrik Molitor, Vojtěch Procházka, Karel Šimeček a Pavel Vít. Speciálně bych rád dále poděkoval Marině Kipson za pomoc při mapování severních a středních Čech a Patrikovi Molitorovi a Liborovi Prausovi za mapování Slezska a jejich osobní pomoc, která mi v této části republiky byla poskytnuta při analýze biotopových preferencí.

Ohromný dík patří Radovanovi Václavovi za statistické zpracování dat a jeho připomínky při sepisování této práce a Stanislavovi Grillovi za výrobu mapových podkladů a jeho pomoc s geoinformačním systémem. Děkuji též Dušanovi Romportlovi za poskytnutí podkladů k vektorizaci prostorů v dolech.

Rád bych též poděkoval Janovi Hodačovi za poskytnutí možnosti ubytování v Mostě, kdy probíhalo mapování oblastí v severních Čechách.

Na závěr bych chtěl poděkovat své rodině a přátelům za podporu a povzbuzování při mé práci. Konkrétně pak Lukášovi Zavřelovi a Tereze Zichové za jejich cenné rady.

Práce byla realizována za finanční podpory EHP fondů 2009–2014 a Ministerstva životního prostředí (Grant MGSII – 52: „Zpracování odborných podkladů pro rozhodnutí o ZPZCHD pro druhy: sýček obecný (*Athene noctua*) a strnad zahradní (*Emberiza hortulana*)“). Projekt byl dále podpořen výzkumným záměrem Akademie věd České republiky (RVO 68081766) a Univerzity Karlovy v Praze (SVV 260 313/2016).

# Obsah

ABSTRAKT .....	6
ABSTRACT .....	7
1 ÚVOD .....	8
1.1 Ohrožení .....	8
1.2 Rozšíření a populační trend strnada zahradního v Evropě .....	11
1.3 Historický vývoj populace strnada zahradního v České republice .....	18
1.3.1 Šíření strnada zahradního českou krajinou .....	18
1.3.2 Vrchol početnosti populace strnadů u nás .....	20
1.3.3 Pokles početnosti druhu .....	21
1.4 Vývoj populace v jádrových oblastech výskytu strnada zahradního .....	25
1.4.1 Podkrušnohorské hnědouhelné výsypky .....	25
1.4.2 České středohoří .....	25
1.4.3 Milovice .....	26
1.4.4 Okolí Žehuňského a Proudnického rybníka .....	26
1.4.5 Hovoransko-Čejkovicko .....	26
1.4.6 Hlučínsko, Opavsko, Osoblažsko a Javornicko .....	27
1.5 Biotopové preference strnada zahradního na evropských hnízdištích .....	29
1.6 Cíle diplomové práce .....	34
2 METODIKA .....	35
2.1 Jádrové oblasti výzkumu .....	36
2.1.1 Podkrušnohorské hnědouhelné výsypky .....	36
2.1.2 České středohoří .....	38
2.1.3 Milovice .....	38
2.1.4 Okolí Žehuňského a Proudnického rybníka .....	39
2.1.5 Hovoransko-Čejkovicko .....	39
2.1.6 Hlučínsko, Opavsko, Osoblažsko a Javornicko .....	40
2.2 Mapování výskytu strnada zahradního .....	42
2.3 Monitoring prostředí .....	43
2.4 Biotopové preference – statistické zpracování dat .....	49
3 VÝSLEDKY .....	50
3.1 Početnost a distribuce strnada zahradního v jádrových oblastech výzkumu .....	50
3.1.1 Podkrušnohorské hnědouhelné výsypky .....	50
3.1.2 České středohoří .....	50
3.1.3 Milovice .....	50

3.1.4	Okolí Žehuňského a Proudnického rybníka.....	50
3.1.5	Hovoransko-Čejkovicko.....	51
3.1.6	Hlučínsko, Opavsko, Osoblažsko a Javornicko.....	51
3.1.7	Populace strnada zahradního v České republice.....	51
3.2	Biotopové preference strnada zahradního.....	53
4	DISKUZE.....	57
4.1	Rozšíření strnada zahradního v České republice.....	57
4.2	Biotopové preference druhu na českých hnízdištích.....	59
4.3	Ochranná opatření.....	62
5	ZÁVĚR.....	64
	LITERATURA.....	65
	PŘÍLOHY.....	74

## ABSTRAKT

Strnad zahradní (*Emberiza hortulana*) je ptákem otevřené zemědělské krajiny, jehož počty v posledních desetiletích výrazně poklesly, a to především v zemích západní a střední Evropy. Cílem našeho výzkumu v roce 2015 bylo zjistit, kde se v České republice nacházejí poslední populace tohoto kriticky ohroženého druhu a také k jakému biotopu se tento pták u nás váže. Celkově bylo zkontrolováno devět oblastí o rozloze 925 km<sup>2</sup>. Zaznamenány přitom byly dvě hlavní oblasti výskytu tohoto druhu (povrchové doly v severních Čechách a zemědělská krajina Slezska) a dvě malé izolované populace ve středních Čechách. Naopak kontroly v některých tradičních oblastech jeho výskytu (České středohoří, Hovoransko-Čejkovicko a Javornicko) byly negativní. Dohromady bylo napočítáno 75–79 zpívajících samců. Náš odhad velikosti české populace za rok 2015 činí 75–100 zpívajících samců, což značí oproti poslednímu mapování v letech 2001–2003 další populační pokles. Biotopové preference strnadů zahradních byly zkoumány ve dvou prostorových škálách a došlo k porovnání biotopů mezi zemědělskou krajinou a krajinou povrchových dolů. Náš výzkum poukazuje na výraznou biotopovou flexibilitu druhu a vazbu k vysoké heterogenitě území, pokryvnosti holou půdou a nízké pokryvnosti urbánními plochami. V zemědělské krajině druh dále osidloval například lokality s vyšším podílem keřové a lesní vegetace, makových polí a úhorů. V krajině povrchových dolů se přitom keřové a lesní vegetaci vyhýbal a naopak vyhledával území s vyšším pokrytím bylinnou vegetací a vyšší sklonitostí a vrásčitostí terénu.

Unikátní poznatky zjištěné díky našemu výzkumu mohou posloužit pro aplikovanou ochranu tohoto druhu v České republice. Ta by měla být směřována do jádrových oblastí jeho současného výskytu a měla by se zaměřit na podporu heterogenity biotopů zemědělské krajiny a především v povrchových dolech na údržbu ploch ve fázi rané sukcese.

**Klíčová slova:** strnad zahradní, zemědělská krajina, povrchové doly, biotopové preference, populační pokles, biotopová heterogenita, ochranná opatření

## ABSTRACT

The Ortolan Bunting (*Emberiza hortulana*) is a farmland bird species, whose population size has declined very sharply in recent decades, especially in Western and Central European countries. The aim of our study in 2015 was to record where the last populations of this critically endangered species in the Czech Republic are located and also what habitat the species associated with. We examined nine areas (925 km<sup>2</sup> in total). Two main areas of occurrence (surface mines in northern Bohemia and farmland landscape of Silesia) and two small isolated populations in central Bohemia were registered for this species. In contrast, observations in some traditional areas of its occurrence (České středohoří in northern Bohemia, Hovorany-Čejkovice region in southern Moravia and Javoricko region in Silesia) were negative. Altogether, we counted 75–79 singing males. Our estimation of the size of the Czech population in 2015 is 75–100 singing males, which indicates further population decline compared to the last mapping in 2001–2003. Furthermore, habitat associations were investigated at two spatial scales and we made habitat comparison between farmland and post-mining landscape. Our research highlights a high degree of flexibility in habitat selection of Ortolan Bunting and also positive association with high heterogeneity of the area, the cover of bare ground and the low coverage of urban habitats. In farmland the species, for example, was in areas with higher cover of shrub and woody vegetation, poppy fields and set-asides. However, in post-mining landscape it avoided shrub and woody vegetation and selected habitats with cover of herb vegetation, greater slope steepness and terrain ruggedness.

Our unique findings can contribute to applied conservation measures for Ortolan Bunting in the Czech Republic. They should be directed to the core areas of its current distribution and should focus on enhancing farmland habitat heterogeneity and regulating the rate of succession, especially in post-mining landscape.

**Keywords:** Ortolan Bunting, farmland, post-mining landscape, habitat selection, population decline, habitat heterogeneity, conservation measures

# 1 ÚVOD

## 1.1 Ohrožení

Populace evropských druhů ptáků otevřené zemědělské krajiny prodělaly v posledních desetiletích velice strmý pokles početnosti, kterým se v současnosti zabývá nemalé množství výzkumů ochrany přírody. Jak se zdá, zásadní úlohu v tomto problému hrají především změny, ke kterým od druhé poloviny minulého století dochází v zemědělství. Jde především o intenzifikaci zemědělství, které klade důraz na zvýšení jeho výnosů a ke kterému se pojí například velkoobjemové používání umělých hnojiv a pesticidů, úbytek úhorů s dostatkem holé půdy a častější výsadba tzv. ozimů na úkor jařin (Chamberlain et al. 2000). Ptáci zemědělské krajiny na tyto trendy reagují velmi silným poklesem početnosti (Chamberlain et al. 2000, Donald et al. 2001, Donald et al. 2006), a to především díky degradaci jejich biotopů. Například používání pesticidů a častější výsadba ozimů oproti jařinám snižuje nabídku potravy pro zrnožravé ptáky (Newton 2004). Z krajiny též mizí potřebná heterogenita reprezentovaná mozaikou malých polí s různými plodinami a střídající se s nezemědělskými biotopy, které živočichům nabízejí místa k úkrytu, hnízdění a ke sběru potravy (Benton et al. 2003, Voříšek et al. 2010). Voříšek et al. (2010) například uvádějí, že od začátku 80. let ze sledovaných 36 druhů ptáků zemědělské krajiny poklesl stav u 20 z nich, a to dohromady o více jak polovinu. Pokles je přitom větší u států západní a severní Evropy. U států které se k Evropské unii připojili až po roce 2000 je tento trend vývoje početnosti strmý méně (Voříšek et al. 2010). Co se pak týče konkrétně České republiky, zde patrně k poklesu došlo zapříčiněním více vlivů. Zatímco do konce komunismu v 80. letech byla hlavní vinou právě intenzifikace zemědělství, od 90. let tomu bylo i díky tomu, že se na mnoha místech naší země od zemědělství naopak zcela upustilo a tyto dosavadní polní plochy zastoupily ve velké míře louky (Reif et al. 2008a, 2008b, Reif & Hanzelka 2016).

Strnad zahradní (*Emberiza hortulana*), přestože ve skutečnosti osidluje mnohem širší spektrum biotopů, patří též mezi ptáky zemědělské krajiny. Zaznamenává z nich přitom za poslední desetiletí jeden z nejvýraznějších poklesů početnosti, a to napříč svým evropským areálem rozšíření (např. Birdlife International 2004b, PECBMS 2016) včetně České republiky (např. Šťastný et al. 2006 a viz dále). Tento vývoj početnosti však nemusí být zapříčiněn pouze úbytkem a degradací vhodných biotopů na jeho evropských hnízdištích. Druh je dálkovým subsaharským migrantem (Cramp & Perrins 1994) a za pravděpodobnými důvody jeho poklesu početnosti tudíž mohou stát také ohrožení, které na něj čekají během tahů nebo



na zimovištích (Fonderflick et al. 2005, Vepsäläinen et al. 2005, de Groot et al. 2010, Menz & Arlettaz 2012, Birdlife International 2015). Bohužel o těchto záležitostech, které by přímo souvisely se strnadem zahradním, chybí dostatečné množství informací a tak tyto domněnky zůstávají nepotvrzeny.

Vyšší úbytek dálkových migrantů oproti druhům nemigrujícím případně táhnoucím na kratší vzdálenosti uvádí například Sanderson et al. (2006). Tato záležitost může být dávana do souvislosti s klimatickými změnami, kdy je dálkový migrant znevýhodněn svým pozdějším přiletem na hnízdiště. U těchto ptačích druhů pak dochází k nesouladu mezi časem zvýšených požadavků o potravu a reálnou dostupností potravy, která je díky teplejším jarům posunuta na dřívější termín (Both et al. 2010). Výše popsany rozdíl v úbytku ptáků s odlišnými migračními strategiemi však nezaznamenali u druhů zemědělské krajiny Reif et al. (2008a) ani Voříšek et al. (2010), což značí, že pro tyto ptáky mohou být zásadnější problémy dějící se na jejich evropských hnízdištích. Na druhou stranu z hlediska ochrany přírody jsou ohrožení čekající na migrující evropské druhy na tazích rozhodně velmi zásadním problémem, zvláště pak jejich nelegální zabíjení a odchyťování, které probíhá po celém pobřeží Středozemního moře, a to včetně území států Evropské unie (Birdlife International 2011). Brochet et al. (2016) sepsali obsáhlou studii, která odhadla, že ročně je v této oblasti ilegálně zabito nebo chyceno 11–36 milionu jedinců za rok. Jedná se přitom hlavně právě o migrující ptáky, a to včetně druhů celosvětově ohrožených. Nejvyšší absolutní čísla pocházejí z Itálie, Egypta a Sýrie a při přepočtení na rozlohu státu nebo počet obyvatel jsou v čele Malta, Kypr nebo Libanon. Hlavními důvody těchto nelegálních praktik jsou přitom uváděny konzumace, sportovní lov nebo odchyťování za účelem klecového chovu. Tento problém však není až na pár výjimek (např. na Kypru – BirdLife Cyprus 2015) nijak systematicky mapován a zkoumán (Birdlife International 2011, Brochet et al. 2016).

Jak již bylo uvedeno, o migracích strnada zahradního též neexistuje příliš mnoho informací. V jeho případě se uvažuje o tzv. „loop migration“, kdy většina evropské populace do svých subsaharských zimovišť létá z Evropy jihozápadním směrem přes Francii a Španělsko a na hnízdiště se vrací na jaře přes Blízký východ. Tomu mimo jiné nasvědčují záznamy z kroužkovací stanice v izraelském Eilatú z druhé poloviny minulého století, kdy zde bylo 98 % všech strnadů zahradních chyceno právě na jaře (Yosef & Tryjanowski 2002). To zcela nemusí potvrzovat nedávná švédská studie (Selstam et al. 2015). Trasa strnadů zahradních byla v tomto případě sledována pomocí geolokátorů a vedla přes Pyrenejský poloostrov, ovšem jak na podzim, tak i na jaře. Co se týče zmíněné Francie, tak zde bylo do začátku 90. let každý rok chyceno odhadem na 50 tisíc kusů tohoto druhu. Díky tomu, že si

strnad zahradní před odletem na svá velmi vzdálená zimoviště vytváří velké zásoby tuku, je v místní kuchyni považován za vyhledávanou delikatesu (Claessens 1992, Selstam et al. 2015). Lokality zimovišť tohoto druhu jsou známy ze západní a východní Afriky většinou mezi 5–10° severní šířky (např. Guinea, Mali, Nigerie, Etiopie, Keňa; Cramp & Perrins 1994, Selstam et al. 2015). Mezi další vlivy, které mohou ovlivňovat vývoj početnosti evropské populace tohoto druhu a které zatím nebyly nikdy podrobně zkoumány, mohou dále stát změny probíhající ve zdejších biotopech. Ty mohou být zapříčiněny jak člověkem, tak například klimatickými změnami (Vepsäläinen et al. 2005, Menz & Arlettaz 2012).



Obr. 1: Strnad zahradní vyhlížející do okolí z vyvýšeného místa. Foto M. Šálek.

## 1.2 Rozšíření a populační trend strnada zahradního v Evropě

Strnad zahradní (*Emberiza hortulana*) patří mezi druhy s evropsko-turkeštánským typem rozšíření. Areál jeho hnízdního rozšíření se rozprostírá na většině evropského kontinentu. Podél Středozemního moře se druh vyskytuje na Pyrenejském, Apeninském a Balkánském poloostrově, dále také v jižní Francii a v Turecku. Dále na východ se vyskytuje přes severní část Přední Asie až ke Kaspickému moři a do střední Asie, kde zasahuje k hranicím mezi Kazachstánem, Ruskem, Mongolskem a Čínou. Druh se dále nachází na území většiny evropského Ruska, směrem k východu pak až k hranici s Kazachstánem. V Evropě obývá většinu východní a část střední Evropy. Na severu se vyskytuje především ve Finsku a Švédsku (Cramp & Perrins 1994, Hagemeyer & Blair 1997, blíže Obr. 2).

Přednost dává strnad zahradní obecně raději kontinentálnímu klimatu než oceánickému, oblastem s častým deštivým počasím se spíše vyhýbá (Cramp & Perrins 1994, BirdLife International 2015). V rámci Evropy se zřejmě z toho důvodu nevyskytuje například na Britských ostrovech a nepravidelný výskyt je hlášen z Islandu nebo z Faerských a Kanárských ostrovů (Cramp & Perrins 1994, BirdLife International 2015).

Stav jeho početnosti je v současnosti na mnohých místech však ve velice neblahém stavu. Ve velké části Evropy je dnes pozorován výrazný pokles (Danko et al. 2002, BirdLife International 2004b, Vepsäläinen et al. 2005, Šťastný et al. 2006, Lindström & Svensson 2007, Fonderflick et al. 2010, PECBMS 2016).

Děje se tak například v severní části jeho rozšíření. Ještě v roce 2000 se ve Finsku strnad zahradní nacházel v červeném seznamu ptáků v kategorii „zranitelný“ a o deset let později již v kategorii „ohrožený“ (Markku et al. 2010). Konkrétní případ poklesu populace uvádí Vepsäläinen et al. (2005). Zjistili, že se v jimi sledovaném území na jihu země mezi lety 1984 a 2002 místní populace snížila o 72 %. Ve Švédsku populace strnada zahradního poklesla mezi lety 1975–2007 o 75–80 % (Lindström & Svensson 2007) a jeho pokles je dokumentován i v současné době (Green & Lindström 2015). Odhad celkového počtu strnadů zahradních ve Švédsku se pohybuje mezi 4 000 a 8 600 páry. Zajímavostí je, že 50–85 % z tohoto počtu se vyskytuje na místech, kde došlo k holosečnému způsobu kácení lesa (Ottvall et al. 2008).

Mezi území, ze kterých strnad zahradní už zcela vymizel, patří státy Beneluxu. V Nizozemsku už tento druh nyní nehnízdí vůbec, přestože se zde dříve vyskytoval (van Noorden 1999). Stejně je tomu tak i v případě Belgie. Roku 2002 byla na jihovýchodě země zjištěna na lesních pasekách nejspíše poslední dvě teritoria (Vieuxtemps & Jacob 2002) a dnes

se s tímto ptákem v hnízdní sezóně v Belgii nesetkáme vůbec (van Dijk et al. 2005). Před vyhynutím se nyní zřejmě nachází také poslední populace strnadů ve Švýcarsku. Nachází se v suché kamenité keřové stepi na jižních svazích údolí Rhôny na jihovýchodě země, kde v roce 2007 čítala 8–9 zpívajících samců a jednu samici (Menz et al. 2009).

Z jižní a východní Evropy chybí dostatek dostupných informací týkajících se celkové početnosti a dlouhodobého trendu ve velikosti místních populací. Například v Itálii je současná populace strnada zahradního odhadována na 4 000 až 16 000 párů (BirdLife International 2004a), ovšem co se týče trendu početnosti, italský červený seznam ptáků uvádí, že neexistují bližší data a je potřeba zaměřit se na tento druh v rámci budoucího monitoringu (Peronace et al. 2012). Ve Španělsku bylo v období mezi lety 2004 a 2006 sečteno 180 500–365 000 párů (Carrascal & Palomino 2008), z čehož se většina nacházela v regionech Kastilie-León, Aragonie a Katalánsko, tedy v severní polovině země. V dlouhodobém vývoji populace přitom byly zaznamenány výrazné výkyvy početnosti (Martí & Moral 2004, Carrascal & Palomino 2008). V Katalánsku byl například dokonce zaznamenán výrazný nárůst počtu strnadů mezi obdobími 1975–1983 a 1999–2002, a to nejspíše díky přírodním požárům, které se zde vyskytovaly. Nejvyšší pravděpodobnost kolonizace nového území se objevovala právě v místech, kde k požáru došlo a kde se druh v okolní krajině již předtím nacházel (Brotons et al. 2008). Francouzský červený seznam ohrožených druhů pak označuje strnada zahradního jako druh zranitelný (IUCN France et al. 2011). Jeho klesající stav je zaznamenán kupříkladu ve studii sledující vztah mezi změnami v krajině Francouzského středohoří a změnami ve složení místního ptačího společenstva. Mezi osmdesátými lety minulého století a lety 2001 a 2002 zde Fonderflick et al. (2010) zaznamenali pokles početnosti druhů obývajících otevřenou krajinu, což se týkalo i strnada zahradního.

Z území států Balkánského poloostrova uvádí Birdlife International (2015, Tab. 1) alespoň odhad velikosti populací, ovšem kvalita dat není ve většině případů dobrá a o trendech početností se často neví nic. Menší výjimkou může být Srbsko, které podle Birdlife International (2015) uvádí mezi roky 2008 a 2012 početnost 26 000 až 42 000 párů. Tendence populačního trendu je přitom v dlouhodobém pohledu v této zemi dokonce vzrůstající. Neurčitý, i když zdá se, lehce vzestupný trend mezi lety 2003 a 2013 dále hlásí Bulharsko (Hristov & Petkov 2013). Největší podíl populace strnada zahradního se pak nachází v evropské části Ruska, odkud jsou data opět pouze zevrubná. Odhad početnosti se na tomto území pohybuje od 2 000 000 po 4 300 000 párů, s tím že mezi lety 2000 a 2012 je zde odhadován pokles o 15 až 30 %. V dlouhodobějším časovém měřítku (1980–2012) však trend fluktuuje (Birdlife International 2015). Z Pobaltí jsou k dispozici data z Estonska. Odhad

velikosti populace strnada zahradního zde činí 300–500 hnízdících párů a za posledních zhruba 30 let je zde hlášen silný pokles (přes 50 %; Elts et al. 2013).

Ani u našich čtyř sousedních států to se stavem populací tohoto druhu nevypadá nejlépe. Na Slovensku bylo při mapování hnízdního rozšíření ptáků ČSSR v letech 1973–1977 (Šťastný et al. 1987) napočítáno 30–50 párů strnada zahradního a zaregistrovali jej v 7 kvadrátech (1 % území Slovenska), avšak mapování mezi lety 1980 a 1999 už odhadlo jen 0–5 hnízdících párů v jednom kvadrátu (Danko et al. 2002). Hnízdo nalezené roku 1996 se nacházelo v extenzivně obhospodařovaných vinicích u obce Pezinok u Bratislavy (Valachovič 1997). Druh se dále objevil v hnízdním období i na čtyřech dalších místech na východě a ve středu Slovenska, šest kvadrátů bylo obsazeno i mimo hnízdní období v Malých Karpatech, což je zde považováno za důkaz, že tento druh přes Slovensko táhne na polská a skandinávská hnízdiště (Danko et al. 2002). Co se týče současnosti, přítomnost tohoto druhu je na Slovensku neznámá (Birdlife International 2015).

Rakouský atlas hnízdního rozšíření ptáků mezi lety 1981 a 1985 píše o čtyřech posledních lokalitách, kde se strnad zahradní ještě pravidelně vyskytuje (Dvorak et al. 1993). Největší z nich se nacházela v severozápadní oblasti Dolního Rakouska, další pak u Nezdiderského jezera a dvě lokality byly v Tyrolsku. Nyní se v zemi vyskytuje poslední populace, a to právě v Tyrolsku v údolí řeky Inn u měst Silz, Haimling a Stams (západně od Innsbrucku). Roku 2005 zde bylo pozorováno 20 párů a 6 nespárovaných samců, o rok později již jen 13 párů a 2 nespárovaní samci (Danzl 2007).

Lepší stav populace je hlášen z Německa. Populační trend strnada zahradního se zde mezi lety 1985 a 2009 držel stabilní, a v ještě kratším časovém pojetí (1998–2009) se dokonce početnost populace zvýšila (Gedeon et al. 2014), a to o 11–40 % (Birdlife International 2015). Ptáci se vyskytují především na východě Německa, avšak nejvyšší hustota osídlení je mezi severozápadními a severovýchodními nížinami země (v regionu Wendland). Osídlení dosahuje nížin řek Odry, Labe, Muldy a Horní Lužice, na sever pak až k Meklenburské jezerní plošině. V zemi se vyskytují i jiné izolované populace – například v údolí řeky Mohan mezi pohořím Spessart a národním parkem Steigerwald. Mezi lety 2005 a 2009 odhadovaná velikost populace strnada zahradního v Německu dohromady čítala 10 500–16 000 párů (Gedeon et al. 2014).

Z našich sousedních států se největší populace strnada zahradního drží v Polsku. Podle Birdlife International (2015) se zde mezi lety 2008 a 2012 vyskytovalo 200 000 až 300 000 párů. Druh zde přitom mezi lety 2000 a 2012 prodělal pokles o 20–40 %. Podle polského atlasu běžných druhů ptáků, jehož základ stojí na datech z programu sčítání běžných druhů

ptáků Polska (např. Chylarecki 2003, Chylarecki et al. 2006a, Chylarecki et al. 2006b), se druh nachází pravděpodobně na zhruba 22 % území země, v nevyšších hustotách pak v nížinách centrálního a východního Polska (Kuczyński & Chylarecki 2012). Dále se vyskytuje například na Mazovsku, v území kolem Lubinu a v pánvi severně od Krakova. Více na jihu, tedy v oblastech polské vysočiny u hranic se Slovenskem, se až na vzácné případy nevyskytuje. Podobně je tomu i na severu země blíže k pobřeží (tedy na území většiny Pomořanska a Mazurů).

Celková velikost evropské populace je odhadnuta na 3 330 000 až 7 070 000 párů a pouze v rámci států Evropské unie pak na 695 000–1 500 000 párů (Birdlife International 2015). Z krátkodobého hlediska, tzn. v době mezi lety 2005 až 2014, stav tohoto druhu poklesl o 14 %. Z hlediska dlouhodobého (1980–2014) je u něho však sledován pokles o 88 %, čímž se (po koroptvi polní *Perdix perdix*) stává dokonce druhým nejrychleji ubývajícím ptačím druhem západní a střední Evropy (PECBMS 2016). Druh je v rámci Evropské unie zařazen do kategorie SPEC 2, což znamená, že stav druhu je hodnocen jako nepříznivý a druh se přitom z velké části nachází právě na území EU. Jeho populační trend je hodnocen jako klesající (Birdlife International 2004b). Přesto je však v Červeném seznamu ptáků Evropy (Birdlife International 2015) uveden jako pták málo dotčený. Velikost jeho areálu totiž za posledních 10 let nepoklesla o 30 nebo více procent, tudíž není brán jako druh zranitelný.

Další informace k velikostem populací strnada zahradního a krátkodobým a dlouhodobým populačním trendům v jednotlivých zemích Evropy jsou zobrazeny v Tab. 1 a Obr. 3.

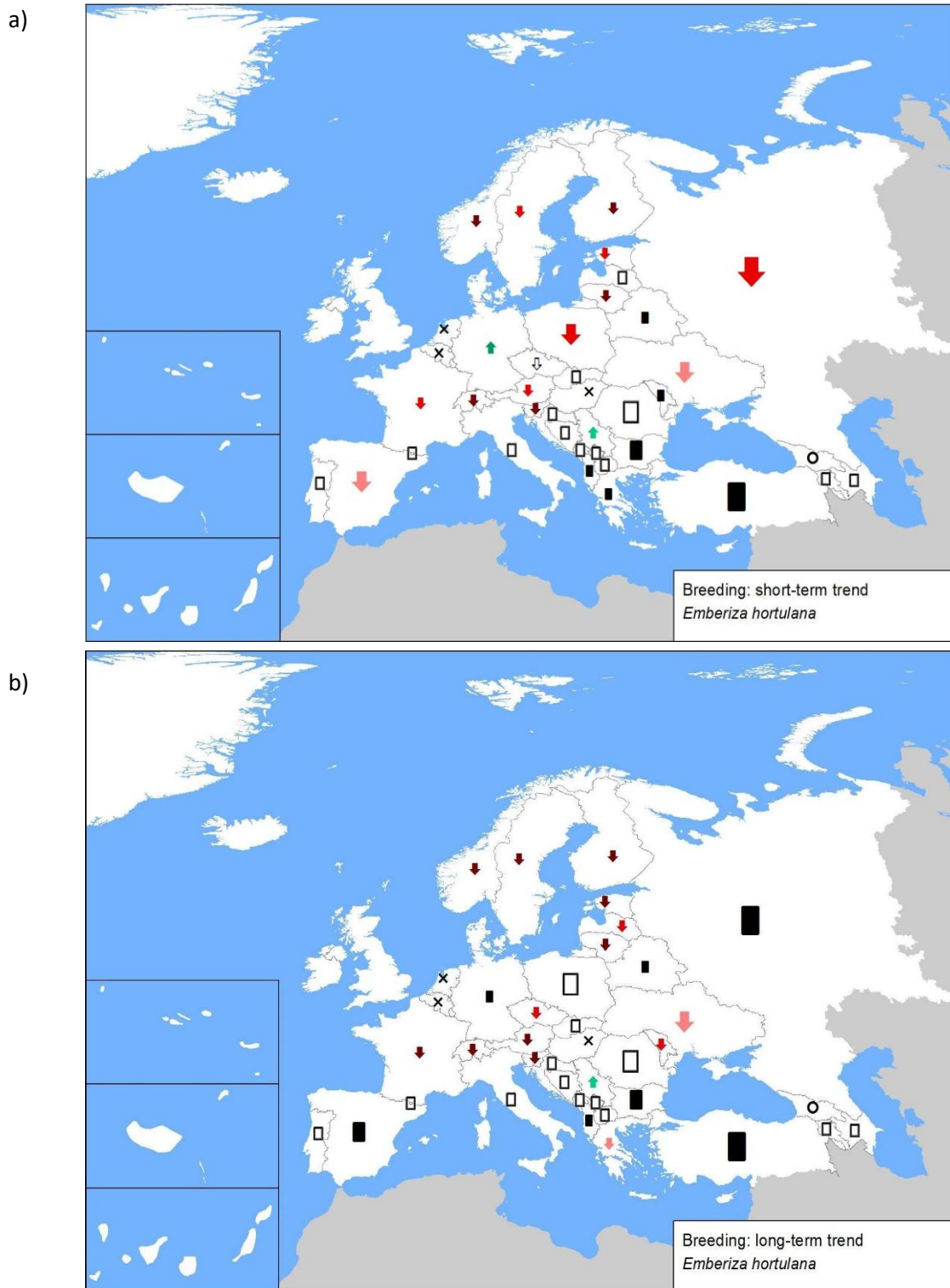


Obr. 2: Celkový areál hnízdního rozšíření strnada zahradního (Zdroj: IUCN Red List of Threatened Species: *Emberiza hortulana*, 2012).

Země	Odhad velikosti populace				Krátkodobý populační trend				Dlouhodobý populační trend			
	Velikost populace	Evropa	Rok(y) sčítání	Kvalita dat	Směr	Rozsah	Rok(y) určující trend	Kvalita dat	Směr	Rozsah	Rok(y) určující trend	Kvalita dat
Albánie	1 000-2 000	<1	2002-2012	špatná	0	0	2002-2012	špatná	0	0	1980-2012	špatná
Andorra	4-10	<1	1999-2001	dobrá	?				?			
Arménie	15 000-30 000	<1	2002-2012	středně dobrá	?				?			
Azerbajdžán	20 000-100 000	1	1996-2000	špatná	?				?			
Belgie	0	<1	2008-2012	středně dobrá					-	100	1980-1992	dobrá
Bělorusko	2 500-4 000	<1	2001-2012	středně dobrá	0	0	2001-2012	středně dobrá	0	0	1980-2012	středně dobrá
Bosna a Herc.	1 500-2 000	<1	2010-2014	špatná	?				?			
Bulharsko	34 000-150 000	1	2005-2012	středně dobrá	K	2-62	2001-2012	středně dobrá	0	0-5	1980-2012	špatná
Černá Hora	400-800	<1	2002-2012	špatná	?				?			
Česká republika	80-160	<1	2001-2003	dobrá	-		2001-2012	špatná	-	40-53	1980-2012	středně dobrá
Estonsko	300-500	<1	2008-2012	špatná	-	20-50	2001-2012	špatná	-	50-70	1980-2012	špatná
Finsko	9 400-25 000	<1	2006-2012	dobrá	-	36-90	2001-2012	dobrá	-	98-99	1983-2012	dobrá
Francie	7 000-13 500	<1	2008-2012	středně dobrá	-	37	2001-2011	středně dobrá	-	50-75	1980-2011	středně dobrá
Gruzie	přítomný	<1			?				?			
Chorvatsko	3 500-6 000	<1	2010	středně dobrá	?				?			
Itálie	4 000-16 000	<1	2003	špatná	?				?			
Kosovo	350-700	<1	2009-2014	středně dobrá	?				?			
Litva	60-100	<1	2008-2012	středně dobrá	-	50-70	2001-2012	středně dobrá	-	60-80	1980-2012	špatná
Lotyšsko	144-7744	<1	2008	špatná	?				-	0-82	1994-2004	špatná
Maďarsko	0	<1	2001-2012	středně dobrá	-	100	2000-2012	středně dobrá	-	100	1980-2007	středně dobrá
Makedonie	3 000-10 000	<1	2001-2012	špatná	?				?			
Moldavsko	2 000-3 000	<1	2000-2010	středně dobrá	K	0	2000-2010	středně dobrá	-	20-40	1980-2010	středně dobrá
Německo	10 500-16 000	<1	2005-2009	dobrá	+	11-40	1998-2009	středně dobrá	0	0	1985-2009	středně dobrá
Nizozemsko	0	<1	2008-2011	dobrá	-	100	2002-2011	dobrá	-	100	1980-2011	dobrá
Norsko	10-20	<1	2013	dobrá	-	83-84	2002-2013	dobrá	-	75-95	1980-2013	dobrá
Polsko	200 000-300 000	5	2008-2012	dobrá	-	20-40	2000-2012	dobrá	?			
Portugalsko	1 000-5 000	<1	2008-2012	špatná	?				?			
Rakousko	4-10	<1	2008-2012	dobrá	-	20-50	2001-2012	dobrá	-	90-95	1980-2012	dobrá
Rumunsko	225 000-550 000	7	2010-2013	špatná	?				?			
Rusko (evropské)	2 000 000-4 300 000	61	2012	středně dobrá	-	15-30	2000-2012	špatná	K	0	1980-2012	špatná
Řecko	20 000-50 000	1	2008-2012	špatná	0	0	2007-2013	středně dobrá	-	5-30	1980-2012	špatná
Slovensko	0	<1	2012	špatná	?				?			
Slovinnsko	20-34	<1	2005-2013	dobrá	-	60-80	2001-2012	středně dobrá	-	90-95	1980-2012	špatná
Štolsko	26 000-42 000	1	2008-2012	středně dobrá	+	1-9	2000-2012	středně dobrá	+	10-29	1980-2012	středně dobrá
Španělsko	180 500-365 000	5	2004-2006	dobrá	-	13	1998-2012	dobrá	0	0	1980-2012	středně dobrá
Švédsko	2 600-5 000	<1	2008-2012	středně dobrá	-	8-68	2001-2012	středně dobrá	-	75-91	1980-2012	středně dobrá
Švýcarsko	5-10	<1	2008-2012	dobrá	-	7-100	2001-2012	středně dobrá	-	51-78	1990-2012	středně dobrá
Turecko	500 000-1 000 000	15	2013	špatná	0	0	2000-2012	středně dobrá	0	0-19	1990-2013	špatná
Ukrajina	58 000-67 000	1	2000	středně dobrá	-	5-15	1998-2010	středně dobrá	-	10-25	1980-2010	středně dobrá
<b>Evropa (celak)</b>	<b>3 330 000-7 070 000</b>	<b>100</b>			<b>Klesající</b>							

Tab. 1: Početní stav a vývoji populace strnada zahradního v jednootlivých zemích Evropy a na evropském kontinentu. Druhý sloupec zobrazuje velikost populace určené v počtech párů, třetí sloupec v poměru k velikosti celé evropské populace (v procentech). Směr krátkodobého a dlouhodobého populačního trendu je určený jako: vzestupný (+), klesající (-), stabilní (0), kolísající (K) nebo neznámý (?), tj. bez dostatečného množství získaných dat z dané země. Rozsahy populačních trendů jsou určeny v procentech. Získaná data byla rozdělena do tří kategorií podle klesající úrovně jejich kvality: dobrá, středně dobrá, špatná. Tabulka byla převzata z Birdlife International (2015).





Obr. 3: Znáznornění krátkodobých (a) a dlouhodobých (b) trendů početnosti populací strnada zahradního v jednotlivých zemích Evropy. Legenda: plný obdélník – stabilní nebo kolísající populace, prázdný obdélník – situace neznámá, kolečko – druh je zde přítomný (bližší data však neexistují), křížek – od roku 1980 zde došlo k extinkci druhu, růžová (< 20 %), červená (20–49 %) a hnědá šipka ( $\geq 50$  %) směřující dolů – pokles populace, světle zelená (< 20 %) a tmavě zelená (20–49 %) šipka směřující vzhůru – vzestup populace. Velikost symbolu znázorňuje malý (< 1 %), středně velký (1–9 %) a velký ( $\geq 10$  %) poměr velikosti místní populace k celkové velikosti populace druhu v Evropě. Roky určující období krátkodobých a dlouhodobých trendů v jednotlivých zemích se vztahují k rokům uvedeným v Tab. 1. Převzato z Birdlife International (2015).

## 1.3 Historický vývoj populace strnada zahradního v České republice

První záznamy o výskytu strnada zahradního z českých zemí pocházejí z druhé poloviny 19. století, kdy byli mezi lety 1833–1843 zastřeleni tři jedinci na Karlovarsku a u Vrchlabí (Wahl 1942). O tom, kdy tento druh začal na území naší země hnízdit, by se však daly vést spory. Wahl (1942) uvádí, že první pár hnízdil roku 1850 u Frýdlantu, avšak sám tuto informaci považuje za pochybnou. Dále popisuje, že se strnad zahradní začal usazovat v 60. letech 19. století v okolí Benešova nad Ploučnicí.

### 1.3.1 Šíření strnada zahradního českou krajinou

Data o dalším šíření strnada zahradního českou kotlinou jsou shrnuta v práci Wahla (1942). Čechami se začal tento druh šířit údolím Labe, údolím Ohře a přes Prahu směrem na východ Čech. Roku 1868 byl zaznamenán v blízkosti Roudnice nad Labem a o rok později zde byl již běžně pozorovaným ptákem, stejně jako v okolí Lovosic a Litoměřic. Roku 1871 byl hojně pozorován až k Mělníku. Ve stejných letech se vyskytoval v údolí Ohře od Kadaně až po ústí řeky do Labe a dále ve středních Čechách u Slaného. V okolí Prahy byl strnad zahradní zaznamenán v roce 1880 (Wahl 1942). Roku 1883 byl pak pozorován v okolí Českých Budějovic (kde se později jeho stavy snížily) a v 80. a 90. letech 19. století pak také v severovýchodních Čechách u Nového Boru, Nového města pod Smrkem a Frýdlantu. Ve východních Čechách byl poprvé pozorován roku 1891, a to u Přelouče a Čáslavi. Mezi lety 1892 a 1897 se pak nacházel například i v okolí Jičína, Kolína, Přelouče, Nového Města nad Metují, Vysokého Mýta, Litomyšle a Havlíčkova Brodu. Jen u Starkoče u Čáslavi bylo v roce 1897 pozorováno 15–20 párů (Wahl 1942).

Na konci 19. století se druh tedy vyskytoval především v nižších polohách severních Čech až po severní okraje Středočeské pahorkatiny a Českomoravské vrchoviny. Uvažovat se dá nad tím, jestli výskyt na Českobudějovicku byl izolovaný nebo z oblasti Středočeské pahorkatiny pochází málo dat (Hudec et al. 1983). V dalších letech pak docházelo k postupnému zaplňování dosud neosídlených míst uvnitř areálu rozšíření a též k rozšiřování okrajů areálu v rámci českých zemí. Například roku 1914 se strnad zahradní poprvé objevil v blízkém okolí Pardubic, kdy jej v květnu na stráni osázené ovocnými stromy u Sezemic u řeky Loučná zaslechl Musílek (1946).

Na rozmezí 30. a 40. let 20. století byl druh již rozšířen v údolí řek Labe a Ohře, u Nového Boru, na mnoha místech Mnichovohradištska a také v okolí Slaného a Prahy. Objevoval se například u Dolních Počernic, v Drahaňském údolí a v oblasti od Velkých

Přílepů po Jenerálku a Podbabu (Wahl 1942). Na stromořadí u silnice mezi Jenerálkou a Horoměřicemi byl sledován každý květen v rozmezí let 1938–1940, a to vždy na stejném místě (Rozum 1939, Rozum 1941). Dále se objevoval směrem na jih od Dobříše, Příbrami a Sedlčan až po Písek a Českobudějovicko (Kraus 1897, Hořejš 1941, Wahl 1942). Kraus (1897) jej na Dobříšsku uvádí jako vzácný druh vyskytující se blízko sadů, polí a luk a na skalnatých keři porostlých stráních. Kromě již zmíněných měst východních Čech se na pomezí 30. a 40. let v této oblasti nachází také třeba v okolí Nymburka, Poděbrad, Kutné Hory, Jaroměře a Chrudimi (Wahl 1942). Početná pozorování kolem Vysokého Mýta zaznamenává Adámek (1939). Strnadi zahradní se početně vyskytovali na stromech alejí podél silnic vedoucích mezi jednotlivými obcemi. Z Pardubicka byl hlášen v hojnějším počtu poté v roce 1946, kdy byl sledován na mnoha stromořadích u silnic, na okrajích lesů, nebo třeba na stráních Kunětické hory a na makovém poli u obce Chvojeneč (Musílek 1946). Vyskytoval se i na Českomoravské vrchovině. Zmíněn byl již Havlíčkův Brod, zde byl však od roku 1920 znovu nezvěstný (Wahl 1942) a objevil se tu opět až o dvanáct let později (Hladík et al. 1958). Na přelomu 30. a 40. let byl v této oblasti zaznamenán pak například v okolí Polné (Hladík et al. 1958).

Strnad zahradní se v rámci českých zemí šířil též Moravou a Slezskem. Tento proces ale nastal o něco později než v Čechách (Wahl 1942). První výskyt v této oblasti byl zaznamenán roku 1886 u Valašského Meziříčí a stejného roku byl zastihnut i jeden pár (a další tři samci) v sadě u Oslavan. O rok později zde na 1,5 km dlouhém úseku hnízdilo již deset párů. Roku 1887 bylo zaznamenáno i hnízdění v okolí Kroměříže. Z následujících dvaceti let pak mnoho dat o výskytu strnada zahradního na území Moravy není, pouze roku 1897 je uváděn jako stále hojnější druh hnízdící v blízkosti Brna a jako běžně pozorovaný pták z oblasti Hané (Wahl 1942). Čapek (1893) uvádí, že se od prvního pozorování v roce 1886 druh stále šíří krajinou u obcí Oslavan a Ivančic, kde vyhledává především ovocné sady v polích a hnízdo mívá v žitě, řidčeji pšenici nebo jeteli. Roku 1907 se druh stále nachází u Brna, konkrétně na jihovýchodě od města v oblasti od Silůvek ke Střelicím a Bosonohám. V této době též hnízdil na jihu Moravy u řeky Dyje mezi Popicemi a Strachotínem a u Mikulova u obce Březí. Roku 1923 je také hlášen ze Slezska z okolí Opavy a Javorníku (Wahl 1942).

Na přelomu 30. a 40. let 20. století byl strnad zahradní už znám již z řady míst na Moravě. Jednalo se zejména o nížinné oblasti na jižní Moravě, např. o okolí dnešní vodní nádrže Vodní Mlýny, okolí Blatnice pod Svatým Antonínkem blízko Veselí nad Moravou (Wahl 1942) a okolí Milotic u Kyjova (Homberg 1941). Dále je pak uváděn z Brna

(Žabovřesky a Komín), od již zmíněných Střelic (Wahl 1942), nebo také z oblasti mezi Tišnovem, Lipůvkou, Ivanovicemi a Rozdvojcemi (Nečas 1940, Wahl 1942). Neobvyklé hnízdění bylo hlášeno mezi Kuřimem a Lipůvkou z okraje dubové pařeziny u polí pod malým smrkem (Wahl 1942) nebo z o něco vzdálenějšího Havlova u Tišnovské Nové Vsi, kde byl koncem července roku 1940 jeden pár sledován na pasece porostlé nízkými smrčky, uprostřed vzrostlého smrkového lesa (Černý & Wahl 1942). Autoři ale uvádějí, že jde nejspíše o potulující se jedince, protože místo neodpovídalo obvyklému biotopu tohoto druhu. Dále strnad osídlil oblast Malé Hané od Boskovic po Jevíčko a Jaroměřice nebo okolí Moravského Krumlova (Wahl 1942). Vyskytoval se i v okolí Dukovan (Hála 1934). Z přelomu 30. a 40. let existuje řada záznamů z Hornomoravského úvalu. Jednak z okolí Kroměříže, dále na Prostějovsku u Otaslavic (Wahl 1942) nebo u Přerova a sousedních obcí (Ginter 1934, Ginter 1941). Zpěv byl zde zaznamenáván především ze silničních stromořadí. Kromě toho byl zjištěn i z Valašského Meziříčí, Moravské Třebové nebo Opavy ve Slezsku (Wahl 1942).

### 1.3.2 Vrchol početnosti populace strnadů u nás

Padesátá léta minulého století představují období nejplošnějšího rozšíření strnada zahradního v naší republice. Druh se běžně nacházel v nížinách a pahorkatinách na území většiny země (Hudec et al. 1983). Nejvyšší nadmořská výška výskytu přitom byla v té době kolem 500 m n. m. na Českomoravské vrchovině (Hladík 1972) a na Rokycansku (Hofman 1976). Na některých místech naší země se dokonce uvádí i jako nejhojnější druh strnada (Šťastný et al. 2006).

O vysoké početnosti mluví například Šachl (1961). Zaznamenával jeho výskyt na Poděbradsku, kde mezi lety 1956–1960 objevil mnoho jedinců především na lokalitách od obcí Poděbrady a Pečky na západě po Kněžičky a Běrunice u Žehuňského rybníka na východě. Ptáci se nacházeli opět především ve stromořadích u silnic (často i s větším provozem), v poli (v obilí, případně jeteli, vojtěšce nebo řepě) a vyhýbali se obydleným místům a hustším lesům. Průměrná hustota zde byla stanovena na 2,4 zpívajících samců na 1 km zkoumaných cest ve výše zmíněné oblasti, přičemž nejvyšší hustota byla zjištěna u Kněžiček (5 jedinců na 1 km; Šachl 1961). Ovšem je potřeba si uvědomit, že tento výsledek napočítal autor za dobu čtyř let (mezi lety 1956–1959) a k výše uvedenému výpočtu nemohl ani použít všechny své záznamy o výskytu, protože ne vždy počítal všechny jednotlivé samce.

V oblasti západních Čech zaregistroval tento druh Hofman (1976) roku 1947 na území Plzně (Křimice a park Homolka) a v její blízkosti jižně od města. Na jaře 1954 pak zjistil celkem devět zpívajících samců především v ovocných alejích, sadech, remízcích a na

osamělých stromech v polích na západě od Plzně a v již zmíněných Křimicích. Ten stejný rok byli strnadi zaznamenáni i více na jih od Plzně – u Nepomuku a Kdyně. A roku 1956 se přítomnost tohoto druhu potvrdila v okolí Klatov, mezi Švihovem a Přešticemi nebo například u Lhoty pod Radčem v okrese Rokycany (500 m n. m.).

Na konci 40. let a poté v 50. letech 20. století nastal také rozvoj populace strnadů na Českomoravské vrchovině. U Lípy u Havlíčkova Brodu se například roku 1951 objevovalo 6 zpívajících samců, přímo u Havlíčkova Brodu stav mezi lety 1945–1962 kolísal mezi 2 až 6 páry a v okolí města Polná v rozmezí let 1951–1955 bylo 8–14 zpívajících samců. Roku 1958 byl také jeden pár uloven na západě Jihlavy (Hladík et al. 1958, Hladík 1972).

### 1.3.3 Pokles početnosti druhu

Již koncem 50. let dochází k dramatickému poklesu početnosti strnada zahradního na většině našeho území a z mnoha míst naší republiky začíná zcela mizet (např. Šťastný et al. 2006).

Například roku 1955 byl zaznamenán vrchol početnosti tohoto druhu v okolí Polné. O rok později se počet snížil o více jak polovinu a mezi lety 1957 a 1960 zde počet postupně klesal od tří párů na jeden pár. V letech 1961 a 1962 zde nezpíval jediný strnad zahradní. Podobně tomu bylo v okolí Havlíčkova Brodu, odkud okolo roku 1960 druh vymizel (Hladík 1972).

V 60. a 70. letech minulého století se strnad zahradní přestal objevovat na místech, kde se předtím vyskytoval hojně. Například na Poděbradsku, kde byl v 50. letech velmi rozšířený (Šachl 1961), se v roce 1972 nacházel 50–60% stav početnosti oproti roku 1960. Mizet začal i z jižní Moravy. Roku 1959 například přestal hnízdit u Mikulova a u Břeclavi, kde byl ještě roku 1956 běžný. Podobná situace je popisována i z okolí Brna (Hladík 1972).

Nejkompletnější kvantifikovatelné údaje o celorepublikovém rozšíření a změnách v početnosti strnada zahradního z našeho území jsou známy ze tří atlasů hnízdního rozšíření ptáků v České republice (Šťastný et al. 1987, 1996, 2006). První mapování hnízdního rozšíření ptáků proběhlo v 70. letech minulého století (1973–1977) a v tomto období byl strnad zahradní zaznamenán ve 12 % mapovacích kvadrátů (hnízdil však pouze ve třetině z nich) a velikost jeho populace čítala 80–150 hnízdních párů (Šťastný et al. 1987, Obr. 4a). Avšak tento počet byl později konstatován jako podhodnocený (Šťastný & Bejček 1993).

Při prvním celostátním mapování byly poprvé jako těžiště výskytu tohoto druhu uvedeny podkrušnohorské výsypky vzniklé po těžbě hnědého uhlí. Další území jeho rozšíření pak představovaly stepní a lesostepní lokality Českého středohoří a Polabí od Děčína po

Hradec Králové. Největší populace byly přitom stále na Pardubicku a Poděbradsku, ovšem i tak šlo již jen o zlomek populace oproti stavu před 20 až 30 lety. Stále, i když v daleko menším počtu, se v této době vyskytoval na Českomoravské vrchovině, na jižní Moravě a na střední Moravě v Hornomoravském úvalu (Šťastný et al. 1987). V průběhu 60. a 70. let minulého století byl například zjišťován v okolí Valašského Meziříčí (Pavelka & Kašpar 1993). V 70. letech se stále vyskytoval také na Slezsku, roku 1972 u Klimkovic u Ostravy a roku 1975 u Slavkova u Opavy (Dvorský & Pluhaříková 1979).

Při druhém celostátním mapování hnízdního rozšíření ptáků v letech 1985–1989 se druh nacházel jen ve 48 kvadrátech (7 % ze všech kvadrátů) a oproti prvnímu mapování se tak obsazené území zmenšilo o dalších zhruba 50 % (Šťastný et al. 1997, Obr. 4b). Z toho pouze v 7 z těchto kvadrátů bylo hnízdění prokázáno. Celková populace byla odhadnuta na 200–300 hnízdících párů.

Těžiště výskytu bylo stejně jako v předešlém časovém úseku soustředěno v Podkrušnohoří na spontánně zarostlých výsypkách a na travnatých kopcích Českého středohoří. Pravidelně, i když o dost řidčeji, se pak stále vyskytoval v Polabí, na Plzeňsku a na jižní a střední Moravě (Šťastný et al. 1997). Zjištěn byl třeba u Valašského Meziříčí v údolí řeky Bečvy (Pavelka & Kašpar 1993) a na začátku 90. let byl zaznamenán v okolí Čejče, Hovorán a Karlína (Šťastný et al. 1997). V 80. letech však již zmizel z celé Českomoravské vrchoviny. Zajímavé je pozorování z Krkonoš, kdy jeden zpívající samec byl slyšen v červnu roku 1976 na cestě z Vrchlabí na horu Žalý (ve výšce zhruba 700 m n. m., Miles 1976) a ve východním Podkrkonoší v letech 1976 a 1985 (Diviš 2003).

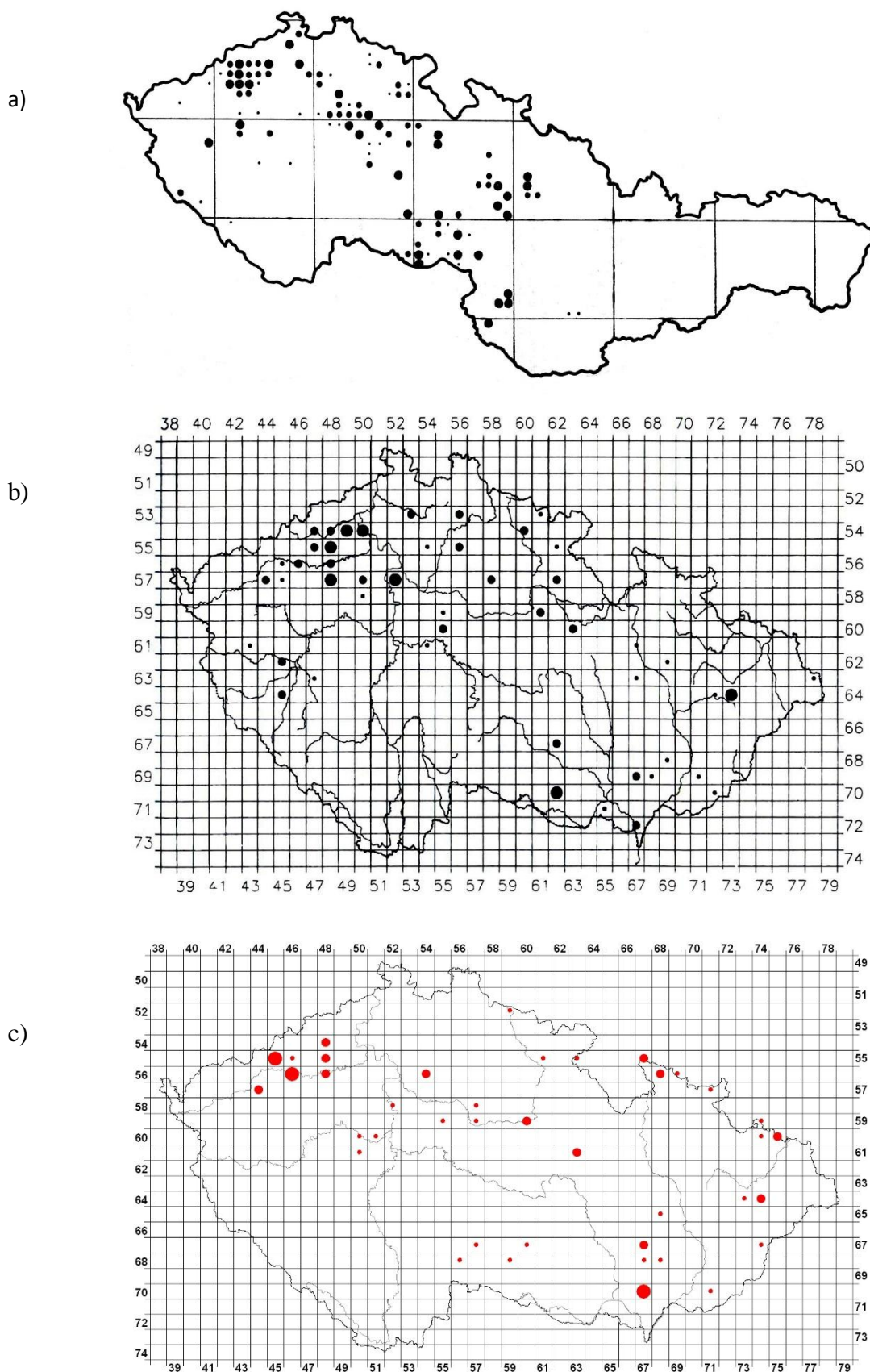
Třetí mapování hnízdního rozšíření ptáků v České republice mezi lety 2001–2003 (Šťastný et al. 2006, Obr. 4c) uvádí opět nižší odhad celkové velikosti populace než v období předešlém, a sice 80–160 párů. Druh byl zjištěn pouze ve 40 kvadrátech (6 % území) a hnízdění bylo prokázáno pouze ve třech z nich (Šťastný et al. 2006).

Centra jeho rozšíření zůstala i nadále v Podkrušnohoří a Českém středohoří, ze kterého ovšem postupně mizel. Izolovaná populace se stále udržela na jižní Moravě v okolí Hovorán, Čejče a Karlína (ptačí oblast Hovoransko-Čejkovicko) a vzestup je v této době hlášen z Opavska (viz níže).

V oblasti Krkonoš a v Podkrkonoší nebylo hnízdění strnada zahradního prokázáno, přesto odsud pochází celá řada záznamů, které hnízdění nasvědčují. První mapování hnízdního rozšíření ptáků Krkonoš, které proběhlo v letech 1991–1994, uvádí, že se až 2 páry vyskytovaly na letišti u Vrchlabí a u Mladých Buků (Flousek & Gramsz 1999). V červnu roku 2000 byl opět zaznamenán u Vrchlabí (Pelz 2000) a v západním podhůří Krkonoš u Vysokého

nad Jizerou (ve výšce 670–700 m n. m), kdy 3 zpívající samce zastihli Klápště & Klápšťová (2000) v otevřené krajině se stromořadím u silnice a s roztroušenými stromy a keři. Roku 2003 bylo na třech lokalitách ve východním Podkrkonoší zastiženo v různých dnech dokonce 5 zpívajících samců (Diviš 2003), kteří se zde však nikdy poté již nevyskytovali. Objevili se pouze roku 2007 v jiné lokalitě u Žacléře na hranicích s Polskem (Diviš in litt.). Hlášení z nejvyšší polohy ČR pochází pak z května 2003, kdy byl zpívající samec slyšen u Vosecké boudy v Krkonoších. Jelikož se však jednalo o porost kosodřeviny, šlo nejspíše o jedince na tahu (Jasso 2004, Jasso in litt.). Stejně tak byli nejspíše jednotlivci na tahu v této oblasti zaregistrováni i během druhého mapování ptáků Krkonoš mezi lety 2012 a 2014 (Flousek et al. 2015). Vždy šlo totiž o pozorování z dubna nebo první poloviny května. Konkrétně šlo o záznamy u Rokytnic nad Jizerou (Jasso in litt.), Stromkovic (Vodnárek in litt.) a u Vrchlabí (Šimunda in litt.).

V současné době je strnad zahradní v rámci červeného seznamu druhů České republiky zařazen mezi kriticky ohrožené druhy (Šťastný & Bejček 2003).



Obr. 4: Hnízdní rozšíření strnada zahradního v ČSSR a ČR zjištěné na základě tří etap mapování hnízdního rozšíření ptáků: (a) 1973–77, (b) 1985–89 a (c) 2001–03. Legenda: velký bod – prokázané hnízdění, středně velký bod – pravděpodobné hnízdění, malý bod – možné hnízdění. Přebráno ze Šťastný et al. (1987, 1996, 2006).



## 1.4 Vývoj populace v jádrových oblastech výskytu strnada zahradního

### 1.4.1 Podkrušnohorské hnědouhelné výsypky

První pozorování strnadů zahradních z podkrušnohorských hnědouhelných výsypek pochází z roku 1970, kdy byli na Jiřetínské výsypce (mezi Mostem a Litvínovem v dnešním Lomu Československé armády) zaznamenáni 4 zpívající samci. V letech 1974 a 1975 bylo u obce Albrechtice zaregistrováno 6 až 7 zpívajících samců (Šťastný et al. 1987, Bejček et al. 1997) a roku 1987 minimálně 10 samců na výsypce Most – Čepirohy (Šťastný et al. 1997). Při mapování hnízdního rozšíření ptáků v ČR mezi lety 2001–2003 (Šťastný et al. 2006) J. Círl zaznamenal roku 2003 10–15 párů na výsypce Lomu Vršany-Šverma, což odpovídalo populační hustotě 0,33–0,5 zpívajících samců na 1 km<sup>2</sup> (Šťastný et al. 2006). Ve stejném roce Círl zaznamenal hustotu 0,29 (uvnitř výsypky) až 0,67 (na okraji výsypky) zpívajících samců na 1 km<sup>2</sup> na výsypce u Prunéřova, tedy v nynějších Dolech Nástup-Tušimice (dále jen DNT). V letech 2009 až 2010 prováděl v hnědouhelných těžebních oblastech výzkum V. Beran, který roku 2010 v DNT zjistil pomocí bodové metody přítomnost strnada zahradního na 19 z 20 bodů (minimálně 60 zpívajících samců) a v Lomu Šverma ve 4 z 20 bodů (Beran 2011). O rok později byla poté zjištěna přítomnost 5 zpívajících samců na posledně jmenovaném dole (Beran 2011) a v roce 2012 se zde vyskytovali pouze 2–3 zpívající samci (Beran in litt.). Roku 2013 bylo na území DNT přítomných pouze 25–35 hnízdících párů a podobně tomu tak bylo i následující rok (Círl in litt.). Od roku 2009 je také pozorován vývoj populace na území dolu Bílina. Beran (in litt.) zde tohoto roku zjistil 1–3 zpívající samce a v následujících letech tu populace strnadů kolísala mezi 5–10 zpívajícími samci (2011: 10 párů, 2012: 5 samců, 2013: 7 samců, 2014: minimálně 6 samců a prokazatelně 2 páry vyhnízdily; Hanzlíková & Vít in litt.).

### 1.4.2 České středohoří

Při prvním celostátním mapování hnízdního rozšíření ptáků (Šťastný et al. 1987) se také poprvé jako důležité místo výskytu strnada zahradního v České republice uvádí České středohoří (jeho západní okraj, severně od Loun). Mezi obcemi Bělušice a Milá se roku 1977 nacházelo pět zpívajících samců a o rok později na blízkém vrchu Oblík dokonce minimálně 17 párů (Šťastný et al. 1987, Bejček et al. 1997). O něco později se strnadi objevili i na vrchu Raná, ovšem tyto stepní lokality začaly díky redukci pastvy ovcí od 80. let postupně zarůstat keřovým a stromovým patrem, a to pravděpodobně vedlo k poklesu četnosti místní populace. Roku 1988 zde bylo zastiženo na obou kopcích dohromady ještě 13 zpívajících samců, ale

například roku 1992 to byli pouze 2 samci (Bejček et al. 1997). Úbytek zaznamenal i třetí monitoring hnízdního rozšíření ptáků ČR (Šťastný et al. 2006) a v posledních letech se v této lokalitě strnadi zahradní vyskytují pouze nepravidelně. Například Křivan (in litt.) v roce 2011 zjistil přítomnost dvou zpívajících samců na blízkém Písečném vrchu.

### 1.4.3 Milovice

V roce 2012 byl zaznamenán první výskyt strnada zahradního v oblasti bývalého vojenského újezdu u Milovic. Byli zde pozorováni dva zpívající samci v přírodní rezervaci Pod Benáteckým vrchem (Telenský in ČSO 2017, Marhoul in litt.). Marhoul (in litt.) dále udává, že výskyt jednoho zpívajícího samce byl na stejném místě potvrzen i v roce 2013. V roce 2014 zde dokonce jeden pár úspěšně vyhníždil (Marhoul in litt., Kodera in litt.).

### 1.4.4 Okolí Žehuňského a Proudnického rybníka

V okolí Žehuňského a Proudnického rybníka se strnad zahradní vyskytoval již na rozhraní 20. a 30. letch minulého století (Mocek in Hora & Mattas 2007). V letech 1956–1960 zde vysoký počet dále zaznamenal již zmíněný Šachl (1961). V 70. letech se na Poděbradsku podle Šťastného et al. (1987) stále vyskytovala početná populace, byť šlo už jen o zlomek dřívějšího stavu. Další záznamy pochází až z přelomu 20. a 21. století. V roce 1998 byl zaznamenán jeden zpívající samec v lesostepních stráních nad Žehuňským rybníkem v dnešní národní přírodní rezervaci Kněžičky. V roce 2000 zde byl uváděn též jeden zpívající samec a o dva roky později již 3–4 samci (Hora et al. 2010). Pravidelně je od roku 2005 strnady zahradními obsazována též zemědělská krajina mezi Žehuňským a Proudnickým rybníkem (mezi obcemi Zbraň, Převýšov, Hradištko, Radovesnice a Dománovice). Strnadi se zde vyskytují na okrajích lesů, ve starých sadech a na stromořadích. V roce 2005 byl strnad zahradní pozorován z okolí Radovesnic (Kadava et al. 2011) a o rok později u Převýšova (Žďárek in Vrána & Bělka 2007). Roku 2011 byl zaznamenán u Proudnického rybníka, roku 2013 opět u Radovesnic a v průběhu května 2014 byl zaznamenán jeden zpívající samec ve starém sadu u Kundratic a druhý v malém lesním remízku u osady Zbraň (ČSO 2017, Jelínek in litt.).

### 1.4.5 Hovoransko-Čejkovicko

Jedním z prvních výskytů strnada zahradního na Hodonínsku na jižní Moravě bylo již zmíněné pozorování z okolí Milotic u Kyjova (Homberg 1941). Další záznam pak pochází až z počátku 60. let minulého století, kdy na Hodonínsku včetně okolí Hovorán a Karlína S.

Svoboda pozoruje vysoký počet zpívajících samců ve zdejší různorodé krajině (Svoboda in litt.). Strnad zahradní zde osidloval rokle, okolí silnic a polních cest s alejemi ovocných stromů a políčka s obilninami, píceňkami a okopaninami. Z následujících let opět žádné záznamy nejsou. Výskyt strnada zahradního je z této oblasti znám poté až z devadesátých let minulého století, kdy zde roku 1992 Zaňát & Šimeček (1999) zaznamenali 12 zpívajících samců mezi obcemi Karlín, Hovorany, Čejč a Terezín. Osídlené lokality na teplých svazích s převážně jižní expozicí si jsou velmi podobné, nachází se na nich záhumenkové tratě s pestrou skladbou plodin, dále také vinohrady a rozptýlené ovocné stromy. V následujících letech se zdejší populace strnadů mírně zvětšuje. Roku 1996 však strnadi zmizeli z lokality u Karlína, o rok později se nově objevili u obce Čejkovice. Téhož a následujícího roku dosáhla celá populace maxima – bylo zde zjištěno dohromady 18 zpívajících samců (Zaňát & Šimeček 1999). To bylo také roku 2004 důvodem k vyhlášení Ptačí oblasti Hovoransko-Čejkovicko. Od počátku 21. století však tato populace zaznamenala silný pokles početnosti (Šimeček 2009). Mezi lety 2001 a 2003 bylo v okolí Hovorán a Čejkovic zjištěno 11–12 párů (Šťastný et al. 2006) a v roce 2006 byl strnad zahradní zaznamenán už jen na dvou izolovaných plochách u Čejkovic. Celková populace byla odhadnuta na 5–7 zpívajících samců a populační hustota byla v tomto období 8,3–13,0 zpívajících samců na km<sup>2</sup> (Šimeček 2009). Poslední hnízdění strnadů zahradních bylo na Hovoransku-Čejkovicku pozorováno v roce 2009. V dalších letech byl výskyt tohoto druhu zjištěn jen sporadicky, a to převážně v období jarního tahu (Šimeček in litt.).

#### 1.4.6 Hlučínsko, Opavsko, Osoblažsko a Javornicko

Vznik populace strnada zahradního na území českého Slezska je pravděpodobně spjat s pronikáním tohoto druhu ze Slezské nížiny (Hudec et al. 1966, Hora et al. 2010). První hlášení strnada zahradního pochází pravděpodobně z roku 1923, kdy byl druh zaznamenán v okolí Opavy a Javorníku. U Opavy byl poté sledován i na přelomu 30. a 40. let (Wahl 1942). O něco později v 70. letech byl zaznamenán například u Klimkovic u Ostravy a u Slavkova u Opavy (Dvorský & Pluhaříková 1979). Všechna tato pozorování byla ostatně zmíněna již výše.

Pravidelnější pozorování strnada zahradního na Hlučínsku začíná až od roku 2005. Hora et al. (2010) zde mezi lety 2005 a 2007 stanovili populační hustotu 0,08 zpívajících samců na 1 km<sup>2</sup>. Roku 2008 pak místní populace dosahovala početního maxima, v rámci pravidelného monitoringu tu bylo na čtyřech transektech zjištěno celkem 30 zpívajících samců. V následujících pěti letech poté docházelo k poklesu početnosti – až 50% úbytek byl

přítom zaznamenán mezi lety 2011 a 2012. Od té doby dochází na Hlučínsku k mírnému nárůstu početnosti a též k obsazování nových lokalit (Molitor in litt.). Novodobější záznamy z Opavska pocházejí z roku 2008, kdy byl zjištěn jeden zpívající samec u obce Sádek (Miškovský in litt.). V roce 2014 pak byli u obce Vlastovičky a Stěbořice během června náhodně zjištěni čtyři zpívající samci (Miškovský in ČSO 2017). Systematické sledování tohoto druhu před rokem 2015 z Opavska však chybí. Co se týče oblasti Osoblažského výběžku, tak zde bylo v roce 2012 zjištěno 15 a o rok později minimálně 19 zpívajících samců (Mandák & Molitor in litt.). V roce 2014 nebyla oblast kontrolována. Na Javornicku byla v letech 1996–2003 velikost populace strnadů zahradních odhadována na pět hnízdících párů s průměrnou hustotou 0,04 zpívajícího samce na 1 km<sup>2</sup> (Hora et al. 2010). Následně došlo k postupnému vymizení zdejší populace. V letech 2008–2009 zde byl pozorován pouze jeden zpívající samec (Procházka in litt., ČSO 2017).

## 1.5 Biotopové preference strnada zahradního na evropských hnízdištích

Přes konstatovanou preferenci kontinentálního klimatu (Cramp & Perrins 1994, BirdLife International 2015) se zdá, že klima má na distribuci tohoto druhu v rámci jeho evropského areálu rozšíření vliv jen nepřímý (Fonderflick et al. 2005, Vepsäläinen et al. 2005, Kosicki & Chylarecki 2012). Strnad zahradní totiž primárně hnízdí na otevřených, relativně suchých, slunných lokalitách s řídkým vegetačním pokryvem. Tato místa jsou zastoupena na první pohled velmi odlišnými typy biotopů, vyskytujícími se v Evropě od severských tajg přes mírný pás po mediteránní oblasti. Druh je tedy napříč areálem svého rozšíření z tohoto pohledu velice flexibilní (Cramp & Perrins 1994, Šťastný et al. 2011, Menz & Arlettaz 2012, Birdlife International 2015).

Na jihu Evropy strnada zahradního nalezneme hlavně na otevřených a polootevřených (leso)stepích (např. Cramp & Perrins 1994, Fonderflick et al. 2005, Menz & Arlettaz 2012). V ptačí oblasti Kras na jihozápadě Slovinska bylo například při porovnávání obsazených a neobsazených lokalit tímto druhem zjištěno, že druh zde preferuje nízké bylinné porosty s dostatkem ostrůvků holé půdy a se stromy, které v oblasti rostly buď soliterně nebo v různých velkých lesních porostech (de Groot et al. 2010). Je zajímavé, že tak tomu však bylo pouze v menší prostorové škále výzkumu na úrovni teritoria, na větší prostorové škále totiž druh lesy naopak nevyhledával. Vysvětlení tohoto rozporu spočívá nejspíše v tom, že strnad zahradní se primárně vyhýbá biotopům ve fázi pozdní sukcese, ovšem na území svého teritoria využívá stromy případně okraje lesů jako místa, odkud s oblibou zpívá a odkud má dobrý výhled do okolí. Tato studie nakonec potvrzuje i fakt, že se strnad zahradní vyhýbá urbánním biotopům (de Groot et al. 2010). Populace těchto ptáků na západě Evropy, například na území náhorní plošiny Causse Méjean v jižní Francii, hnízdí na polootevřených stepích s roztroušenými keři zabírajícími z celé plochy teritoria 10–40 %. Zpěv přednáší z roztroušených stromů a vysokých keřů, skal a drátů elektrického vedení. Oproti většině jiných studií nebylo při zkoumání této populace zjištěno, že by výskyt strnada zahradního souvisel s pokrytím odhalenou holou půdou. Nesouvisel ani s plochou zemědělské půdy (Fonderflick et al. 2005). Na druhou stranu Lovaty (1991) popisuje pozorování v blízké lokalitě Causse de Sauveterre, kde byl druh sledován nejen na stepích a na kamenitých pastvinách, ale také právě v zemědělské oblasti (kde byla dokonce vyšší hustota zaznamenaných párů než v oblasti stepí). Nakonec, co se týče Španělska, tak zde druh kromě zemědělské krajiny (viz dále) nalezneme například v tzv. „matorral“, místní křovité stepi (Carrascal & Palomino 2008).

Příklad konkrétnější studie zkoumající vztah mezi výskytem strnada zahradního a jeho preferovanými biotopy v mediteránu dále pochází z Katalánska (Brotons et al. 2008).

V mírném pásmu Evropy strnad zahradní obsazuje pestrou mozaikovitou zemědělskou krajinou s extenzivním způsobem hospodaření (např. Vepsäläinen et al. 2005, Menz & Arlettaz 2012, Šťastný et al. 2011, Kosicki & Chylarecki 2012, Birdlife International 2015). Ne jinak je tomu u nejseverněji položených populací. V jižním Finsku jsou v místní otevřené krajině pro ptáka důležité prvky krajiny jako příkopy u silnic (místa k hledání potravy a k hnízdění) a vyvýšená místa, ze kterých s oblibou zpívá – stromořadí, ostrůvky keřů, velké solitérní stromy, případně stodoly a velké kameny. Při květnovém přeletu na hnízdiště si druh nejraději vybírá pole bez vegetace (osázena jarními obilovinami nebo kořenovou zeleninou) nebo s přítomností úhorů. Oproti polím s vysokou a hustou vegetací mají totiž tato místa větší potenciál pro úspěšné nalezení potravy, tj. bezobratlých živočichů (Vepsäläinen et al. 2005). Ve Švédsku byla (pouze ve velkém krajinném prostorovém měřítku) též zjištěná pozitivní korelace mezi výskytem strnada zahradního a zemědělskou krajinou, a naopak negativní s urbánním prostředím (Ottvall et al. 2008). Detailnější švédský výzkum zaměřující se na porovnání obsazených a neobsazených lokalit zjistil čtyři hlavní biotopové prvky krajiny, které strnad zahradní preferuje: úhory, rychle rostoucí dřeviny pěstované ve výmladkových plantážích, pastviny a neobhospodařované louky (Berg 2008). Více jak 70% pokrytí těmito prvky mělo 39 % ze zkoumaných teritorií (oproti pouze 5 % ze všech náhodně vybraných neobsazených lokalit). Preference každého jednotlivého parametru byla však naopak vcelku nízká – strnady tedy nejvíce lákala jejich vzájemná kombinace. Všechny preferované biotopy měly různorodou pozemní vegetaci, kde se střídaly ostrůvky holé půdy nebo řídké vegetace (nejspíše pro sběr potravy) s vyšší vegetací (místa k hnízdění). V téměř 90 % teritorií se dále vyskytovaly strukturní prvky krajiny charakterizující vysokou heterogenitu místního prostředí – vhodná hnízdiště v podobě izolovaných ostrůvků neobdělávané půdy uvnitř polí (s přírodní vegetací nebo kameny) nebo vyvýšená místa, odkud ptáci zpívali: liniová keřová vegetace, stodoly nebo dráty elektrického vedení. Nakonec přitom žádný z výše popisovaných biotopových parametrů nebo prvků přímo nesouvisel s reprodukčním úspěchem strnadů (Berg 2008). Důležitost bodových i liniových prvků krajiny podporuje dále i studie z Estonska (Elts et al. 2015). Strnadi tu v zemědělské krajině opět zpívali z míst, jako jsou dráty a stožáry elektrického vedení, skály, solitérní stromy, stromořadí nebo okraje malých lesíků. Ze stromů dávali přednost především vysokým listnatým stromům (hlavně dubům, javorům a lípám), na kterých též pravděpodobně sbírali potravu. Naopak se vyhýbali polím s hustěji zasazenými plodinami a nedostatkem holé půdy, která je potřebná ke sběru bezobratlých. Nedávali

přednost ani plodinám vysázeným již na podzim minulého roku (tzv. ozimům) a naopak upřednostňovali plochy s jarní pšenicí. Tento výzkum nakonec dokládá důležitost zemědělských oblastí, kde se vedle sebe střídá větší množství plodin (Eltis et al. 2015).

Největší střeoevropská populace v Polsku hnízdí v zemědělské krajině s především extenzivním způsobem hospodaření, kde nedochází k zavlažování půdy a kde se vyskytuje různorodá skladba plodin. Její výskyt dále koreluje s přítomností luk a malých jehličnatých a smíšených lesů, a i v tomto případě naopak chybí na lokalitách s vyšším podílem husté bylinné vegetace (Kosicki & Chylarecki 2012). Při pozorování poslední populace strnadů v Rakousku bylo také zjištěno, že se ptáci při sběru potravy vyhýbají vysoké husté vegetaci. Pohybovali se spíše na otevřených plochách s nízkou vegetací, většinou v mladé nevyrostlé kukuřici, na čerstvě posekaných loukách a na osetých nebo neobdělávaných polích. Nejvíce hnízd zde bylo v roce 2005 a 2006 v obilných a bramborových polích, případně v travnatém porostu a zpívání opět znělo z vyvýšených míst s dobrým výhledem do okolí (např. ze stožárů elektrického vedení, seníků, stromů, keřů nebo z vyrostlých brambor; Danzl 2007).

Další poslední populace strnadů zahradních, tentokrát v sousedním Švýcarsku, byla pozorována na submediteránních křovinatých stepních svazích břehu řeky Rhône (Menz et al. 2009). Na těchto lokalitách ptáci obhajovali svá teritoria, ovšem ke sběru potravy používali především kukuřičná a žitná pole pod nimi, a to hlavně v místech s vysokým poměrem holé půdy a s vegetací nižší než 1 metr. Nejnavštěvovanější pole byla přitom kukuřice ošetřená herbicidy. Autoři studie se domnívají, že tento zvláštní jev poukazuje na nedostupnost optimálních biotopů, tudíž ptáci využívají ke sběru potravy toho nejlepšího, co mají k dispozici. Vyplývá z toho, že důležitější je pro ně lepší dostupnost potravy (členovců, viz níže) než její vyšší abundance. Ta na kukuřičném poli podporována nebyla a byla vyšší naopak na loukách, kde strnadi příliš nelovili. Jelikož však tato pozorování proběhla u populace skládající se téměř výhradně z nespárovaných samců, nelze toto zjištění automaticky vztahovat i na hnízdící ptáky (Menz et al. 2009).

Nakonec i v mediteránní oblasti lze strnada zahradního sledovat v zemědělské krajině s extenzivním způsobem hospodaření. Tak tomu je třeba ve Španělsku, kde se strnad zahradní vyskytuje na nezavlažovaných obilných polích (Carrascal & Palomino 2008). Ve střední Itálii v předhůří Apenin tuto záležitost detailněji zkoumal Morelli (2012). Oproti například Bergovi (2008; viz výše) tu neměla na přítomnost tohoto druhu takový vliv heterogenita místního prostředí. Ovšem opět zde byla vyhledávána místa s dostatkem dostupné holé půdy a z plodin druh signifikantně dával přednost polím se slunečnicí, vojtěškou nebo ovsem (tedy právě těm polím, kde byla vysoká pokrývnost holé půdy). Podobné výsledky byly zjištěny i na severu

Itálie (Brambilla et al. 2016), kde byla pravděpodobnost výskytu nejvyšší v lokalitách se středním pokryvem vojtěšky, s vysokým pokryvem keřů a v územích s řadami keřů a stromů. Ideální byla pro strnady v tomto případě holá půda s pokryvností 5–20 %.

Strnad zahradní se v mnoha místech chová jako pionýrský druh obsazující území pozměněná různými disturbančními událostmi a nacházející se v raných stádiích sukcese (Dale & Olsen 2002, Brotons et al. 2008, Menz & Arlettaz 2012). V mediteránu toto potvrzuje již výše zmíněný výzkum expanze strnada zahradního v Katalánsku za posledních dvacet let (Brotons et al. 2008). Stav jeho populace se zde za tuto dobu zvýšil zhruba dvojnásobně a autoři studie tento fakt přisuzují přírodním požárům, které zde zachvátily velké množství lesních i nelesních biotopů. Strnadi tato spálená místa osidlovali a o to spíše pokud se nedaleko již nacházelo jiné území osídlené tímto druhem (Brotons et al. 2008). Švýcarská strnadi populace podle Menze et al. (2009) rovněž osidluje step na svazích řeky Rhôny, která vznikla před cca 30 lety po požáru. Blíže tento fenomén zkoumali Dale & Olsen (2002) na opačné straně evropského kontinentu v jihovýchodním Norsku. Strnad zahradní zde žil v částech spáleného lesa, kde neúrodná písčité půda nedovolovala rychlou obnovu biotopu. S využitím radiotelemetrie bylo zjištěno, že na těchto místech probíhalo hnízdění, ovšem nejspíše špatná úživnost prostředí nutila ptáky sbírat potravu na blízkých obdělávaných polích. Místa využívaná ke sběru potravy byla od teritorií průměrně 2,7 km daleko a mezi teritoriem a polními biotopy byla často nejen vysoká vegetace, kterou ptáci nevyužívali (oproti příbuznému strnadu obecnému *Emberiza citrinella*, který zde hnízdil), ale i teritoria jiných strnadů zahradních (Dale & Olsen 2002, Dale & Manceau 2003). Přítomnost strnada zahradního dále na některých místech Evropy pozitivně korelovala s místy, na kterých proběhl holosečný způsob kácení lesa (Cramp & Perrins 1994, Ottvall et al. 2008) a z osídlených míst s extrémními podmínkami lze také jmenovat rašeliniště, na kterých se vyskytuje vůbec největší část norské populace. Stejně jako v případě shořelého lesa (Dale & Olsen 2002) i v tomto případě byla teritoria ptáků (rašeliniště) a místa, kde docházelo ke sběru potravy (blízké pole), prostorově oddělená (Dale 2000).

Potrava strnada zahradního je tvořena rostlinnou složkou, zejména semeny kulturních i nekulturních rostlin, a složkou živočišnou, kterou se ptáci živí v době hnízdění a která převažuje v potravě mláďat (Cramp & Perrins 1994, Šťastný et al. 2006, Menz et al. 2009, Menz & Arlettaz 2012). Z živočišné složky jsou nejčastěji zmiňováni hmyz (housenky motýlů, brouci, dvoukřídli) a pavoukovci (Cramp & Perrins 1994, Menz et al. 2009, Menz & Arlettaz 2012). Jak již bylo mnohokrát uvedeno, za zásadní znak biotopu strnada zahradního bychom mohli považovat vysoký podíl obnažené holé půdy, na které dochází k nejčastějšímu



lovu zmíněných členovců (např. Vepsäläinen et al. 2005, de Groot et al. 2010, Menz & Arlettaz 2012, Morelli 2012). Ovšem z části může (např. lov housenek motýlů) dále probíhat i na listnatých stromech, a to především na dubech (Menz & Arlettaz 2012, Elts et al. 2015).

Značná biotopová flexibilita strnada zahradního je charakteristická i pro populace tohoto druhu v České republice. Na svá hnízdiště ptáci přilétají v druhé půlce dubna až začátkem května a odlétají z nich na přelomu srpna a září (Šťastný et al. 2011). Podle Šťastného et al. (2006) pták v Česku osidluje xerothermní lesostepní stanoviště, otevřenou heterogenní zemědělskou krajinu se stromořadími, roztroušenými stromy a keři, ekotony na pomezí lesů a polí a výsypky hnědouhelných těžebních oblastí.

## 1.6 Cíle diplomové práce

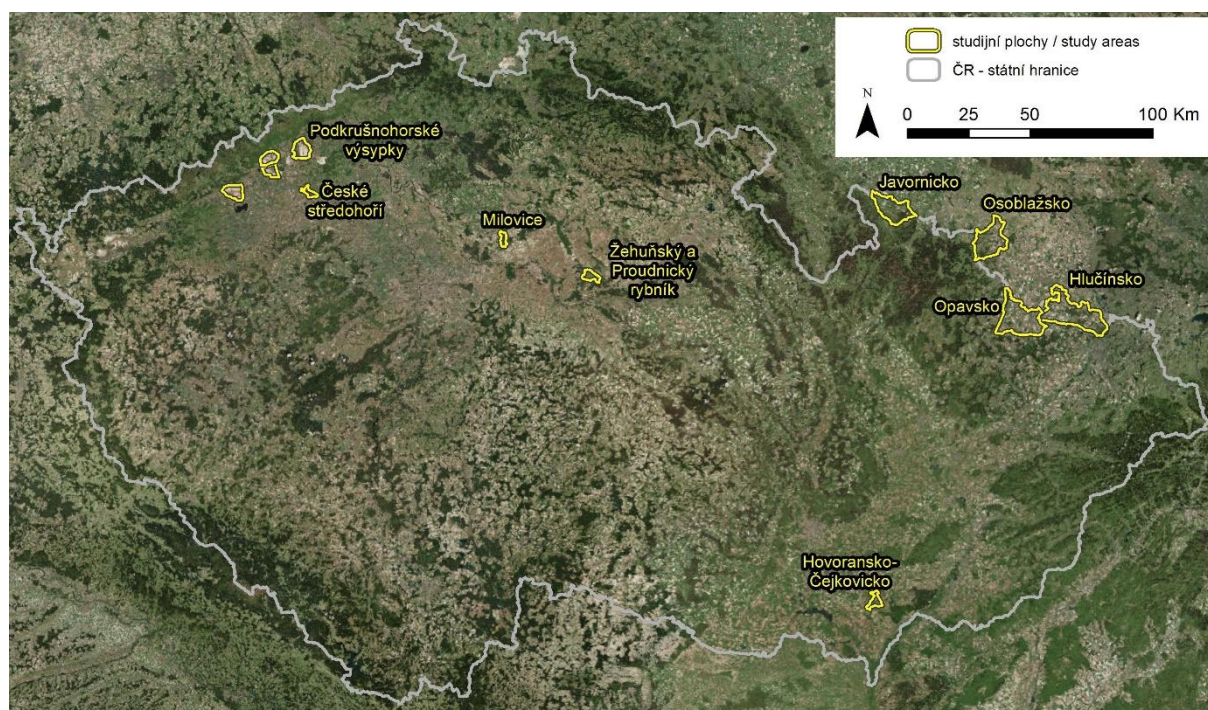
Jak již bylo uvedeno, strnad zahradní v současnosti neubývá pouze v okolních státech Evropy, ale též v České republice (např. Birdlife International 2004b, PECBMS 2016, Šťastný et al. 2006). Aby mohla vzniknout ochranná opatření, která by byla zaměřena konkrétně na tento druh a která by se alespoň pokusila zamezit jeho dalšímu úbytku, je potřeba zjistit aktuální rozšíření a početnost tohoto druhu v České republice a pochopit detailně, k jakému prostředí se strnad zahradní v naší zemi váže. Poslední celorepublikový monitoring druhu přitom proběhl před více jak 10 lety při celonárodním mapování ptáků ČR mezi lety 2001–2003 (Šťastný et al. 2006). Přestože pak byly zkoumány biotopové preference tohoto druhu v jiných státech Evropy (např. Vepsäläinen et al. 2005, Brotons et al. 2008, de Groot et al. 2010), neexistuje žádná studie, která by se tím zabývala na území našeho státu.

Cíle této práce tedy jsou:

- Provést monitoring posledních populací strnada zahradního v České republice. Zjistit aktuální velikost a distribuci těchto populací a analyzovat vývoj početnosti tohoto druhu.
- Zjistit biotopové vazby tohoto druhu na více prostorových úrovních a v různých typech krajín, které druh v České republice v současnosti osidluje.
- Na základě zjištěných skutečností navrhnout ochranná opatření, jenž by se měla pro podporu jeho zbylých populací v České republice provést.

## 2 METODIKA

Před začátkem terénních prací byla zpracována rešerše dostupných literárních zdrojů o historickém rozšíření a vývoji populace strnada zahradních na českém území. Mapování výskytu strnada zahradního a monitoring biotopů v roce 2015 pak probíhaly v oblastech, které byly též stanoveny před začátkem terénních prací. Při jejich výběru byl brán zřetel především na publikované informace o výskytu druhu na území České republiky za posledních cca 20 let (např. Bejček et al. 1997, Šťastný et al. 2006, Šimeček 2009, Hora et al. 2010, Beran 2011), dále na pozorování zaznamenaná v celorepublikové ornitologické databázi Avif (ww.birds.cz; ČSO 2017), konzultaci s místními ornitology, a i na dlouhodobá data ornitologů spolupracujících na této studii (Šálek et al. 2016c). Výzkum probíhal celkově v devíti oblastech nacházejících se v severních a středních Čechách, na jižní Moravě a ve Slezsku (Obr. 5). Oblasti se liší strukturou krajiny a složením biotopů.



Obr. 5: Mapa sledovaných území strnada zahradního v roce 2015.

## 2.1 Jádrové oblasti výzkumu

### 2.1.1 Podkrušnohorské hnědouhelné výsypky

Zkoumanou oblast nalezneme v severozápadních Čechách v Podkrušnohorské pánvi mezi Krušnými horami, Doupovskými horami a Českým středohořím v nadmořské výšce kolem 250 m n. m. Nachází se v prostorech povrchových dolů nedaleko aktivní těžby hnědého uhlí. Výsypky vznikly navršením hald nadložního materiálu po povrchové těžbě a jsou tedy charakteristické výraznou vertikální členitostí půdního povrchu. Pro oblast jsou typické podlouhlé kopcovité haldy, svahy a erozní rýhy. Povrch je pokryt mozaikou raně sukcesních biotopů s nízkou pokryvností bylinného patra s prakticky úplnou absencí keřového a stromového patra (Obr. 6 a 7). Výzkum v roce 2015 ve skutečnosti neprobíhal v jedné ucelené oblasti, ovšem na území čtyř největších těžebních prostorů Ústeckého kraje: v Lomu Bílina, Lomu Československé armády, Lomu Nástup-Tušimice a Lomu Vršany-Šverma. Celková rozloha sledované oblasti byla 139 km<sup>2</sup>, největší studijní plocha byla přitom v Lomu Bílina s rozlohou 46 km<sup>2</sup>.





Obr. 6 a 7: Výsypky krajiny podkrušnohorských povrchových dolů jsou tvořeny navršeným nadložním materiálem z povrchové těžby hnědého uhlí. Charakteristickým rysem území je vysoká vertikální členitost a dostatek holé půdy. Foto (odshora) V. Beran a M. Šálek.

### 2.1.2 České středohoří

Oblast výzkumu zahrnovala západní okraj chráněné krajinné oblasti České středohoří v severních Čechách, a to především území vrchů Milá, Oblík, Písečný vrch a Raná a blízké okolí. Nachází se v nadmořské výšce 250–510 m n. m. a je charakteristická zvlněným reliéfem utvářeným třetihorními vulkanickými kuželovitými kopci s unikátními xerothermními stanovišti. Nezemědělská vegetace je složena z mozaiky travnatých stepních porostů, skalních stepí, křovinných společenstev a zarostlých sadů. Lesní společenstva jsou složena z dubohabrových hájů, které na jižních expozicích přecházejí do šipákových doubrav. V roce 2015 byla zkontrolována plocha o rozloze 14 km<sup>2</sup>.

### 2.1.3 Milovice

Evropsky významná lokalita se nachází ve Středních Čechách mezi obcemi Milovice a Benátky nad Jizerou v nadmořské výšce 200–251 m n. m. Tento bývalý vojenský prostor má lesostepní charakter s mozaikou doubrav, smíšených lesů, travnatých a křovinatých biotopů. Protkaný je hustou sítí nezpevněných a zpevněných cest a nachází se v něm mnoho opuštěných vojenských objektů. Otevřený ráz některých částí území (například přírodní rezervace Pod Benáteckým vrchem a oblasti Traviny; Obr. 8) je udržován pojezdem lehké i těžké techniky, sezónní pastvou ovcí a celoroční pastvou velkých býložravců, jako je Exmoorský pony, zubr evropský (*Bison bonasus*) a zpětně vyšlechtěný pratur. Tato zvířata zde byla umístěna v průběhu roku 2015. Roku 2015 také proběhla v rámci našeho výzkumu kontrola celého území bývalého vojenského prostoru o celkové rozloze 13 km<sup>2</sup>.





Obr. 8: Bývalý vojenský prostor Milovice je charakteristický svým lesostepním rázem s xerothermní mozaikou travnatých ploch a křovin. Otevřený charakter oblasti je částečně udržován pojezdem těžké techniky. Foto P. Marhoul.

#### 2.1.4 Okolí Žehuňského a Proudnického rybníka

Pod Střední Čechy patří také další zájmové území našeho výzkumu ležící v nadmořské výšce 220–250 m n. m. Okolí Žehuňského a Proudnického rybníka zahrnuje paletu mnoha zemědělských i nezemědělských biotopů. Severně od Žehuňského rybníka nalezneme národní přírodní rezervaci Kněžičky, která je lesostepní jižně orientovanou strání s mozaikou suchých trávníků a křovinných společenstev a která přechází do rozvolněných listnatých lesů. Pro celé zkoumané území je však typická intenzivně využívaná zemědělská krajina a luční porosty. Sčítání strnada zahradního zde proběhlo v roce 2015 na ploše o rozloze 22 km<sup>2</sup>

#### 2.1.5 Hovoransko-Čejkovicko

Ptačí oblast Hovoransko-Čejkovicko se rozprostírá na jižní Moravě na Hodonínsku v nadmořské výšce 160–280 m n. m. Charakteristická je svým zvlněným reliéfem, kde se střídají původní zbytky stepních a lesostepních porostů s políčky s převážně extenzivním

maloplošným způsobem hospodaření a s pestrou skladbou pěstovaných plodin. Na území se rozkládá i nemalé množství terasovitých vinic a ovocných sadů, to vše prokládané hustou sítí polních cest (Obr. 9). V roce 2015 zde byla kontrolována plocha o celkové rozloze 22 km<sup>2</sup>.



Obr. 9: Pro oblast Hovoransko-Čejkovicko typická členitá krajina vinic, malých louček a políček s pestrou skladbou pěstovaných plodin s roztroušenou zelení. Foto K. Šimeček.

### 2.1.6 Hlučínsko, Opavsko, Osoblažsko a Javornicko

Zemědělsky využívané oblasti českého Slezska při hranicích s Polskem, opět charakteristické zvlněným reliéfem, se nachází v nadmořské výšce 250–574 m n. m. Převážně smíšené lesní porosty jsou obklopeny hlavně na Hlučínsku a Opavsku velkými a homogenními polními bloky. Ty jsou využívány pro pěstování obilovin, řepky olejné a v menší míře pak okopanin a máku (Obr. 10 a 11). Podél lesních porostů se zde ojediněle vyskytují úzké „biopásky“ oseté zpravidla pohankou, prosem a jinými obilovinami. Roku 2015 bylo zkoumáno celkově 715 km<sup>2</sup> slezské zemědělské krajiny zejména ve čtyřech oblastech: na Hlučínsku (248 km<sup>2</sup>), Opavsku (204 km<sup>2</sup>), Osoblažsku (143 km<sup>2</sup>) a Javornicku (120 km<sup>2</sup>).





Obr. 10 a 11: Intenzivní zemědělská krajina českého Slezska. Foto (odshora) L. Praus, V. Zeman.

## 2.2 Mapování výskytu strnada zahradního

Sčítání strnada zahradního proběhlo v roce 2015 ve výše uvedených oblastech (Obr. 5). Navštívena byla vhodná stanoviště – vynechán byl interiér lidských sídel nebo hustých zapojených lesů, které tento druh zpravidla neosidluje (např. Šťastný et al. 2006, Menz & Arlettaz 2012). Sčítání probíhalo zjednodušenou metodou mapování hnízdních okrsků (Gregory et al. 2004, Berg 2008) a sčítání byli zpívající samci (ovšem pozornost byla zaměřena i na jiné projevy například hnízdního chování – varující ptáci, nošení potravy na hnízdo a materiálu ke stavbě hnízda). Pro zvýšení efektivity detekce druhu zvláště v oblastech s nízkou populační hustotou byla také používána metoda hlasové provokace teritoriálním zpěvem. Sledování probíhalo pouze za příznivých meteorologických podmínek (beze srážek a silného větru) a především za ranních a dopoledních hodin (příležitostně se terénní práce však prodloužily i do hodin odpoledních). Jednotlivé lokality byly během hnízdní sezóny navštíveny dvakrát. První kontrola byla provedena v květnu (15. 5. – 30. 5.), tedy v termínu, který pokrýval období obsazování a obhajoby hnízdního teritoria, a druhá v červnu (1. 6. – 20. 6.) v době vlastního hnízdění. Přesná poloha zpívajících samců byla zaznamenána pomocí GPS. Tato lokace pak byla brána jako centrum obsazené lokality (Dale & Olsen 2002, Berg 2008, Sánchez et al. 2009). Pokud byl zpěv samce v rámci dvou návštěv (v květnu a červnu) zaznamenán v místech od sebe vzdálených méně než 100 metrů, lokace obsazené lokality byla určena jako střední bod mezi těmito místy a lokalita brána jako obsazená s přítomností jednoho samce (Dale & Olsen 2002, Sánchez et al. 2009). V případě, že se však v jeden moment simultánně ozývali samci, kteří od sebe byli blíže jak 100 m, byla tato místa brána jako dvě unikátní teritoria. Celkový počet ptáků byl určen jako maximální počet zpívajících samců zjištěných ze dvou kontrol. Populační hustota pak byla odvozena z počtu zpívajících samců na celkovou plochu jednotlivých území (viz výše). Jádrové lokality výskytu strnada zahradního v jednotlivých oblastech, pro které byly vypočteny tyto lokální populační hustoty, byly definovány polygonem, do kterého spadala většina záznamů z daného území a který byl tvořen spojnicemi krajních bodů (lokací zpívajících samců). Takový přístup sice značně nadhodnocuje reálnou hustotu populace strnada zahradního, avšak poskytuje informace o shlukovitosti jeho distribuce v zájmových oblastech.

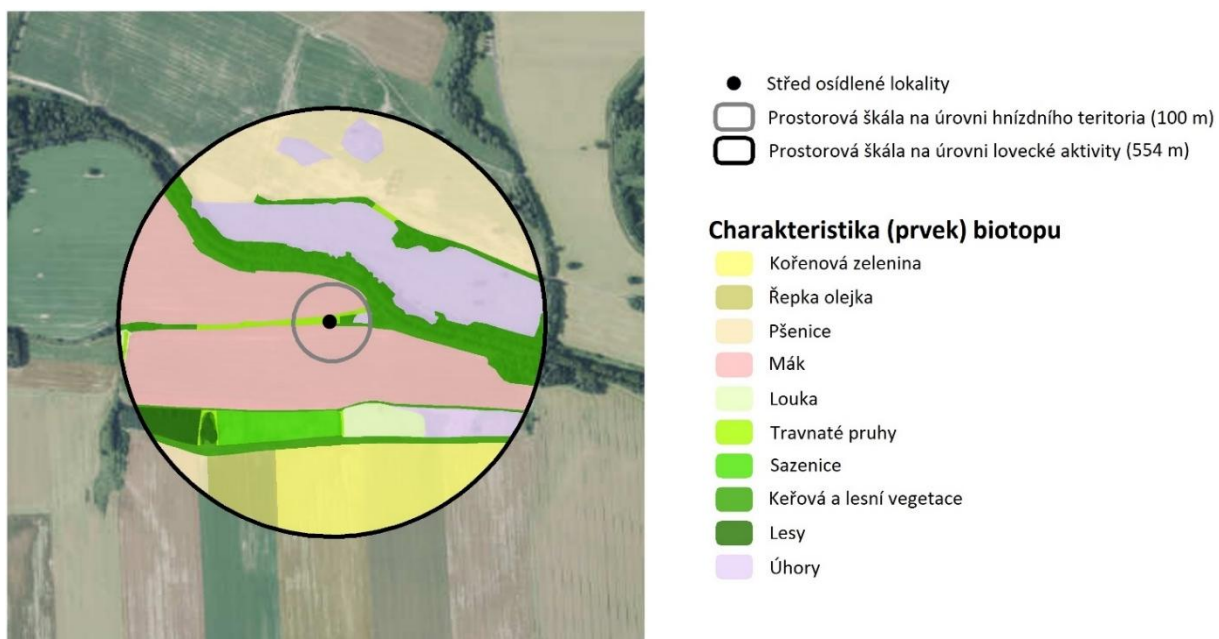
## 2.3 Monitoring prostředí

K analýze biotopových preferencí strnada zahradního jsme provedli obsáhlý monitoring dvou typů území, která mezi sebou byla následně porovnána: lokalit, které druh v roce 2015 obsadil, a náhodně vygenerovaných neobsazených (kontrolních) lokalit. Tento standardní metodický postup byl úspěšně použit v různých částech evropského kontinentu k zjištění biotopových preferencí strnada zahradního (Fonderflick et al. 2005, Berg 2008, de Groot et al. 2010, Morelli 2012, Elts et al. 2015, Brambilla et al. 2016) a dalších druhů strnadů (Whittingham et al. 2005, Sánchez et al. 2009, Altewischer et al. 2015) ale i v případě dalších jiných ptačích a savčích druhů (např. Šálek et al. 2014, 2016a). Střed obsazené lokality byl brán jako lokace zjištěného zpívajícího samce strnada zahradního, případně místo projevu hnízdního chování (dále např. Berg 2008, Sánchez et al. 2009). Pokud byli zaznamenáni zpívající samci blíže jak 100 m od sebe (ať už v jeden moment či v rámci dvou po sobě jdoucích návštěv lokality), postupovalo se stejně jako v případě mapování výskytu druhu (viz výše). Uvnitř mapy oblastí výskytu jednotlivých populací druhu byla dále vytvořena čtvercová síť (s kvadráty o straně 200 m), kterou jsme pomocí generátoru náhodných čísel použili ke zvolení středů neobsazených kontrolních lokalit (Berg 2008). Analýza biotopových preferencí byla studována ve dvou prostorových škálách: na úrovni hnízdního teritoria (kruh o poloměru 100 m ze středu obsazené lokality, o ploše 3,14 ha), které reprezentuje jádrovou teritoriální oblast a centrum lovecké aktivity strnada zahradního, a na úrovni krajinného kontextu (kruh o poloměru 554 m též ze středu obsazené lokality, o ploše 1 km<sup>2</sup>) představující širší krajinný kontext v okolí hnízdního teritoria (Cramp & Perrins 1994, Dale & Olsen 2002, Danzl 2007, Berg 2008, de Groot et al. 2010; viz Obr. 12). Abychom mohli porovnat biotopy mezi obsazenými a neobsazenými lokalitami, použili jsme stejné prostorové škály i pro neobsazené lokality (středem tohoto kruhu byl v tomto případě kontrolní náhodně vygenerovaný bod). V případě, že větší prostorová škála některé neobsazené plochy zasahovala do středu blízké obsazené lokality, byl tento náhodný bod z analýzy vyřazen.

Jelikož jsou biotopy sledovaných území (tj. zemědělská krajina a krajina povrchových dolů) značně rozdílné, nebylo pro ně možné zaznamenávat zcela stejné charakteristiky. Podle zahraniční literatury (např. Vepsäläinen et al. 2005, Berg 2008, Menz & Arlettaz 2012, Morelli 2012) jsme však již před začátkem terénního výzkumu většinu charakteristik potenciálně predikujících výskyt strnada zahradního vybrali a identifikovali. Jejich počet byl v průběhu zredukován, což umožnilo lepší orientaci v získaných výsledcích i jejich

interpretaci. Ve finále bylo tedy určeno a sledováno 17 biotopových parametrů pro zemědělskou krajinu a 7 parametrů pro krajiny povrchových dolů. Jednotlivé sledované parametry shrnuje Tab. 2. Dále jsme stanovili heterogenitu biotopu v obou prostorových škálách na základě hustoty biotopových okrajů („edge density“) a Shannonova indexu diverzity (Tab. 2). Nakonec jsme pro krajinu povrchových dolů určili strmost svahů a vrásčitost terénu („terrain ruggedness“), kterou jsme hodnotili podle charakteru daného terénu na území hnízdního teritoria a která byla rozdělena do šesti kategoriích podle průměrného sklonu území (Tab. 3, Obr. 13 a 14). Charakteristiky biotopu zemědělské krajiny a jejich pokryvnost byly zaznamenávány po mapování výskytu druhu (v průběhu června). S pomocí vytisknutých satelitních snímků bylo provedeno zmapování biotopu *in situ*, které bylo nutné za účelem detailnějšího zmapování lokalit (určení zemědělských plodin, umístění biopásů apod.). Z důvodu omezeného vstupu do některých lokalit proběhlo mapování biotopu v povrchových dolech naopak *ex situ*, kdy jsme použili aktuální (květen 2015) a velice detailní letecké snímky pořizené těžební společností Severočeské doly a.s. Tento způsob monitoringu území mimoto umožnil jednoduše a přesně zaznamenat jednotlivé ostrůvky bylinné vegetace a holé půdy, jejichž plocha byla pro následnou analýzu biotopu zásadní. Zjištěná data z obou typů biotopů byla následně vektorizována pomocí nástrojů programů GIS (ESRI 2014, QGIS 2014).

Speciální pozornost byla zaměřena na pokrytí holou půdou. Data pro tuto biotopovou charakteristiku byla získávána pro oba dva typy krajin (zemědělská krajina vs. povrchové doly) odlišně. V případě zemědělské krajiny bylo *in situ* pro každý biotopový prvek zvlášť (především pak pro zemědělské plodiny) na úrovni hnízdního teritoria určeno průměrné procentuální zastoupení nezarostlou holou půdou. Spočítáním váženého průměru zjištěných hodnot pak byla stanovena pokryvnost holé půdy pro celou lokalitu hnízdního teritoria. Tento způsob zjištění byl opět nutný kvůli detailnějšímu zmapování lokalit. Naopak v případě krajiny dolů se pracovalo *ex situ*, kdy se opět využilo leteckých snímků oblasti. Velice detailně byla určena přítomnost ostrůvků nezarostlých míst se 100% pokryvností holou půdou. Následně byla spočítána celková procentuální pokryvnost tímto prvkem v obou prostorových škálách.



Obr. 12: Příklad vyhodnocení dat biotopových charakteristik v obou prostorových škálách: na úrovni hnízdního teritoria strnada zahradního a na úrovni krajinného kontextu.

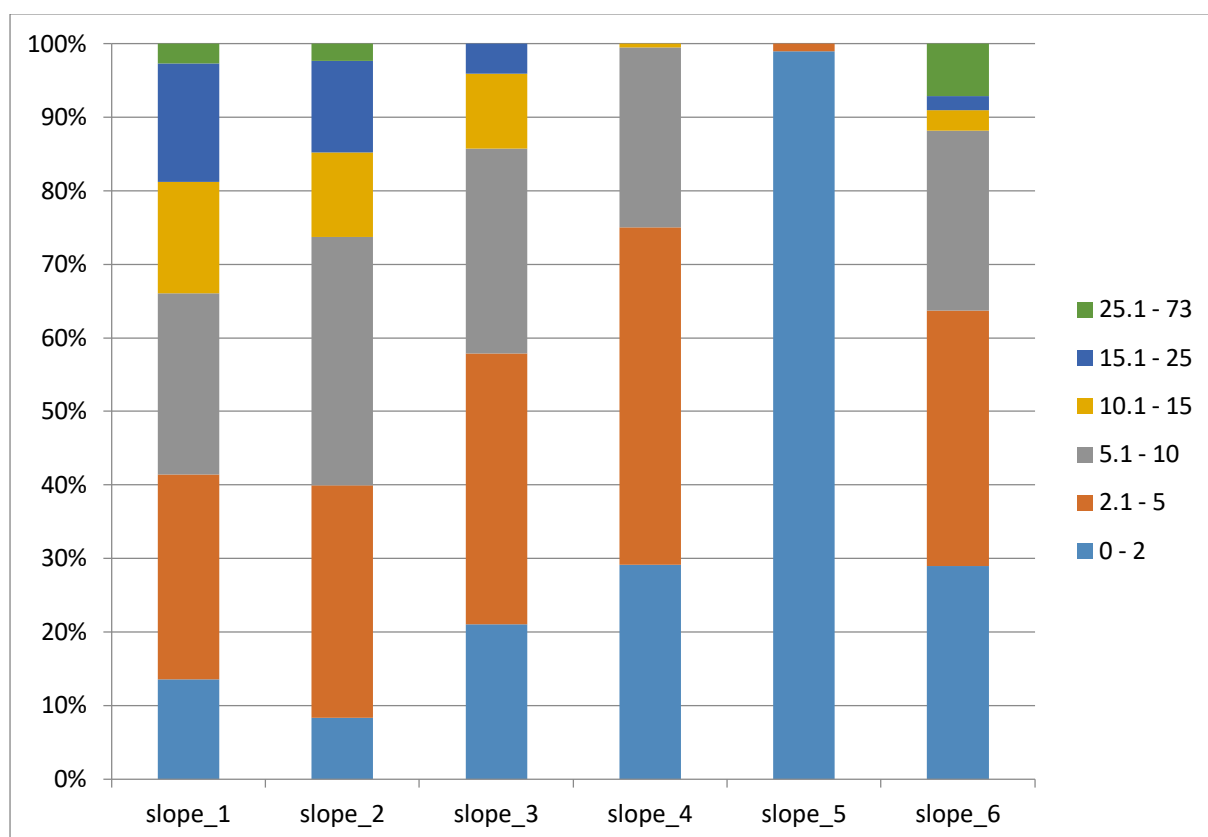


<b>Charakteristika</b>	<b>Popis</b>
<b><i>Krajina povrchových dolů</i></b>	
Bylinné patro	Plocha bylinné vegetace
Keřová a lesní vegetace	Plocha keřové a lesní vegetace (živé ploty, lesní koridory, stromořadí a jiné liniové útvary, maloplošné křovinaté a lesnaté ostrůvky)
Lesy	Plocha lesních biotopů
Sazenice	Plocha vysázených a mladých lesů
Urbánní biotopy	Plocha urbánních biotopů (budovy, asfaltové cesty, asfaltové a betonové plochy)
Zemědělská půda	Plocha zemědělské půdy (pole)
Holá půda	Plocha pokrytí holou půdou bez vegetace
Hustota okrajů	Délka okrajů prvků na hektar (m/ha)
Shannonův index diverzity	Shannonův index biotopové diverzity
<b><i>Zemědělská krajina</i></b>	
Pšenice	Plocha pšeničných polí
Ječmen	Plocha ječmenných polí
Oves	Plocha ovesných polí
Řepka olejka	Plocha polí s řepkou olejkou
Kukuřice	Plocha kukuřičných polí
Kořenová zelenina	Plocha polí s cukrovou řepou a bramborami
Mák	Plocha makových polí
Úhory	Plocha úhorů (půda vyňatá z produkce, "set-aside") a „biopásy“ na zemědělské půdě
Luční porosty	Plochy lučních biotopů (louky, pastviny)
Travnaté pásy	Plochy travnatých cest a travnatých pásů (např. podél silnic a potoků)
Ruderál	Plocha ruderální vegetace
Keřová a lesní vegetace	Plocha keřové a lesní vegetace (živé ploty, lesní koridory, stromořadí a jiné liniové útvary, maloplošné křovinaté a lesnaté ostrůvky)
Zahrady a sady	Plocha zahrad a sadů (především v obcích a u lidských usedlostí)
Sazenice	Plocha vysázených a mladých lesů
Lesy	Plocha lesních biotopů
Urbánní biotopy	Plocha urbánních biotopů (budovy, asfaltové cesty, asfaltové a betonové plochy)
Holá půda	Poměr (%) holé půdy na úrovni hnízdního teritoria
Hustota okrajů	Délka okrajů prvků na hektar (m/ha)
Shannonův index diverzity	Shannonův index biotopové diverzity

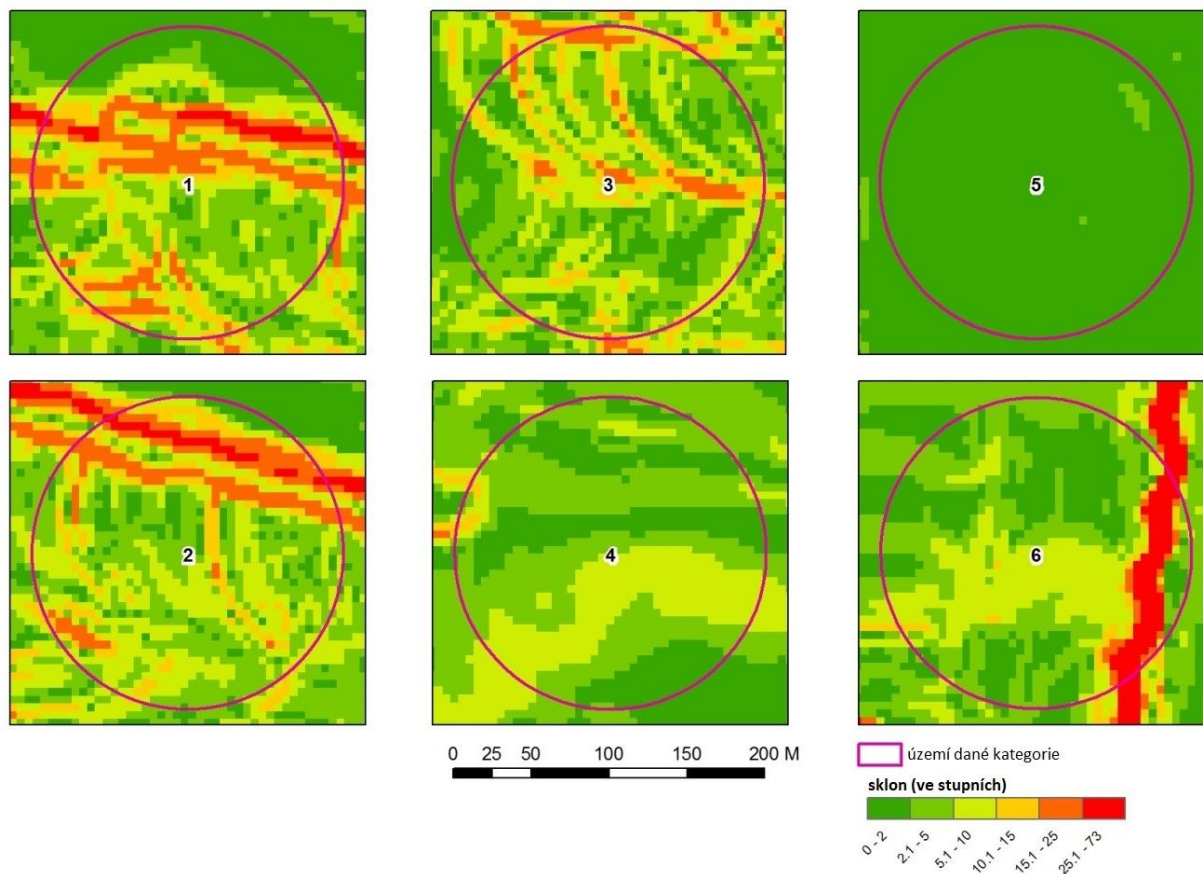
Tab. 2: Biotopové charakteristiky použité k analýze biotopových preferencí strnada zahradního v České republice v rámci dvou typů krajín (povrchové doly a zemědělská krajina). Pokud není uvedeno jinak, charakteristiky byly použity pro zhodnocení biotopů obou prostorových škál.

Kategorie	Sklon		
	Průměr	Variační rozpětí	SD
1	8,60	29,76	6,78
2	8,06	28,84	6,29
3	5,44	24,69	4,34
4	3,42	14,41	1,92
5	0,93	2,47	0,39
6	7,06	62,07	11,28

Tab. 3: Klasifikace vrásčitosti terénu na úrovni hnízdního teritoria (poloměr 100 m) založená na průměrném sklonu území a jeho variabilitě.



Obr. 13: Histogram rozmezí sklonu (ve stupních) v šesti kategoriích popisující úroveň vrásčitosti území podle průměrného sklonu území a jeho variability.



Obr. 14: Grafická ilustrace znázorňující vrásčitost území v šesti kategoriích podle průměrného sklonu a jeho variability.



## 2.4 Biotopové preference – statistické zpracování dat

Data získaná v této studii zavedla několik analytických omezení. Jejich různorodost byla obecně pro většinu sledovaných charakteristik biotopů značně nízká, navíc se u některých charakteristik objevily nesrovnalosti v jejich různorodosti mezi obsazenými a neobsazenými lokalitami. Přestože tyto záležitosti znemožnily úvahu, zdali některé prvky souvisí s pravděpodobností výskytu strnada zahradního, nemuselo být na druhou stranu správné tato data ze studie zcela vyřadit.

Vznikly dvě skupiny výsledků popisující biotopy v rámci osídlených a neosídlených lokalit. V první řadě jsme rozdíl mezi těmito územími zkoumali (pro každou charakteristiku) pomocí Wilcoxonova testu („Wilcoxon rank sum test“) a testu pomocí poměru věrohodností („likelihood ratio test“). Dále byla modelována pravděpodobnost výskytu strnada zahradního pro zemědělskou krajinu i krajinu povrchových dolů pomocí zobecněných lineárních modelů (GLM) s binomiální distribucí dat. V těchto modelech byly využity pouze ty charakteristiky biotopu, které ukazovaly dostatečnou variabilitu a zároveň měly aproximativně normální rozdělení dat pro jak obsazené, tak neobsazené lokality. Všechna tato data byla následně transformována (škálována a centrována). Identita lokalit byla analyzována jako potenciaálně důležitý náhodný faktor, avšak modelování s plným (saturovaným) modelem neodhalilo významný vliv tohoto náhodného efektu na pravděpodobnost výskytu strnada zahradního, proto se tento náhodný efekt při následném modelování neanalyzoval. Co se dále týče pokrytí holou půdou, jelikož podle našeho předběžného modelování mezi ním a výskytem druhu vyšel nelineární vztah, zahrnuli jsme v saturovaném GLM pro tato data kvadratické závislosti. Vzhledem k nerozsáhlému množství přípustných biotopových charakteristik byla pro získání optimálních modelů zvolena postupná zpětná eliminace prediktorů. Bylo též použito Akaikeho informační kritérium („Akaike information criterion“, AIC), které určovalo, jaké biotopové charakteristiky pro modelování je možné zachovat a které naopak vypustit. Při budování modelu jsme při každém kroku provedli diagnostiku vzniklých grafů, aby se detekovalo potenciaální narušení statistických požadavků GLM analýz.

Všechny analýzy byly provedeny pomocí balíku „stats“ v programu R (R Core Team, 2015).

## 3 VÝSLEDKY

### 3.1 Početnost a distribuce strnada zahradního v jádrových oblastech výzkumu

#### 3.1.1 Podkrušnohorské hnědouhelné výsypky

V roce výzkumu bylo na hnědouhelných podkrušnohorských výsypkách celkově zaznamenáno 34–39 zpívajících samců strnada zahradního a průměrná populační hustota byla stanovena na 0,34–0,36 zpívajících samců na km<sup>2</sup>. Největší populace s odhadnutým počtem 25–30 zpívajících samců se přitom nachází v Lomu Nástup-Tušimice. Zde bylo v průběhu května 2015 napočítáno 24–26 a v červnu 26–28 zpívajících samců. Všechna obhajovaná teritoria se však v tomto případě nacházela na lokalitě o rozloze 2,02 km<sup>2</sup>. Dalších 8 zpívajících samců bylo v průběhu května i června zjištěno v oblasti Lomu Bílina na výsypce Pokrok. Čtyři samci se přitom nacházeli na malé části spontánně se vyvíjející výsypky (účelově ponechané) a další na technicky rekultivované ploše v bezprostředním okolí. Celková rozloha této lokality byla 0,49 km<sup>2</sup>. Jeden pár byl dále zjištěn v průběhu obou měsíců pozorování v Lomu Vršany-Šverma. V Lomu Československé armády v roce 2015 nebyl zjištěn žádný strnad zahradní. Většina všech obsazených lokalit se nacházela na výsypkách v jejich raně sukcesních stádiích. Pouze v Lomu Bílina v rekultivované části výsypky Pokrok obhajovali čtyři samci teritoria v lesnicky rekultivované ploše s oplocenkami.

#### 3.1.2 České středohoří

Během celé doby sledování, nebyl v roce 2015 na území Českého středohoří zjištěn jediný strnad zahradní.

#### 3.1.3 Milovice

V bývalém vojenském prostoru Milovice byl roku 2015 zaznamenán výskyt strnada zahradního na dvou lokalitách, a to konkrétně v přírodní rezervaci Pod Benáteckým vrchem a v lokalitě Traviny. Obě nalezená teritoria samců zahrnovala otevřené travnaté biotopy s jednotlivými ostrůvky keřů a stromů a dostatkem holé půdy. Populační hustota zde byla stanovena na 0,15 zpívajících samců na 1 km<sup>2</sup>.

#### 3.1.4 Okolí Žehuňského a Proudnického rybníka

V okolí Žehuňského a Proudnického rybníka se podařilo v roce 2015 zaznamenat zpěv

tří samců strnada zahradního, populační hustota přitom byla 0,14 zpívajících samců na 1 km<sup>2</sup>. V průběhu května byl jeden samec zjištěn v lesním fragmentu u osady Zbraň, Žiželice a během června byli blízko tohoto místa zaznamenáni dva samci ve stromořadí podél silnice v katastru obce Dománovice (Kadava in litt.). Samec zpívající u osady Zbraň v červnu již zaznamenán nebyl, tudíž je možné, že se přemístil na lokalitu u Dománovic. Co se týče stepních lokalit obory Kněžičky na severních stránkách nad Žehuňským rybníkem, tak zde strnad zahradní v tomto roce zaznamenán nebyl.

### 3.1.5 Hovoransko-Čejkovicko

Přes intenzivní průzkum území, a především pak míst jeho historického výskytu, nebyl strnad zahradní na území Hovoransko-Čejkovicka v roce 2015 zaznamenán.

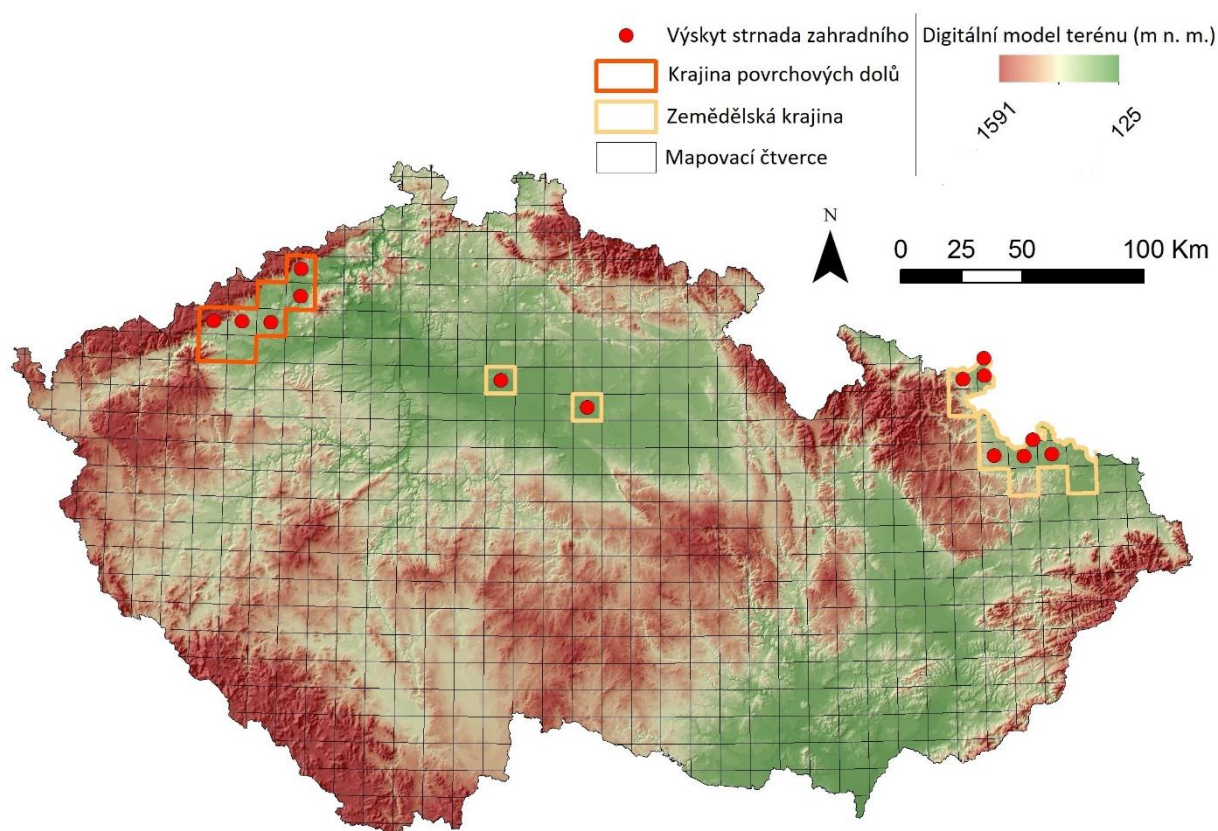
### 3.1.6 Hlučínsko, Opavsko, Osoblažsko a Javornicko

Na Hlučínsku bylo v květnu roku 2015 zaznamenáno pět zpívajících samců strnada zahradního a tři ptáci přitom zpívali z tradičního hnízdiště v ekotonu na rozmezí listnatého lesa a pole přírodní rezervace Hněvošický háj blízko hranic s Polskem. V průběhu června byl pak zaznamenán výrazný nárůst počtu strnadů zahradních, kdy na začátku měsíce zpívalo na blízkém lesním okraji přímo na hranicích šest samců (plocha 1,22 km<sup>2</sup>). Populační hustota byla v celé sledované oblasti Hlučínska stanovena na 0,04 zpívajících samců na km<sup>2</sup>. Opavsko dále podle zjištěných záznamů hostilo devět samců, což odpovídá hustotě populace 0,04 zpívajících samců na km<sup>2</sup>. Oblast Osoblažského výběžku pak zaznamenala podobně jako Hlučínsko také výrazný nárůst obsazených lokalit mezi sledovanými měsíci. Zatímco v květnu zde zpívali tři samci, v průběhu června jich bylo zjištěno 16. Populační hustota ve výběžku přitom byla stanovena na 0,1 zpívajících samců na km<sup>2</sup>. Avšak i zde byla oproti celému území zaznamenána místa s vyšší koncentrací. Například na ploše 0,21 km<sup>2</sup> u Slezských Pavlovic zpívalo 24. 6. 2015 sedm samců strnada zahradního. V oblasti Javornicka byly kontroly bývalých hnízdišť negativní.

### 3.1.7 Populace strnada zahradního v České republice

V roce 2015 bylo po celé České republice dohromady zjištěno 75–79 zpívajících samců strnada zahradního. Ptáci byli zastíženi v šesti z devíti oblastí výzkumu (pokud jsou Podkrušnohorské výsypky počítány jako jedna oblast). Tyto oblasti hostí většinu známé populace tohoto druhu u nás a zároveň tedy představují centra jeho rozšíření v ČR (viz Obr. 15; viz též Bejček et al. 1997, Šťastný et al. 2006, Šimeček 2009, Hora et al. 2010, Beran

2011). Průměrná populační hustota strnada zahradního ve všech oblastech se zjištěným výskytem byla stanovena na 0,1 zpívajících samců na 1 km<sup>2</sup>. Lokálně však může hustota populace dosáhnout hodnot relativně vyšších (např. osm zpívajících samců na 0,49 km<sup>2</sup> na výsypce Pokrok a až sedm samců na 0,21 km<sup>2</sup> na Osoblažsku; viz výše). V případě regionů nezahrnutých v této studii byl tento druh zastížen ve stejném roce v hnízdní době jen v Železných horách (ČSO 2017), nicméně toto území bylo v průběhu května 2015 navštíveno i námi a strnad zahradní zde zjištěn nebyl. Na základě výše uvedených zjištěných údajů lze celkovou velikost populace strnada zahradního v roce 2015 v České republice odhadnout maximálně na 75–100 zpívajících samců.



Obr. 15: Mapa České republiky zobrazující výskyt strnada zahradního v roce 2015.

## 3.2 Biotopové preference strnada zahradního

Souhrn statistického srovnání krajinného pokryvu v obsazených a náhodných plochách shrnuje Tab. 4. Je z ní patrné, že druh projevuje velkou flexibilitu ve výběru biotopu (dále též Příloha 1–29). V zemědělské krajině byl zjištěn vyšší podíl keřové a lesní vegetace (živé ploty, lesní koridory, stromořadí a jiné liniové útvary, maloplošné křovinaté a lesnaté ostrůvky) a lesů na úrovni hnízdního teritoria u lokalit, které strnad v roce 2015 obsadil, oproti plochám, které neobsadil. Zcela naopak tomu bylo u krajiny povrchových dolů – zde byl podíl těchto dvou krajinných prvků u obsazených lokalit nižší (Tab. 4). Co se dále týče charakteristik zaznamenávaných pouze v jednom krajinném typu, obsazené lokality povrchových dolů na úrovni hnízdního teritoria i krajinného kontextu pokrývalo větší množství bylinného patra než místa, která strnadem obsazená nebyla. U zemědělské půdy to pak bylo naopak. Též byl zjištěn průkazný rozdíl v charakteristice svažitosti terénu ( $G_5 = 66,01$ ;  $p < 0,001$ ): hnízdící strnad zahradní preferoval plochy s vyšším průměrným sklonem území a vrásčitostí terénu. Obsazené lokality zemědělské krajiny charakterizoval v obou prostorových škálách vyšší podíl makových polí a úhorů (půdy vyňaté z produkce, "set-aside" a biopásů na zemědělské půdě) a nižší podíl lučních porostů, zahrad a sadů (především v obcích a u lidských usedlostí; Tab. 4). Na druhou stranu jsme identifikovali i společné znaky pro oba typy krajin. Na úrovni větší prostorové škály strnadi obsazovali lokality vykazující nižší poměr urbánních biotopů (budov, asfaltových cest, asfaltových a betonových ploch) a ploch sazenic (vysázených a mladých lesů), než jak tomu bylo u lokalit strnadem neobsazených. Úroveň hnízdního teritoria v obou typech krajin nakonec vykazovala vyšší heterogenitu prostředí, a to jak v případě Shannonova indexu diverzity, tak v případě hustoty biotopových okrajů (Tab. 4).

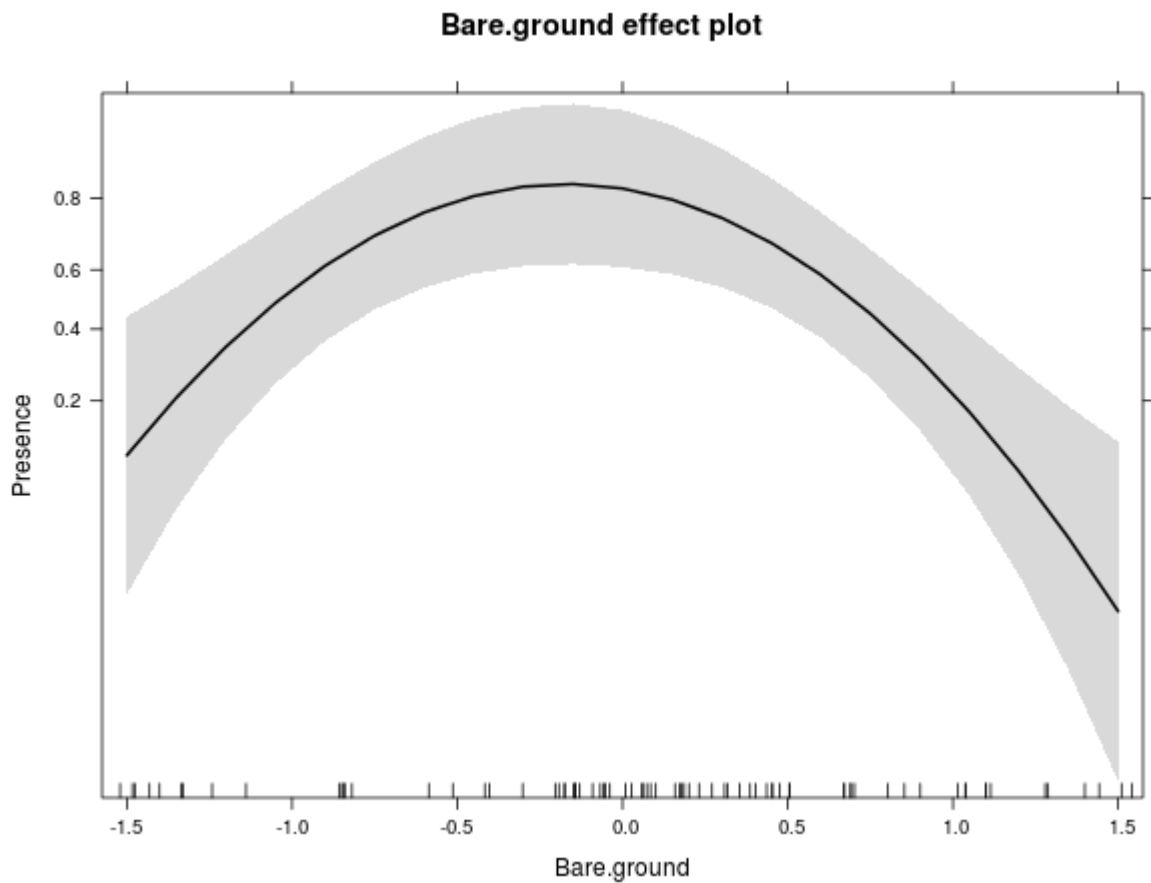
Výsledek zobecněného lineárního modelování poukázal v zemědělské krajině na fakt, že pravděpodobnost výskytu strnada zahradního je vyšší na místech s vyšší heterogenitou biotopu podle Shannonova indexu, ovšem naopak klesala s vyšší hustotou okrajů (v obou případech tentokrát na úrovni prostoru krajinného kontextu; Tab. 5). Co se týče pokrytí holou půdou, v případě stejné krajiny ovšem na úrovni menší prostorové škály se pravděpodobnost výskytu druhu měnila kurvilineárně (viz Obr. 16 a Tab. 5). V krajině povrchových dolů se na úrovni větší prostorové škály pravděpodobnost výskytu zvedala s vyšším podílem pokryvnosti holou půdou a vyšší heterogenitou prostředí, a to jak u Shannonova indexu diverzity, tak u hustoty okrajů. Na prostorové úrovni hnízdního teritoria pak strnad zahradní osidloval plochy s vyšší pokryvností bylinného patra (Tab. 5).

Biotopová charakteristika	Krajina povrchových dolů		Zemědělská krajina	
	Výsledek	<i>p</i>	Výsledek	<i>p</i>
Lesy 100 m/554 m	O<N/O=N	*/n.s.	O>N/O=N	*/n.s.
Sazenice 100 m/554 m	O=N/O<N	n.s./*	O<N/O<N	*/0,074
Keřová a lesní vegetace 100 m/554 m	O<N/O<N	**/**	O>N/O=N	0,079/n.s.
Urbánní biotopy 100 m/554 m	O<N/O<N	**/**	O=N/O<N	n.s/**
Shannonův index diverzity 100 m/554 m	O>N/O=N	**/n.s.	O>N/O=N	***/n.s.
Hustota biotopových okrajů 100 m/554 m	O>N/O>N	***/**	O>N/O<N	0,079/**
Holá půda 100 m/554 m	O=N/O=N	n.s./n.s.	O<N/NA	n.s./NA
Bylinné patro 100 m/554 m	O>N/O>N	***/**	NA	NA
Zemědělská půda 100 m/554 m	O<N/O<N	**/**	NA	NA
Ječmen 100 m/554 m			O=N/O=N	n.s./n.s.
Oves 100 m/554 m			O>N/O=N	0,086/n.s.
Pšenice 100 m/554 m			O=N/O=N	n.s./n.s.
Kukuřice 100 m/554 m			O=N/O=N	n.s./n.s.
Řepka olejka 100 m/554 m			O=N/O=N	n.s./n.s.
Mák 100 m/554 m			O>N/O>N	***/**
Kořenová zelenina 100 m/554 m			O=N/O=N	n.s./n.s.
Úhory 100 m/554 m			O>N/O>N	**/**
Ruderál 100 m/554 m			O>N/O=N	0,056/n.s.
Zahrady a sady 100 m/554 m			O<N/O<N	*/**
Luční porosty 100 m/554 m			O<N/O<N	*/*
Travnaté pásy 100 m/554 m			O=N/O<N	n.s./0,094

Tab. 4: Porovnání rozdílů biotopových charakteristik pomocí Wilcoxonova testu mezi osídlenými (O) a neosídlenými (N) lokalitami na úrovni hnízdního teritoria strnada zahradního (poloměr 100 m) a na úrovni krajinného kontextu (poloměr 554 m) v krajíně povrchových dolů a zemědělské krajíně. Pro *p*-hodnotu (*p*) platí: \* < 0,05; \*\* < 0,01; \*\*\* < 0,001; n.s. – non-significant; NA (nebo prázdné políčko) – charakteristika nebyla v dané krajíně případně i na dané prostorové škále sledována.

Parametr	Odhad (Estimate)	SE	z	p
<b>Krajina povrchových dolů</b>				
Intercept	-0,35	0,45	-0,77	0,439
Pokrytí holou půdou 554 m	3,18	1,03	3,1	0,002
Hustota biotopových okrajů 554 m	2,85	0,74	3,83	<0,001
Shannonův index diverzity 554 m	2,43	0,82	2,97	0,003
Pokrytí bylinným patrem 100 m	1,74	0,64	2,71	0,007
Pokrytí holou půdou 100 m				
(Pokrytí holou půdou 100 m) <sup>2</sup>				
(Pokrytí holou půdou 554 m) <sup>2</sup>				
Pokrytí bylinným patrem 554 m				
Shannonův index diverzity 100 m				
Hustota biotopových okrajů 100 m				
Senzitivita modelu: 87 % (39/45), Specificita modelu: 87 % (39/45)				
<b>Zemědělská Krajina</b>				
Intercept	1,52	0,55	2,77	0,006
Pokrytí holou půdou 100 m	-0,71	0,4	-1,79	0,073
(Pokrytí holou půdou 100 m) <sup>2</sup>	-2,1	0,56	-3,77	<0,001
Shannonův index diverzity 554 m	2,33	0,67	3,47	<0,001
Hustota biotopových okrajů 554 m	-4,12	1,03	-4,01	<0,001
Pokrytí pšenicí 554 m				
Pokrytí keřovou a lesní vegetací 554 m				
Shannonův index diverzity 100 m				
Senzitivita modelu: 85 % (39/46), Specificita modelu: 82 % (37/45)				

Tab. 5: Zobecněné lineární modely pravděpodobnosti výskytu hnízdícího strnada zahradního ve dvou typech krajín v České republice. Biotopové charakteristiky vyloučené během budování modelu jsou uvedeny s optimálním modelem bez statistických veličin.



Obr. 16: Vztah mezi pravděpodobností výskytu strnada zahradního a pokrytím holou půdou v zemědělské krajině na úrovni hnízdního teritoria. Osa x znázorňuje data pokrytí holou půdou (transformované hodnoty), osa y pravděpodobnost výskytu strnada zahradního.



## 4 DISKUZE

### 4.1 Rozšíření strnada zahradního v České republice

Při mapování výskytu strnada zahradního v České republice v roce 2015 jsme zjistili, že je druh v současnosti rozdělen do dvou hlavních oblastí výskytu s podobně velkými populacemi (severní Čechy a Slezsko) a do dvou malých izolovaných populací ve středních Čechách. Dohromady bylo tedy zaznamenáno 75–79 zpívajících samců. Stanovený odhad celkové velikosti populace strnada zahradního v tomto roce činí 75–100 zpívajících samců, což značí v porovnání s lety 2001–2003, kdy byla velikost populace odhadnuta na 80–160 hnízdících párů (Šťastný et al. 2006), pokles o 6,3–37,5 %.

Silný populační pokles u strnada zahradního je sledován i z jiných evropských států (např. Birdlife International 2004b, Vepsäläinen et al. 2005, Kosicki & Chylarecki 2012, Menz & Arlettaz 2012) a v rámci zemí západní a střední Evropy je se svým 88% poklesem početnosti za dobu mezi lety 1980 a 2014 dokonce druhým nejrychleji ubývajícím ptačím druhem (PECBMS 2016). V některých západo- nebo střeoevropských regionech během posledních dekád strnad zahradní dokonce i zcela vymizel (van Noorden 1999, van Dijk et al. 2005, Birdlife International 2015), případně zde zbývají poslední jedinci, a to zejména nespárovaní samci.

Vysoký podíl nespárovaných samců může ostatně představovat 29 až 60 % z celkového počtu zpívajících jedinců těchto malých izolovaných populací (Berg 2008, Dale 2001, Dale et al. 2004, Dale et al. 2006, Menz et al. 2009, Menz & Arlettaz 2012, BirdLife International 2015). Příčinou tohoto jevu je nejspíše natální disperze samic, která vede k výraznému nepoměru mezi pohlavími a redukcí párů. Může také způsobit až kolaps těchto fragmentů populací (Dale 2001). Domníváme se, že k podobné situaci pravděpodobně došlo a dochází i v některých lokalitách České republiky. Přestože postrádáme detailnější informace o podílu nespárovaných samců na námi zkoumaných lokalitách napříč Českou republikou, u mnoha populací během terénních prací nebyla přítomnost samic zaznamenána. Dělo se tak například v případě Milovic a u Žehuňského a Proudnického rybníka. Tyto údaje by však bylo potřeba potvrdit častějšími kontrolami obsazených lokalit s cílem prokázat hnízdění. Vysoký počet nespárovaných samců byl doložen i u zbývajících a nyní zmizelých populací strnadů zahradních na území Hovoranska-Čejkovicka (Zaňát & Šimeček 1999).

Nespárovaní samci dále mohou výrazně ovlivnit reálný odhad velikosti populace. Dale et al. (2005) uvádějí, že především u mladých samců, kteří nemohou po několika dnech či

týdnech najít nebo zaujmout partnerku, dochází k disperzi během hnízdní sezóny (nebo mezi prvními hnízdními sezónami). Tyto disperze pak dosahují vyšších vzdáleností (mediánem byla vzdálenost 11,9 km, maximum pak 45 km od původní lokality; Dale et al. 2005) než disperze probíhající před obsazením prvního teritoria. Uskutečňují se také velmi rychle, a to v řádu několika dní (Dale et al. 2006). V našem případě k podobným přesunům mohlo dojít u malé populace u Žehuňského a Proudnického rybníka.

Nespárování samci dále během výběru nového teritoria mohou často vyhledat oblasti, kde se již nachází jedinci téhož druhu a kde tedy s velkou pravděpodobností naleznou i vhodný biotop k osídlení (Dale et al. 2005, 2006). Přítomnost teritorií nespárovaných samců pak může korelovat s rozšířením párů (Berg 2008). I díky výše uvedenému, mohlo během našeho výzkumu na slezských lokalitách dojít k výraznému nárůstu obsazených lokalit mezi květnem a červnem. V případě Hlučínska to bylo o 6 zpívajících samců a v případě Osoblažska dokonce o 13 samců více. Ovšem i k potvrzení této domněnky je potřebný detailnější výzkum, který by se zaměřil na vnitrodruhovou a mezisezónní mobilitu ptáků s pomocí například radiometrie nebo značení barevnými kroužky.

Během roku 2015 nebyl strnad zahradní zastížen v Českém středohoří, Hovoransko-Čejkovicku a na Javornicku. Jedná se přitom o tradiční oblasti výskytu druhu, které ještě před 10–30 lety představovaly jeho důležitá hnízdiště. Z Českého středohoří začal nejspíše mizet ještě na konci minulého století, kdy zde postupně díky redukci pastvy ovcí a následnému zarůstání lesostepních lokalit začal ubývat biotop vhodný pro výskyt tohoto druhu (Bejček et al. 1997). Na Hovoransko-Čejkovicku není hnízdní výskyt znám od roku 2010 (Šimeček in litt.) a podle Skokanové et al. (2016) vymizení zdejší populace nejspíše souvisí se změnou místních podmínek mezi lety 1990 a 2012. Za sledovanou dobu signifikantně ubyly biotopy, které zde strnad zahradní obýval. V první řadě je na vině zdejší intenzifikace zemědělství, kvůli které došlo například k redukci počtu místních maloplošných políček a úbytku solitérních stromů a shluků stromů v otevřené krajině. Dále však také díky zatravnění vinic, které má za úkol omezovat erozi půdy. Ovšem signifikantní vztah mezi změnami místního biotopu a úbytkem početnosti strnada zahradního zjištěn nebyl. Důvody vymření lokální populace tedy mohou být dávány i do souvislosti s vyšší pravděpodobností extinkce u tak malého izolovaného počtu zbylých jedinců nebo případně s problémy, které na ptáky čekají na tazích a zimovištích (viz dále; Skokanová et al. 2016). Co se nakonec týče posledního výskytu strnada zahradního na Javornicku, tak ten zde byl zaznamenán roku 2009 (Procházka in litt., ČSO 2017).

## 4.2 Biotopové preference druhu na českých hnízdištích

Stejně jako jiné studie biotopových preferencí strnada zahradního (např. Vepsäläinen et al. 2005, Berg 2008, de Groot et al. 2010), i náš výzkum bral v potaz závislost druhu na specifických vlastnostech krajiny v různých prostorových škálách, a jako v těchto výzkumech, i u nás se ukázalo, že šlo o důležitý moment, který poukázal na některé zajímavé skutečnosti.

Druh je především spjat s vyšší diverzitou krajinných prvků, zvláště na úrovni teritoria. Porovnáním obsazených a neobsazených lokalit v obou krajinách výzkumu jsme na této prostorové úrovni zjistili vliv kompoziční (zde vyjádřené pomocí Shannonova indexu diverzity) a konfigurační (hustota biotopových okrajů) heterogenity biotopu na výskyt strnada zahradního v době hnízdění.

U Shannonova indexu diverzity byla tato skutečnost dále potvrzena i na úrovni krajinného kontextu pomocí zobecněných lineárních modelů. Vyšší heterogenita prostředí, vytvářená mozaikou zemědělské půdy a nezemědělských prvků krajiny, poskytuje více možností k úkrytu, hnízdění, ke sběru potravy a ve výsledku poskytuje i vyšší množství koridorů potřebných k disperzi druhu (Benton et al. 2003, Fuller et al. 2004, Vickery & Arlettaz 2012). Různorodost krajiny je dále klíčovým faktorem pro podporu ptáků zemědělské krajiny (Benton et al. 2003, Haslem & Bennet 2008, Altewischer et al. 2015) včetně strnada zahradního (Vepsäläinen et al. 2005, Berg 2008, Elts 2015).

Zajímavý výsledek můžeme pozorovat u hustoty okrajů na vyšší prostorové úrovni. Zatímco u krajiny povrchových dolů s tímto parametrem pravděpodobnost výskytu strnada zahradního stoupala, u zemědělské krajiny tomu bylo naopak. Tento jev u prvně jmenovaného typu krajiny lze vysvětlit pomocí charakteru vegetace zkoumaných lokalit. Velká část neobsazených lokalit se nacházela v oblastech s probíhající aktivní těžbou, kde většinu plochy zabírala holá půda, případně v oblastech probíhající technické rekultivace, kde bylo poměrně monotónní prostředí lesů či velkých lánů polí. Většina obsazených lokalit pak pokrývala výsypky, jejichž biotop byl typický svými střídajícími se ostrůvky holé půdy a bylinné vegetace (k těmto prvkům viz níže). Na preference druhu k tomuto mozaikovitému typu povrchu odkazuje také například Berg (2008) nebo de Groot (2010). V rámci zemědělské krajiny si negativní korelaci vysvětlujeme díky nižší důležitosti vzdálenějších okrajových struktur od středu teritorií. Strnad zahradní v zemědělské krajině často obhájí svá teritoria z okrajů malých lesíků, ale i větších lesů, dále také z alejí a jiných liniových útvarů keřové a stromové vegetace (Vepsäläinen et al. 2005, Berg 2008, de Groot et al. 2010, Brambilla et al. 2016).

Tento fakt je podpořen i vyšším podílem keřové a lesní vegetace (živé ploty, lesní koridory, stromořadí a jiné liniové útvary, maloplošné křovinaté a lesnaté ostrůvky) a lesních biotopů na obsazených plochách v zemědělské krajině. Výběr heterogenního prostředí s těmito prvky krajiny nabízí strnadům kromě vhodných míst ke zpěvu, také více možností ke sběru potravy a k zahnízdění (Vepsäläinen et al. 2005, Berg 2008, de Groot et al. 2010, Brambilla et al. 2016). Význam těchto lineárních struktur je obecně pro přírodu otevřené zemědělské krajiny nepopíratelný (Hinsley & Bellamy 2000, Whittingham et al. 2005, Hilty et al. 2006).

Naopak teritoria strnadů zahradních v krajině povrchových dolů těmito prvky příliš pokryta nebyla. Vykazovala otevřený ráz, ovšem vysokou strmost svahů a vrásčitost terénu. Při našem výzkumu jsme zpozorovali, že většina samců obhajovala teritoria a vyhlížela do okolí z vrchů hald (Zeman, vlastní údaje), které nejspíše zastupovaly v těchto rolích nepřítomnou keřovou a stromovou vegetaci a jiné vyvýšené prvky. Strmé svahy a nakupené haldy dále také vystavovaly území vysoké půdní erozi, která pro změnu zvyšuje podíl holé půdy. Její význam v biotopu strnada zahradního bude vysvětlen níže.

Osídlený biotop reprezentovaný výsypkami povrchových dolů je typickým příkladem prostředí postiženého disturbancí, které se nachází v rané fázi spontánní sukcese. Takovéto prostředí poskytuje důležité regionální refugium i pro další ohrožené druhy ptáků. Podle Šálka (2012) patří ve skutečnosti více než 40 % druhů z celého místního ptačího společenstva mezi ty, u kterých je v Evropě v poslední době zaznamenán pokles početnosti. Jedná se hlavně o ptáky otevřené zemědělské krajiny, a kromě strnada zahradního jde například o lindušku úhorní (*Anthus campestris*), bělořita šedého (*Oenanthe oenanthe*), brambornička hnědého (*Saxicola rubetra*) a černohlavého (*S. rubicola*) nebo strnada lučního (*Miliaria calandra*; Beran 2011, Šálek 2012; Zeman, vlastní údaje). Strnad zahradní však jako typický pionýrský druh obsazuje i jiné lokality v raných fázích sukcese, například oblasti postižené požárem nebo místa, kde proběhl holosečný způsob kácení lesa. Tato území jsou napříč evropským kontinentem považována za důležité biotopy tohoto druhu (Dale & Olsen 2002, Brotons et al. 2008, Ottvall et al. 2008, Menz & Arlettaz 2012).

V souladu s jinými studiiemi řešícími výskyt strnada zahradního v různých regionech a odlišných typech prostředí (Berg 2008, Menz et al. 2009, Morelli 2012, Brambilla et al. 2016), i náš výzkum odhalil signifikantní závislost mezi pravděpodobností výskytu strnada zahradního a pokryvností holou půdou.

Význam tohoto parametru se však v obou typech krajin lišil. Zatímco u zemědělské krajiny existoval vztah mezi pravděpodobností výskytu druhu a pokryvností holou půdou na

menší prostorové škále, v lomech v Podkrušnohoří tato závislost neexistovala (pouze byla zjištěna pozitivní korelace na úrovni větší prostorové škály). Tento rozdíl je zjevně dán tím, že v prostředí dolů je tohoto prvku nadbytek, zatímco v zemědělské krajině nikoliv.

Vedle zcela holých nezarostlých území s probíhající těžbou uhlí se v krajině povrchových dolů nachází velké množství ostrůvků holé půdy též na výsypkách, kde většina strnadů zahradních hnízdila a kde je tento typ povrchu pro ptáky dostupný během celé hnízdní doby. Limitujícím prvkem v tomto prostředí tedy může být spíše bylinné patro sloužící například k úkrytu hnízda i samotných ptáků před predátory (viz též Berg 2008, Morelli 2012, Brambilla et al. 2016). Preference bylinného patra strnadem zahradním v krajině povrchových dolů ostatně naše studie potvrdila.

Na druhou stranu v zemědělské krajině je holá půda dynamičtější prvkem, neboť její dostupnost na polích s postupující vegetační sezónou klesá, a tak je limitem pro výběr biotopu právě ona. Naše výsledky dále odkazují na nelineární vztah mezi pokryvností holé půdy a výskytem druhu v tomto prostředí, což odkazuje na to, že ani příliš rozsáhlý povrch holé půdy není preferován. Jak již bylo zmíněno, řídký vegetační pokryv v zemědělské krajině poskytuje lepší podmínky ke sběru potravy díky jednoduššímu lovu bezobratlých živočichů. Jde mimochodem o klíčový faktor biotopu zaznamenaný i u jiných druhů strnadů (např. u strnada obecného – Douglas et al. 2009 nebo strnada lučního – Altewischer et al. 2015) a jiných na zemi se živících ptáků (Weisshaupt et al. 2011, Menz & Arlettaz 2012, Tagmann-Ioset 2012).

Preference strnada zahradního ke střední vegetační pokryvnosti může také vysvětlovat vyšší podíl makových polí a úhorů v obsazených lokalitách zemědělské krajiny. Oba prvky totiž obsahují řídkou vegetaci během celého vegetačního období.

Strnad zahradní se v naší zemědělské krajině dále vyhýbal hustě zarostlým loukám a pastvinám. V rámci svého evropského rozšíření strnad osidluje i biotopy s lučními porosty, ovšem jedná se o rozvolněné porosty s dostatečným přístupem k holé půdě (např. Berg 2008, de Groot et al. 2010). Naopak Vepsäläinen et al. (2005) uvádí, že strnad na jaře osidluje pole neporostlá vegetací (tzv. jařiny) a naopak zarostlým loukám a pastvinám se vyhýbá. Menz et al. (2009) dokonce uvažují nad tím, že pro druh může být při volbě místa k lovu bezobratlých rozhodující vyšší dostupnost potravy (na kukuřičných polích ošetřených herbicidy) než její vyšší abundance (na loukách), což je mimochodem záležitost, která byla potvrzena i u dudka chocholatego (*Upupa epops*), tedy druhu, který ke sběru potravy využívá též holou půdu (Tagmann-Ioset 2012).

Naše výsledky nakonec také v obou typech zkoumaných krajin odhalily negativní korelaci mezi výskytem druhu a plochou urbánních biotopů, zahrad a sadů a plochou

vysázených a mladých lesů. Toto zjištění může poukazovat na nepříznivý vliv urbanizace a zalesňování krajiny na přítomnost tohoto druhu ve střední Evropě (dále také Ottvall et al. 2008, de Groot et al. 2010, Kuczyński & Chylarecki 2012, Menz & Arlettaz 2012). Je přitom zajímavé, že během výzkumu v Lomu Bílina byli 4 zpívající samci zpozorováni na místě lesnický rekultivovaných ploch s oplocenkami, tedy právě v prostředí mladého vysázeného lesa. Podle Hanzlíkové & Víta (in litt.) je tento biotop atraktivní pro strnady zahradní pouze v prvních letech po založení, tedy v době, kdy zde dominuje sporá bylinná vegetace. Hustý a vysoký porost mladých stromků již strnadi neosidluje.

### 4.3 Ochranná opatření

Potenciální ochranná opatření zohledňující výsledky našeho výzkumu by měla být řešena pokud možno co nejdříve a měla by brát v potaz rozdílné nároky druhu v obou typech krajín.

Roku 2016 (tedy rok po našem terénním výzkumu) jsme provedli opětovné mapování populace strnadů zahradních v podkrušnohorských výsypkách a byl zjištěn další velice rapidní pokles místní početnosti. V Lomu Bílina byli zaznamenáni 3 zpívající samci a v Lomu Nástup-Tušimice pouhých 10–15 samců. Oproti roku 2015, kdy se v dolech dohromady nacházelo odhadem 34–39 zpívajících samců, se tedy velikost místní populace snížila o více jak polovinu (Zeman, vlastní údaje). Tato ztráta je s nejvyšší pravděpodobností způsobena úbytkem vhodného prostředí těchto ptáků. Dokonce již během našeho výzkumu (roku 2015) probíhal v Lomu Nástup-Tušimice, tedy v těsné blízkosti nejsilnější populace strnadů zahradních v České republice, proces technické rekultivace, kdy už během hnízdní sezóny započalo modelování terénu a navážení ornice. Tyto práce pokračovaly i nadále a došlo tak k výrazné přeměně místního biotopu.

V podkrušnohorských povrchových dolech je naopak potřeba ponechat část ploch s výsypkami svému přirozenému vývoji. Technické rekultivace jsou spojené také s následnou výsadbou stejnověkého lesního porostu, případně vznikem zemědělsky využívaných ploch. Lokality ponechané svému přirozenému vývoji jsou oproti nim, i díky své vertikální členitosti terénu, vhodné nejen pro přítomnost strnada zahradního, ale i pro jiné vzácné a ohrožené druhy ptáků (Šálek 2012), hmyzu a rostlin (Tropek et al. 2010, 2012). Hostí ve všech sukcesních fázích vývoje celkově i daleko bohatší ptačí společenství (Šálek 2012).

Aby se zabránilo ubývání vhodného prostředí (viz též Šálek 2012), je také potřeba tyto prostory ve stádiu rané sukcese udržovat. Toho lze dosáhnout řízenými disturbancemi – narušováním souvislého vegetačního krytu pomocí těžké techniky nebo například

provozováním motokrosu. Způsoby stejného managementu se ostatně již dějí v případě bývalého vojenského újezdu Milovice. I tento biotop narušování povrchových vrstev potřebuje, avšak i zde platí, že se tak musí dít mimo hnízdní období. Nedochovalo k tomu bohužel například v roce 2014 v případě Milovic (Došlý in litt., Kodera in litt.).

Populace hnízdící v zemědělské krajině Slezska s nejvyšší pravděpodobností pochází z přeshraničního Polska. Tuto domněnku podporuje i polský atlas běžných druhů ptáků znázorňující vysokou hustotu populace strnada zahradního právě v sousedství Osoblažska, Hlučínska a Opavska (Kuczyński & Chylarecki 2012). Pro podporu jejího budoucího vývoje, je v místní zemědělské krajině nutné klást důraz na zabránění ztráty heterogenity prostředí a krajinné mozaikovitosti, ke které dochází z důvodu redukce rozptýlené zeleně (izolované stromy a keře, větrolamy a stromořadí, ostrůvky křovinné a stromové vegetace) a nižší diverzity pěstovaných plodin. Z pěstovaných plodin je potom potřeba vysazovat ty, které v průběhu hnízdního období tvoří řídkou vegetaci. Jedná se například o mák setý, cukrovou řepu a brambory. Dostatek holé půdy také nabízejí „biopásky“. Obzvláště zajímavé pro ptáky mohou být úhory s nízkou pokryvností bylinné vegetace v blízkosti výše vyjmenovaných stromových nebo keřových porostů.

Zmíněná opatření nabízí dostatek příležitostí k hnízdění, obhajování teritoria a sběru potravy nejen pro strnada zahradního (např. Vepsäläinen et al. 2005, Berg 2008, de Groot et al. 2010, Menz & Arlettaz 2012, Elts et al. 2015), ale i pro ostatní druhy strnadů (Whittingham et al. 2005, Douglas et al. 2009, Altewischer et al. 2015) a jiné druhy polních ptáků (Benton et al. 2003, Fuller et al. 2004, Haslem & Bennett 2008). Jak pro zemědělskou krajinu, tak i krajinu povrchových dolů tedy platí, že zmíněná managementová opatření podporují nejen výskyt našeho sledovaného druhu, ale i celkovou biodiverzitu těchto území (např. Hinsley & Bellamy 2000, Šálek 2012). Cíleného efektu na ptačí populace však může dojít jen při jejich vzájemné součinnosti (Benton et al. 2003).

Ohrožení českých populací strnada zahradního nakonec však nemusí být zapříčiněno pouze ztrátou jeho přirozeného hnízdního biotopu. Druh je totiž v současnosti významně ohrožen také na svých migračních cestách (Claessens 1992, Birdlife International 2011) a afrických zimovištích (Vepsäläinen et al. 2005, Menz & Arlettaz 2012). Bohužel faktem zůstává, že o těchto vlivech nemáme stále dostatek potřebných informací. Budoucí výzkum a následná ochranná opatření by tedy aktuálně měly svou pozornost zaměřit právě do oblastí Středozeří a subsaharské Afriky.

## 5 ZÁVĚR

Během našeho výzkumu jsme v roce 2015 mapovali rozšíření a početnost populace strnada zahradního v České republice a zjišťovali biotopové preference tohoto druhu. Strnad zahradní byl zastížen dohromady v šesti z devíti vytipovaných oblastí, přičemž mimo tyto oblasti je pravděpodobnost jeho výskytu mizivá. Největší populace (každá s méně než 40 zpívajícími samci) byly zastíženy v podkrušnohorských hnědouhelných dolech (Lom Bílina, Nástup-Tušimice a Vršany-Šverma) a v zemědělské krajině Slezska (Hlučínsko, Opavsko, Osoblažsko), malé izolované populace či spíše jedinci pak v bývalém vojenském prostoru Milovice a v okolí Žehuňského a Proudnického rybníka. Výskyt strnada zahradního naopak nebyl zaznamenán v některých tradičních oblastech svého výskytu (České středohoří, ptačí oblast Hovoransko-Čejkovicko a Javornicko). Dohromady bylo zjištěno 75–79 zpívajících samců a průměrná populační hustota přítom ve všech obsazených oblastech byla 0,1 zpívajících samců na 1 km<sup>2</sup>. Odhadnutá velikost české populace strnada zahradního pak byla v roce 2015 stanovena na 75–100 zpívajících samců, což oproti poslednímu celonárodnímu sčítání v letech 2001–2003 (Šťastný et al. 2006) značí pokles o 6,3–37,5 %.

Biotopové preference strnada zahradního byly analyzovány ve dvou prostorových škálách – na úrovni hnízdního teritoria a na úrovni krajinného kontextu. V obou typech krajin (povrchové doly a zemědělská krajina) byla zjištěna pozitivní korelace mezi výskytem druhu a heterogenitou území a pokrytím holou půdou. Strnad se naopak vyhýbal urbánním biotopům a plochám vysázených a mladých lesů (sazenicím). Vyšší podíl keřové a lesní vegetace a lesů byl zjištěn v případě obsazených lokalit v zemědělské krajině, a naopak v povrchových dolech u lokalit neobsazených. V zemědělské krajině druh vyhledával místa s vyšším podílem makových polí a úhorů a nižším podílem lučních porostů, zahrad a sadů a v povrchových dolech pak plochy s vyšší strmostí svahů a vrásčitostí území a s vyšším podílem bylinného patra.

Ochrana tohoto druhu vyžaduje pro každou lokalitu specifická managementová opatření. V zemědělské krajině je nutné především podporovat krajinnou heterogenitu (mozaiku zemědělských a nezemědělských biotopů) a v povrchových dolech a Milovicích pak zachovávat a udržovat raně sukcesní plochy s řídkým bylinným patrem.

Výsledky této práce byly též zpracované v Šálek et al. 2016b, Šálek et al. 2016c, dále v odborném článku zabývajícím se biotopovými preferencemi strnada zahradního v České republice (v oponentním řízení) a popularizačním článku časopisu Ptačí svět (v přípravě).



## LITERATURA

- Adámek, F. (1939). O některých ptácích severozápadní části okresu vysokomýtského. *Sylvia* 4, 17–20.
- Altewischer, A., Buschewski, U., Ehrke, C., Fröhlich, J., Gärtner, A., Giese, P., Günter, F., Heitmann, N., Hestermann, M., Hoffmann, H., et al. (2015). Habitat Preferences of Male Corn Buntings *Emberiza calandra* in North-Eastern Germany. *Acta Ornithologica* 50, 1–10.
- Bejček, V., Formánek, J. & Štátný, K. (1997). The distribution of the Ortolan Bunting in the Czech Republic and the remarks on its breeding biology in selected localities in the České středohoří Mts. In von Büllow B. (eds.): Proceeding of II. Ortolan symposium, Westfalen: 67–72.
- Benton, T.G., Vickery, J.A. & Wilson, J.D. (2003). Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution* 18, 182–188.
- Beran, V. (2011). Nejen linduška úhorní či strnad zahradní v hnědouhelných těžebních oblastech ústeckého kraje v letech 2009–2011. „Ornitologie – Věda pro Každého“, Celostátní Konference České Společnosti Ornitologické, Mikulov, Sborník abstraktů z konference 7. až 9. října 2011 44–45.
- Berg, Å. (2008). Habitat selection and reproductive success of Ortolan Buntings *Emberiza hortulana* on farmland in central Sweden – the importance of habitat heterogeneity. *Ibis* 150, 565–573.
- BirdLife Cyprus (2015). Update on illegal bird trapping activity in Cyprus (Nicosia: BirdLife Cyprus).
- Birdlife International (2004a). Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status (Cambridge, UK: Birdlife International).
- Birdlife International (2004b). Birds in the European Union: a status assessment (Wageningen, The Netherlands: Birdlife International).
- Birdlife International (2011). Review of the illegal killing and trapping of birds in Europe. A report by the BirdLife Partnership (Cambridge: Birdlife International).
- Birdlife International (2015). European Red List of Birds. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
- Both, C., Van Turnhout, C.A.M., Bijlsma, R.G., Siepel, H., Van Strien, A.J. & Foppen, R.P.B. (2010). Avian population consequences of climate change are most severe for long-distance migrants in seasonal habitats. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 277, 1259–1266.
- Brambilla, M., Gustin, M., Vitulano, S., Negri, I. & Celada, C. (2016). A territory scale analysis of habitat preferences of the declining Ortolan Bunting *Emberiza hortulana*. *Bird Study* 63, 52–57.

- Brochet, A.-L., Van Den Bossche, W., Jbour, S., Ndong'Ang'A, P.K., Jones, V.R., Abdou, W.A.L.I., Al-Hmoud, A.R., Asswad, N.G., Atienza, J.C., Atrash, I., et al. (2016). Preliminary assessment of the scope and scale of illegal killing and taking of birds in the Mediterranean. *Bird Conservation International* 26, 1–28.
- Brotons, L., Herrando, S. & Pons, P. (2008). Wildfires and the expansion of threatened farmland birds: the ortolan bunting *Emberiza hortulana* in Mediterranean landscapes. *Journal of Applied Ecology* 45, 1059–1066.
- Chamberlain, D.E., Fuller, R.J., Bunce, R.G.H., Duckworth, J.C. & Shrubbs, M. (2000). Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *Journal of Applied Ecology* 37, 771–788.
- Carrascal, L.M. & Palomino, D. (2008). Las aves comunes reproductoras en España. Población en 2004–2006 (Madrid: SEO/BirdLife).
- Claessens, O. (1992). La situation du Bruant ortolan *Emberiza hortulana* en France et en Europe. *Alauda* 60, 65–76.
- Cramp, S. & Perrins, C.M. (1994). The Birds of the Western Palearctic, Volume 9 (Oxford University Press, Oxford, UK).
- Chylarecki, P. (2003). Monitoring Pospolitych Ptaków Lęgowych: raport z lat 2001–2002 (Gdańsk: Ogólnopolskie Towarzystwo Ochrony Ptaków : Zakład Ornitologii PAN).
- Chylarecki, P., Jawińska, D. & Kuczyński, L. (2006a). Monitoring Pospolitych Ptaków Lęgowych: raport z lat 2003–2004 (Warszawa: Ogólnopolskie Towarzystwo Ochrony Ptaków).
- Chylarecki, P., Jawińska, D. & Kuczyński, L. (2006b). Monitoring Pospolitych Ptaków Lęgowych: raport z lat 2003–2004 (Warszawa: Ogólnopolskie Towarzystwo Ochrony Ptaków).
- Čapek, V. (1893). Drobnosti ornitologické z Moravy. Vesmír: časopis pro šíření vědy přírodní, země- a národopisné 22, 54–56.
- Černý, W. & Wahl, V. (1942). Příspěvek k avifauně Českomoravské vysočiny. *Sylvia* 7, 17–24.
- ČSO (2017). Birds.cz – pozorování ptáků. <http://www.birds.cz/avif/obs.php>. Navštíveno 25. 6. 2017.
- Dale, S. (2000). The importance of farmland for Ortolan Buntings nesting on raised peat bogs. *Ornis Fennica* 77, 17–25.
- Dale, S. (2001). Female-biased dispersal, low female recruitment, unpaired males, and the extinction of small and isolated bird populations. *Oikos* 92, 344–356.
- Dale, S. & Olsen, B.F.G. (2002). Use of farmland by Ortolan Buntings (*Emberiza hortulana*) nesting on a burned forest area. *J Ornithol* 143, 133–144.

- Dale, S. & Manceau, N. (2003). Habitat selection of two locally sympatric species of *Emberiza* buntings (*E. citrinella* and *E. hortulana*). *J. Ornithol.* 144: 58–68.
- Dale, S., Lunde, A. & Steifetten, Ø. (2004). Longer breeding dispersal than natal dispersal in the ortolan bunting. *Behavioral Ecology* 16, 20–24.
- Dale, S., Steifetten, Ø., S. Osiejuk, T., Losak, K. & P. Cygan, J. (2006). How do birds search for breeding areas at the landscape level? Interpatch movements of male Ortolan Buntings. *Ecography* 29, 886–898.
- Danko, Š., Darolová, A. & Krištín, A. (2002). Rozšírenie vtákov na Slovensku (Bratislava: Veda).
- Danzl, A. (2007). Managementplan für das Natura 2000 Gebiet Ortolan-Vorkommen Silz–Haiming–Stams. Innsbruck.
- van Dijk, A.-J., Hustings, F., Koffijberg, K., van der Weide, M., Deuzeman, S., Zoetebier, D. & Plate, C. (2005). Kolonievogels en zeldzame broedvogels in Nederland in 2000–02. *Limosa* 78, 45–64.
- Diviš, T. (2003). Bude strnad zahradní (*Emberiza hortulana*) pravidelným hnízdičem v Podkrkonoší? *Panurus* 13, 137–139.
- Donald, P.F., Green, R.E. & Heath, M.F. (2001). Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 268, 25–29.
- Donald, P.F., Sanderson, F.J., Burfield, I.J. & van Bommel, F.P.J. (2006). Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990–2000. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 116, 189–196.
- Douglas, D.J.T., Vickery, J.A. & Benton, T.G. (2009). Improving the value of field margins as foraging habitat for farmland birds. *Journal of Applied Ecology* 46, 353–362.
- Dvorak, M., Ranner, A. & Berg, H.-M. (1993). Atlas der Brutvögel Österreichs. Ergebnisse der Brutvogelkartierung 1981–1985 der Österreichischen Gesellschaft für Vogelkunde (Wien: Umweltbundesamt).
- Dvorský, M. & Pluhaříková, J. (1979). Ornitologická pozorování. *Zprávy Moravského ornitologického spolku* 37, 144.
- Eltis, J., Leito, A., Leivits, A., Luigujõe, L., Mägi, E., Nellis, R., Nellis, R., Ots, M. & Pehlak, H. (2013). Status and numbers of Estonian birds, 2008–2012. *ResearchGate* 26, 80–112.
- Eltis, J., Tätte, K. & Marja, R. (2015). What are the important landscape components for habitat selection of the ortolan bunting *Emberiza hortulana* in northern limit of range? *European Journal of Ecology* 1, 13–25.
- ESRI (2014). ArcGIS Desktop: Release 10.2 (Redlands: Environmental Systems Research Institute).

- Flousek, J. & Gramsz, B. (1999). Atlas hnízdního rozšíření ptáků Krkonoš: (1991–1994) (Vrchlabí: Správa Krkonošského národního parku).
- Flousek, J., Gramsz, B. & Telenský, T. (2015). Ptáci Krkonoš – atlas hnízdního rozšíření 2012–2014 / Ptaki Karkonoszy – atlas ptaków lęgowych 2012–2014 (Vrchlabí: Správa KRNAP, Jelenia Góra: Dyrekcja KPN).
- Fonderflick, J., Thévenot, M., & Guillaume, C.-P. (2005). Habitat of the ortolan bunting *Emberiza hortulana* on a Causse in Southern France. *Vie et Milieu* 55, 109–120.
- Fonderflick, J., Caplat, P., Lovaty, F., Thévenot, M. & Prodon, R. (2010). Avifauna trends following changes in a Mediterranean upland pastoral system. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 137, 337–347.
- 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, 22–31.
- Gedeon, K., Grüneberg, C., Mitschke, A., Sudfeldt, C., Eickhorst, W., Fischer, S., Flade, M., Frick, S., Geiersberger, I., Koop, B., et al. (2014). Atlas Deutscher Brutvogelarten: Atlas of German Breeding Birds (Münster: Stiftung Vogelwelt Deutschland und Dachverband Deutscher Avifaunisten).
- Ginter, F. (1934). Ornithologická stanice Přerov na Mor. *Československý Ornitholog* 1, 39–40.
- Ginter, F. (1941). Tahy a přelety. *Československý Ornitholog* 8, 14–15.
- Green, M. & Lindström, Å. (2015). Övervakning av fåglarnas populationsutveckling. Årsrapport för 2014. Biologiska Institutionen, Lunds Universitet, Lund.
- Gregory, R.D., Gibbons, D.W. & Donald, P.F. (2004). Bird census and survey techniques. In Sutherland W. J., Newton I. & Green R. E. (eds.): *Bird Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques*, (Oxford: OUP Oxford), pp. 17–55.
- de Groot, M., Kmelcl, P., Figelj, A., Figelj, J., Mihelič, T. & Rubinić, B. (2010). Multi-scale habitat association of the Ortolan Bunting *Emberiza hortulana* in a sub-Mediterranean area in Slovenia. *Ardeola* 57, 55–68.
- Hagemeyer, W.J.M. & Blair, M.J. (1997). The EBCC atlas of European breeding birds: Their distribution and abundance (London: T & A D Poyser).
- Hála, J. (1934). Tah ptactva a hnízdění. *Československý Ornitholog* 1, 37–39.
- Haslem, A. & Bennett, A.F. (2008). Birds in agricultural mosaics: the influence of landscape pattern and countryside heterogeneity. *Ecological Applications* 18, 185–196.
- Hilty, J.A., Lidicker, W.Z. & Merenlender, A.M. (2006). *Corridor ecology: The science and practice of linking landscapes for biodiversity conservation* (Washington: Island Press).
- Hinsley, S. & Bellamy, P. (2000). The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds: A review. *Journal of Environmental Management* 60, 33–49.

- Hladík, B. (1972). Kvalitativní změny v ptactvu Polenska v posledních třiceti letech. *Vlastivědný Sborník Vysočiny* 7, 111–125.
- Hladík, B., Slavík, B., Semrád, B. & Kučera, J. (1958). Ptáci střední části Českomoravské vysočiny, I. část. *Vlastivědný Sborník Vysočiny, Oddělení Věd Přírodních* 2, 123–153.
- Hofman, K. (1976). Avifauna širšího Plzeňska. *Sborník Západočeského Muzea v Plzni – Příroda* 19, 1–154.
- Homberg, R. (1941). Ptactvo hnízdící v Miloticích a okolí. *Československý Ornitholog* 8, 17–29.f
- Hora, J. & Mattas, M. (2007). Oologická sbírka Ing. Františka Mocka. *Sborník Západočeského Muzea, Plzeň – Příroda* 107, 1–182.
- Hora, J., Brinke, T., Vojtěchovská, E., Hanzal, V. & Kučera, Z. (2010). Monitoring druhů přílohy I směrnice o ptácích a ptačích oblastí v letech 2005–2007 (Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR).
- Hořejš, V. (1941). Ornithologická pozorování ze Sedlčanska. *Československý Ornitholog* 8, 15–16.
- Hristov, I. & Petkov, N. (2013). State of Common Birds in Bulgaria 2005–2013. Bulgarian Society for the Protection of Birds. Conservation series. Book 27 (Sofia: BSPB).
- Hudec, K., Kondělka, D. & Novotný, I. (1966). Ptactvo Slezska (Opava: Slezské museum).
- Hudec, K., Balát, F., Beklová, M., Černý, V., Černý, W., Folk, Č., Formánek, J., Hachler, E., Hájek, V., Havlín, J., et al. (1983). Fauna ČSSR, Ptáci – Aves 3/I (Praha: Academia).
- Jasso, L. (2004). Zprávy České společnosti ornitologické 58, 47.
- Kadava, L., Holub, A., Poříz, J., Bartoníček, J. & Zajíc, J. (2011). Avifauna Novobydžovska a Chlumecka. *Panurus* 20, 105–182.
- Klápště, J. & Klápšťová, J. (2000). Strnad zahradní (*Emberiza hortulana*) v západním podhůří Krkonoš. *Prunella* 26, 41–42.
- Kosicki, J.Z. & Chylarecki, P. (2012). Habitat selection of the Ortolan bunting *Emberiza hortulana* in Poland: predictions from large-scale habitat elements. *Ecological Research* 27, 347–355.
- Kraus, J. (1897). Ornithologické poměry okolí dobroříšského. *Vesmír: Časopis pro šíření vědy přírodní, země- a národopisné* 27, 38–40.
- Kuczyński, L. & Chylarecki, P. (2012). Atlas pospolitych ptaków lęgowych Polski. Rozmieszczenie, wybiórczość siedliskowa, trendy. (Warszawa: GIOŚ).
- Lindström, Å. & Svensson, S. (2007). Övervakning av fåglarnas populationsutveckling. Årsrapport för 2006. Ekologiska Institutionen, Lunds Universitet, Lund.

- Miles, P. (1976). Výskyt strnada zahradního (*Emberiza hortulana*) v Krkonoších. *Prunella* 2, 14.
- Martí, R. & Moral, J.C. (2004). Atlas de las aves reproductoras de España (Madrid: Organismo Autónomo de Parques Nacionales).
- Markku, M.-R., Juha, T., Antti, B., Martti, H., Alekski, L., Esa, L., Teemu, L., Ari, R., Jari, V. & Risto, A.V. (2010). Birds. In Rassi, P., Hyvärinen, E., Juslén, A. & Mannerkoski, I. (eds.). Suomen lajien uhanalaisuus: Punainen kirja 2010 = The 2010 red list of Finnish species, (Helsinki: Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus), pp. 320–331
- Menz, M.H., Mosimann-Kampe, P. & Arlettaz, R. (2009). Foraging habitat selection in the last Ortolan Bunting *Emberiza hortulana* population in Switzerland: final lessons before extinction. *Ardea* 97, 323–333.
- Menz, M.H.M. & Arlettaz, R. (2012). The precipitous decline of the ortolan bunting *Emberiza hortulana*: time to build on scientific evidence to inform conservation management. *Oryx* 46, 122–129.
- Morelli, F. (2012). Correlations between landscape features and crop type and the occurrence of the Ortolan Bunting *Emberiza hortulana* in farmlands of Central Italy. *Ornis Fennica* 89, 264.
- Musílek, J. (1946). Ptactvo Pardubicka: podle vlastních zkušeností s kritickým zřetelem k starší literatuře. S úvodním slovem pořadatelů a oddílem in memoriam Josefa Musílka, s 19 obrazovými přílohami (Pardubice: Vyd. vlastivědného sborníku “Krajem Pernštýnův”).
- Nečas, J. (1940). Poznámky k výskytu ptactva na Tišnovsku. *Sylvia* 5, 6–9, 21–26.
- Newton, I. (2004). The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. *Ibis* 146, 579–600.
- van Noorden, B. (1999). De Ortolaan *Emberiza hortulana*, een plattelandsdrama. *Limosa* 72, 55–63.
- Ottvall, R., Green, M., Lindström, Å., Svensson, S., Esseen, P.-A. & Marklund, L. (2008). Ortolansparvens *Emberiza hortulana* förekomst och habitatval i Sverige. *Ornis Svecica* 18, 3–16.
- Pavelka, J. & Kašpar, T. (1993). Výskyt a hnízdění strnada zahradního (*Emberiza hortulana* L.) v okolí Valašského Meziříčí. *Moravský ornitolog* 3/93, 19–20.
- R Core Team (2016). R: A language and environment for statistical computing (Vienna: R Foundation for Statistical Computing).
- PECBMS (2016). Trends of common birds in Europe, 2016 update. CSO, Prague, Czech Republic.
- Pelz, P. (2000). *Prunella* 26, 23
- Peronace, V., Cecere, J.G., Gustin, M. & Rondinini, C. (2012). Lista Rossa 2011 degli uccelli nidificanti in Italia. *Avocetta* 36, 11–58.

QGIS Development Team (2014). QGIS geographic information system Open Source Geospatial Foundation Project 2014.

Reif, J., Voříšek, P., Bejček, V. & Petr, J. (2008a). Agricultural intensification and farmland birds: new insights from a central European country. *Ibis* 150, 596–605.

Reif, J., Storch, D., Voříšek, P., Šťastný, K. & Bejček, V. (2008b). Bird-habitat associations predict population trends in central European forest and farmland birds. *Biodiversity and Conservation* 17, 3307–3319.

Rozum, O. (1939). Jarní návrat ptactva do pražského údolí. *Sylvia* 4, 26.

Rozum, O. (1941). Ptáci v pražské přírodě v zimě 1939 a návrat na jaře 1940. *Sylvia* 6, 13–15.

Sánchez, S., Václav, R. & Prokop, P. (2009). An inter-regional approach to intraspecific variation in habitat association: Rock Buntings *Emberiza cia* as a case study. *Ibis* 151, 88–98.

Sanderson, F.J., Donald, P.F., Pain, D.J., Burfield, I.J. & van Bommel, F.P.J. (2006). Long-term population declines in Afro-Palearctic migrant birds. *Biological Conservation* 131, 93–105.

Selstam, G., Sondell, J. & Olsson, P. (2015). Wintering area and migration routes for Ortolan Buntings *Emberiza hortulana* from Sweden determined with light-geologgers. *Ornis Svecica* 25, 3–14.

Skokanová, H., Havlíček, M., Unar, P., Janík, D. & Šimeček, K. (2016). Changes of Ortolan Bunting (*Emberiza hortulana* L.) Habitats and Implications for the Species Presence in SE Moravia, Czech Republic. *Polish Journal of Ecology* 64, 98–112.

Šachl, J. (1961). Strnad zahradní (*Emberiza hortulana* L.) na Poděbradsku. *Zprávy Československé ornitologické společnosti* 7, 25–28.

Šálek, M. (2012). Spontaneous succession on opencast mining sites: implications for bird biodiversity. *Journal of Applied Ecology* 49, 1417–1425.

Šálek, M., Červinka, J., Banea, O.C., Krofel, M., Ćirović, D., Selanec, I., Penezić, A., Grill, S. & Riegert, J. (2014). Population densities and habitat use of the golden jackal (*Canis aureus*) in farmlands across the Balkan Peninsula. *European Journal of Wildlife Research* 60, 193–200.

Šálek, M., Chrenková, M., Dobrý, M., Kipson, M., Grill, S. & Václav, R. (2016a). Scale-dependent habitat associations of a rapidly declining farmland predator, the Little Owl *Athene noctua*, in contrasting agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 224, 56–66.

Šálek, M., Beran, V., Hanzlíková, M., Kipson, M., Molitor, P., Praus, L., Procházka, V., Šimeček, K., Vít, P. & Zeman, V. (2016b). Strnad zahradní (*Emberiza hortulana*) v České republice: změny početnosti a současné rozšíření v jádrových oblastech. In Bryja, J., Sedláček, F. & Fuchs, R. (eds.): *Zoologické Dny České Budějovice 2016. Sborník Abstraktů Z Konference 11.-12. Února 2016.*

Šálek, M., Beran, V., Hanzlíková, M., Kipson, M., Molitor, P., Praus, L., Procházka, V., Šimeček, K., Vít, P. & Zeman, V. (2016c). Strnad zahradní (*Emberiza hortulana*) v České republice: změny početnosti a současné rozšíření v jádrových oblastech. *Sylvia* 52, 34–52.

Šimeček, K. (2009). The distribution of the Ortolan Bunting in South Moravia, Czech Republic. In Bernardy P. (eds.): *Ökologie und Schutz des Ortolans (Emberiza hortulana) in Europa – IV. Internationales Ortolan-Symposium. Naturschutz Und Landschaftspflege in Niedersachsen* 45, 26–27.

Šťastný, K. & Bejček, V. (1993). Početnost hnízdicích populací ptáků v České republice. *Sylvia* 29, 72–81.

Šťastný, K. & Bejček, V. (2003). Červený seznam ptáků České republiky. *Příroda* 22, 95–129.

Šťastný, K., Randík, A. & Hudec, K. (1987). Atlas hnízdního rozšíření ptáků v ČSSR 1973–1977 (Praha: Academia).

Šťastný, K., Bejček, V. & Hudec, K. (1997). Atlas hnízdního rozšíření ptáků v České republice 1985–1989 (Jinočany: H & H).

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

Šťastný, K., Hudec, K., Albrecht, K., Bejček, V., Bureš, S., Cepák, J., Čapek, M., Čihák, K., Honza, M., Hromádka, M., et al. (2011). *Fauna ČR, Ptáci – Aves 3/II* (Praha: Academia).

Tagmann-Ioset, A., Schaub, M., Reichlin, T.S., Weisshaupt, N. & Arlettaz, R. (2012). Bare ground as a crucial habitat feature for a rare terrestrially foraging farmland bird of Central Europe. *Acta Oecologica* 39, 25–32.

Tropek, R., Kadlec, T., Karesova, P., Spitzer, L., Kocarek, P., Malenovsky, I., Banar, P., Tuf, I.H., Hejda, M. & Konvicka, M. (2010). Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants. *Journal of Applied Ecology* 47, 139–147.

Tropek, R., Kadlec, T., Hejda, M., Kocarek, P., Skuhrovec, J., Malenovsky, I., Vodka, S., Spitzer, L., Banar, P. & Konvicka, M. (2012). Technical reclamations are wasting the conservation potential of post-mining sites. A case study of black coal spoil dumps. *Ecological Engineering* 43, 13–18.

UICN France, MNHN, LPO, SEOF & ONCFS (2011). *La Liste rouge des espèces menacées en France – Chapitre Oiseaux de France métropolitaine*.

Valachovič, P. (1997). Hniezdenie strnádky záhradnej (*Emberiza hortulana*) v Malých Karpatoch (západné Slovensko). *Tichodroma* 10.

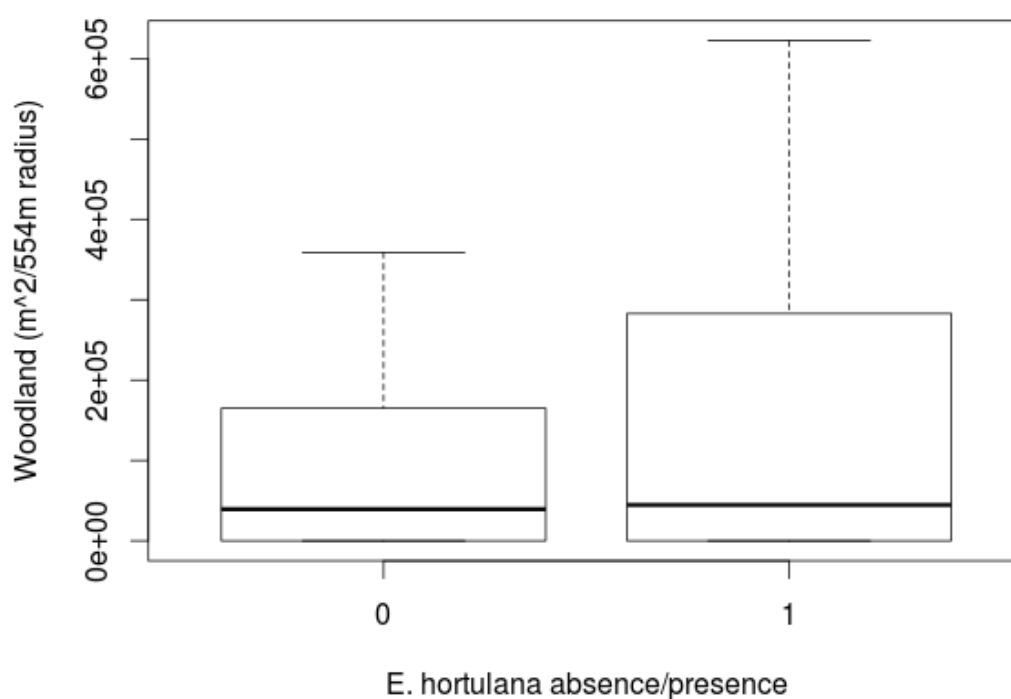
Vepsäläinen, V., Pakkala, T., Piha, M. & Tiainen, J. (2005). Population crash of the ortolan bunting *Emberiza hortulana* in agricultural landscapes of southern Finland. *Annales Zoologici Fennici* 42, 91–107.



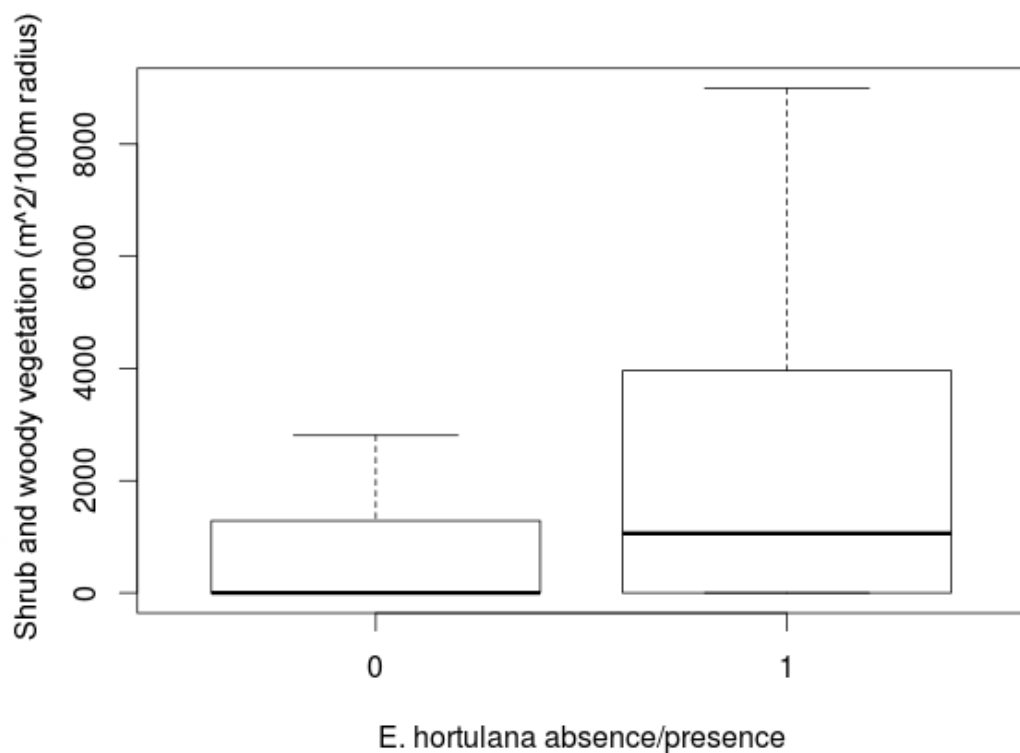
- Vickery, J. & Arlettaz, R. (2012). The importance of habitat heterogeneity at multiple scales for birds in European agricultural landscapes. In Fuller, R.J. (eds.). *Birds and Habitat: Relationships in Changing Landscapes*, (Cambridge: Cambridge University), pp. 177–204.
- Vieuxtemps, D. & Jacob, J.-P. (2002). Des Bruants Ortolans (*Emberiza hortulana*) en période de nidification au Luxembourg belge en 2002. *Aves* 39, 123–138.
- Voříšek, P., Jiguet, F., van Strien, A., Škorpilová, J., Klvaňová, A. & Gregory, R.D. (2010). Trends in abundance and biomass of widespread European farmland birds: how much have we lost. *BOU Proceedings, Lowland Farmland Birds III*.
- Vrána, J. & Bělka, T. (2007). Ornitologická pozorování. *Panurus* 20, 133–160.
- Wahl, V. (1942). Strnad zahradní (*Emberiza hortulana* L.) ve střední Evropě. *Sylvia* 7, 56–62.
- Weisshaupt, N., Arlettaz, R., Reichlin, T.S., Tagmann-Ioset, A. & Schaub, M. (2011). Habitat selection by foraging Wrynecks *Jynx torquilla* during the breeding season: identifying the optimal habitat profile. *Bird Study* 58, 111–119.
- Whittingham, M.J., Swetnam, R.D., Wilson, J.D., Chamberlain, D.E. & Freckleton, R.P. (2005). Habitat selection by yellowhammers *Emberiza citrinella* on lowland farmland at two spatial scales: implications for conservation management. *Journal of Applied Ecology* 42, 270–280.
- Yosef, R. & Tryjanowski, P. (2002). Differential spring migration of Ortolan Bunting *Emberiza hortulana* by sex and age at Eilat, Israel. *Ornis Fennica* 79, 173–180.
- Zaňát, J. & Šimeček, K. (1999). Strnad zahradní (*Emberiza hortulana*) na jižní Moravě a několik poznámek k jeho chování na hnízdišti. *Zpravodaj Jihomoravské Pobočky ČSO* 13, 6–13.

## PŘÍLOHY

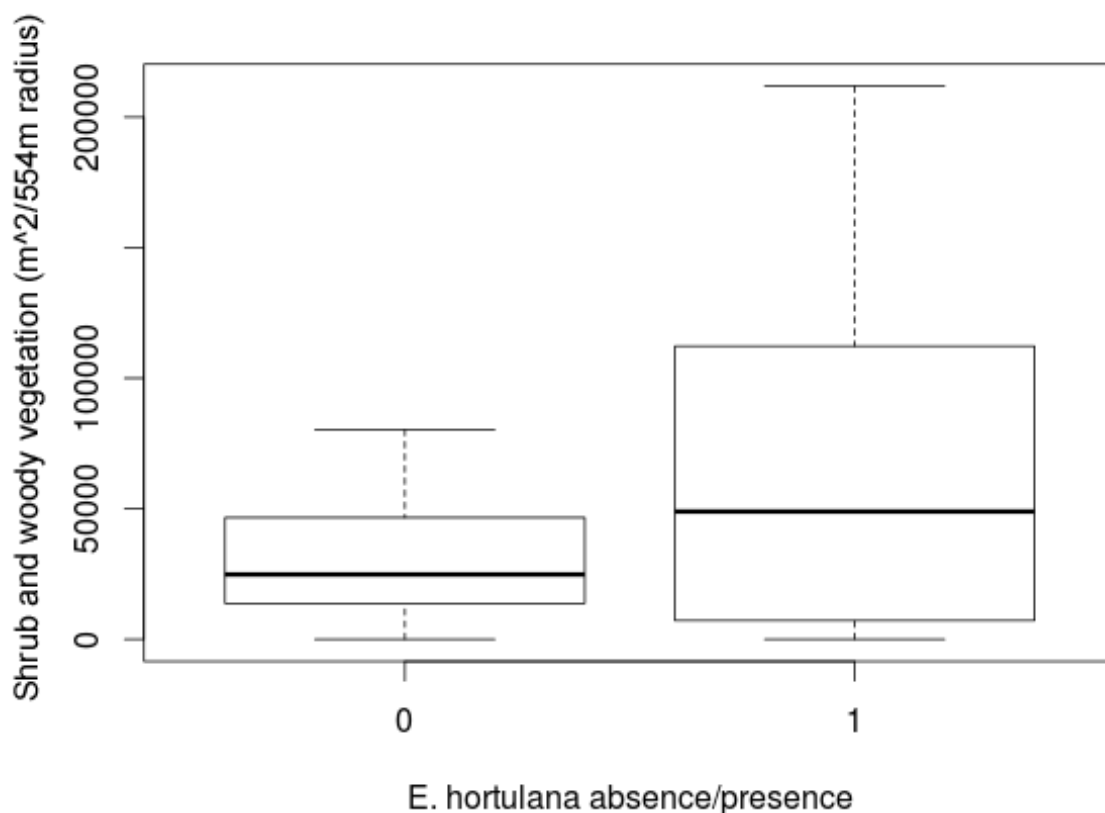
**Zemědělská krajina:** Následující krabicové diagramy zobrazují velikost plochy jednotlivých biotopových charakteristik v obsazených a neobsazených lokalitách zemědělské krajiny. Horizontální silná čára znázorňuje medián, box 25-75% kvartilové rozpětí a vousy ukazují 1,5 násobné mezikvartilové rozpětí (IQR). Zobrazeny jsou pouze grafy s charakteristikami biotopů, které měly dostatečnou variabilitu a které tedy umožňovaly kvartilové boxy vypočítat.



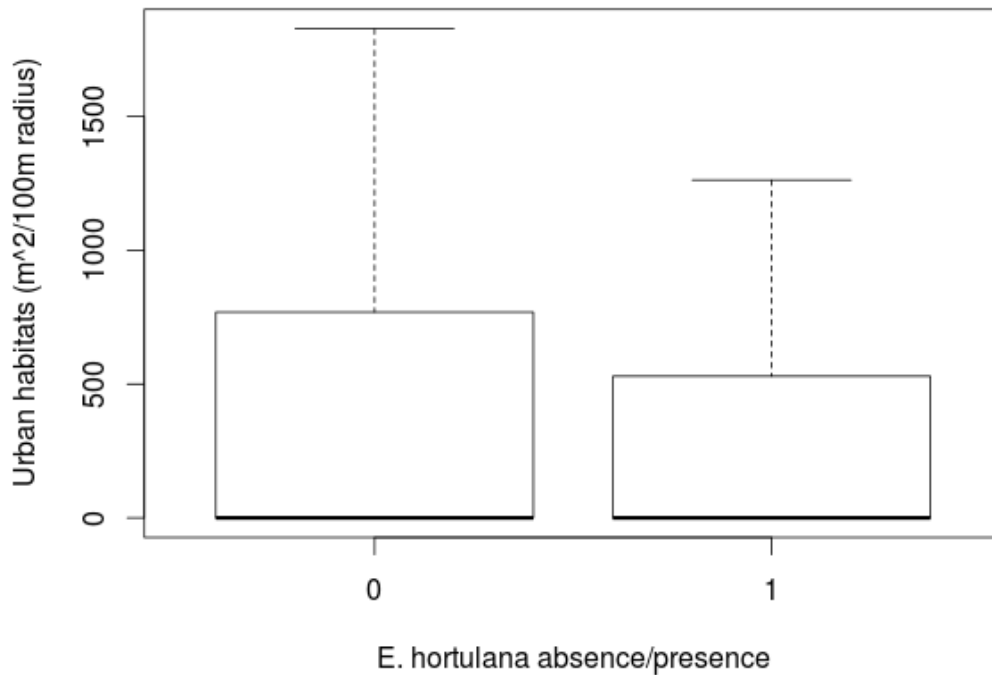
Příloha 1: Krabicový diagram zobrazující velikost plochy lesů v neobsazených a obsazených lokalitách strnadem zahradním na úrovni krajinného kontextu (554 m). Osa x znázorňuje neobsazené (0) a obsazené (1) lokality, osa y plochu lesů (v m<sup>2</sup>).



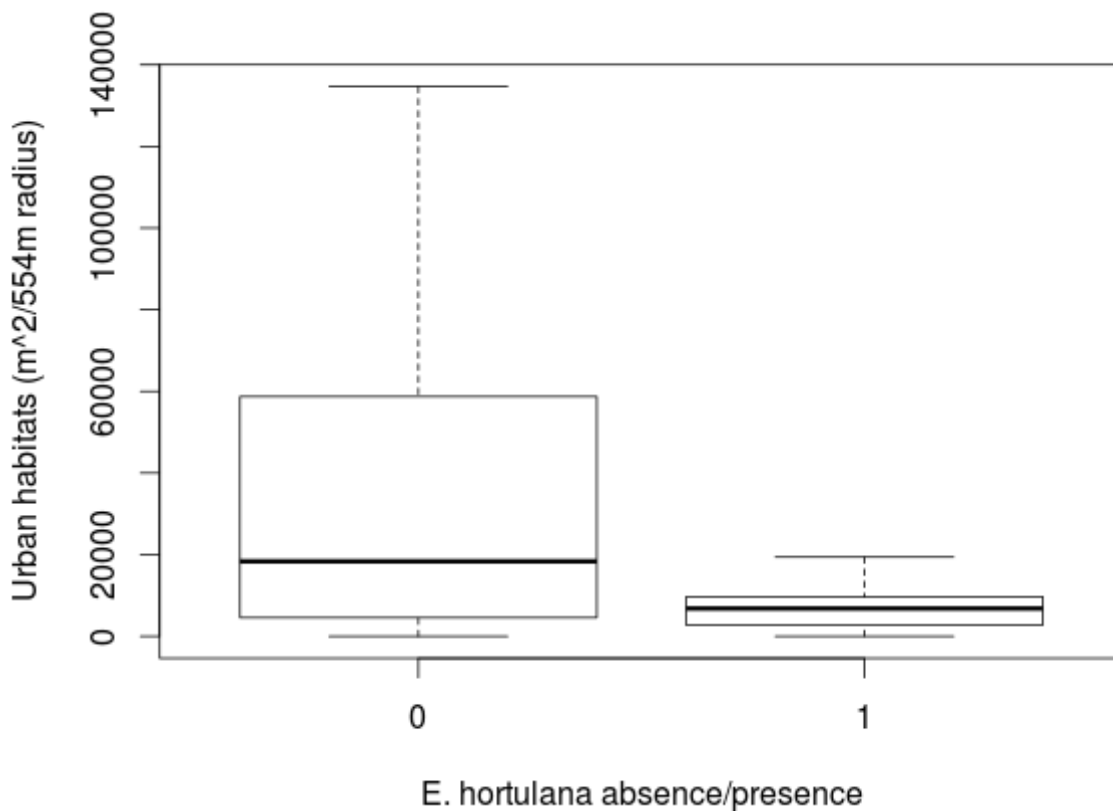
Příloha 2: Krabicový diagram zobrazující velikost plochy keřové a lesní vegetace v neobsazených a obsazených lokalitách strnadem zahradním na úrovni hnízdního teritoria (100 m). Osa x znázorňuje neobsazené (0) a obsazené (1) lokality, osa y plochu keřové a lesní vegetace (v m<sup>2</sup>).



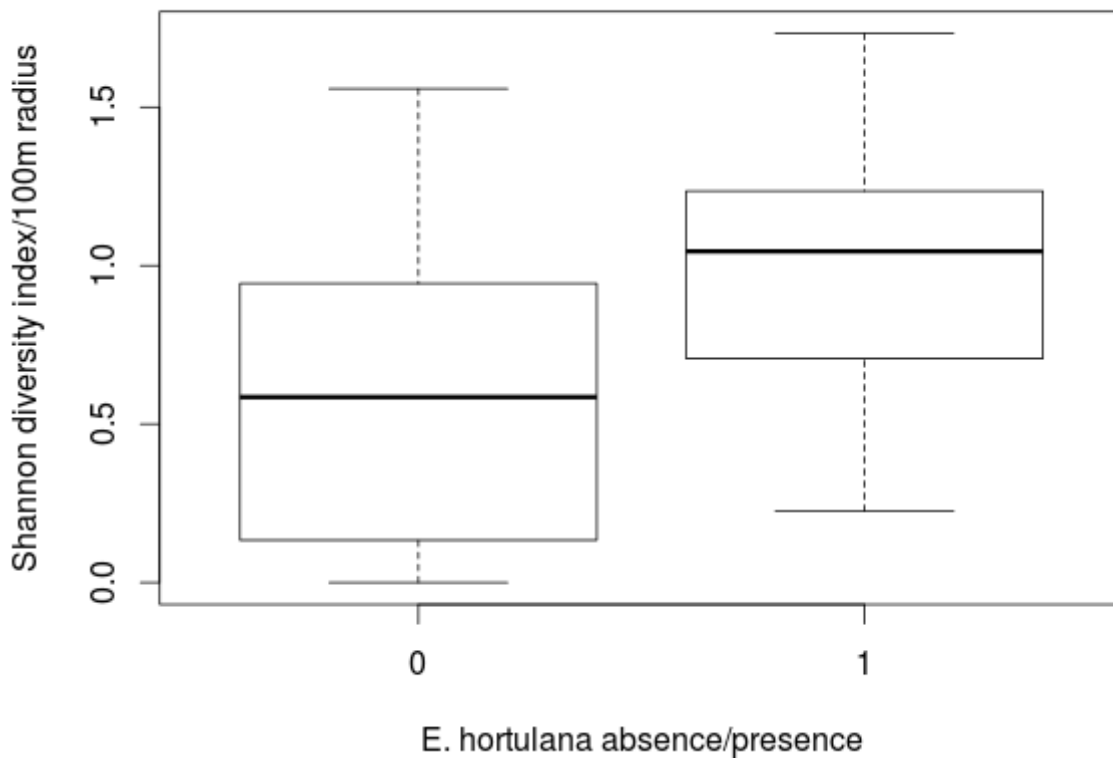
Příloha 3: Krabicový diagram zobrazující velikost plochy keřové a lesní vegetace v neobsazených a obsazených lokalitách strnadem zahradním na úrovni krajinného kontextu (554 m). Osa x znázorňuje neobsazené (0) a obsazené (1) lokality, osa y plochu keřové a lesní vegetace (v m<sup>2</sup>).



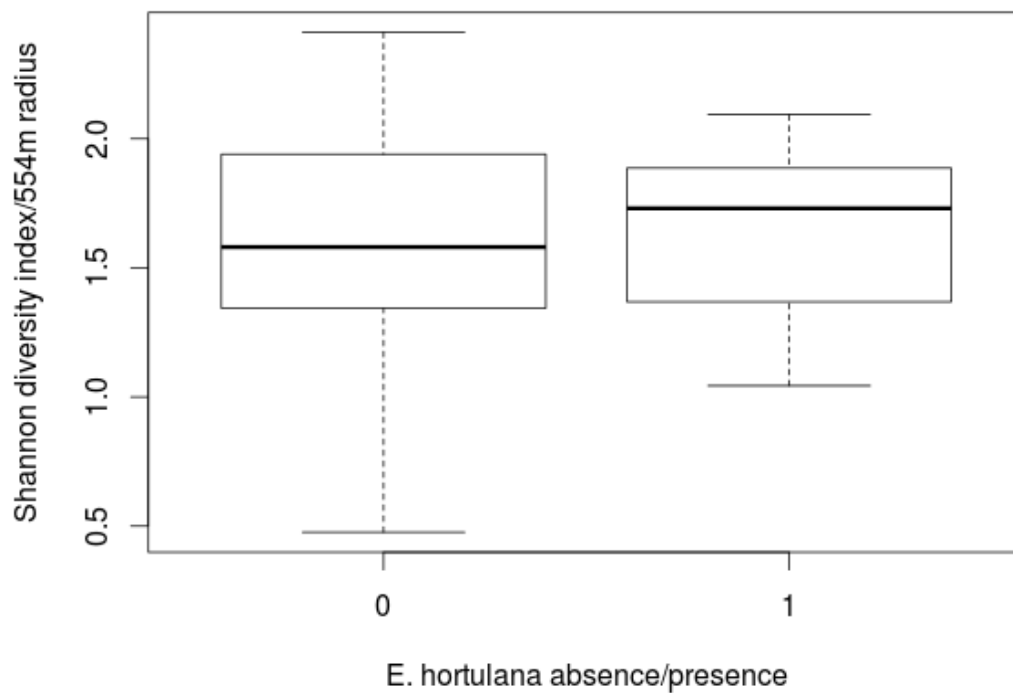
Příloha 4: Krabicový diagram zobrazující velikost plochy urbánních biotopů v neobsazených a obsazených lokalitách strnadem zahradním na úrovni hnízdního teritoria (100 m). Osa x znázorňuje neobsazené (0) a obsazené (1) lokality, osa y plochu urbánních biotopů (v m<sup>2</sup>).



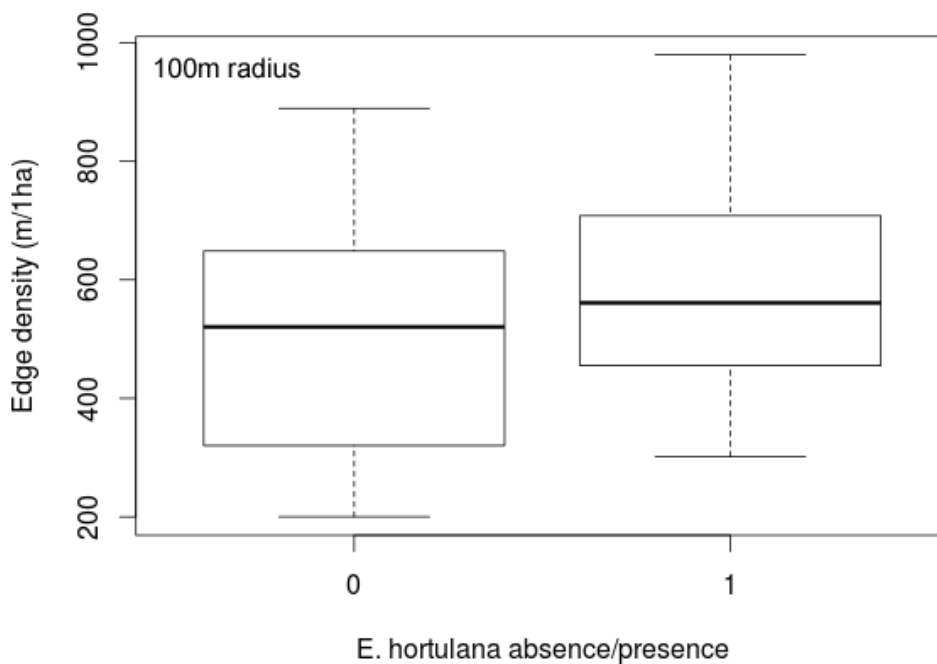
Příloha 5: Krabicový diagram zobrazující velikost plochy urbánních biotopů v neobsazených a obsazených lokalitách strnadem zahradním na úrovni krajinného kontextu (554 m). Osa x znázorňuje neobsazené (0) a obsazené (1) lokality, osa y plochu urbánních biotopů (v m<sup>2</sup>).



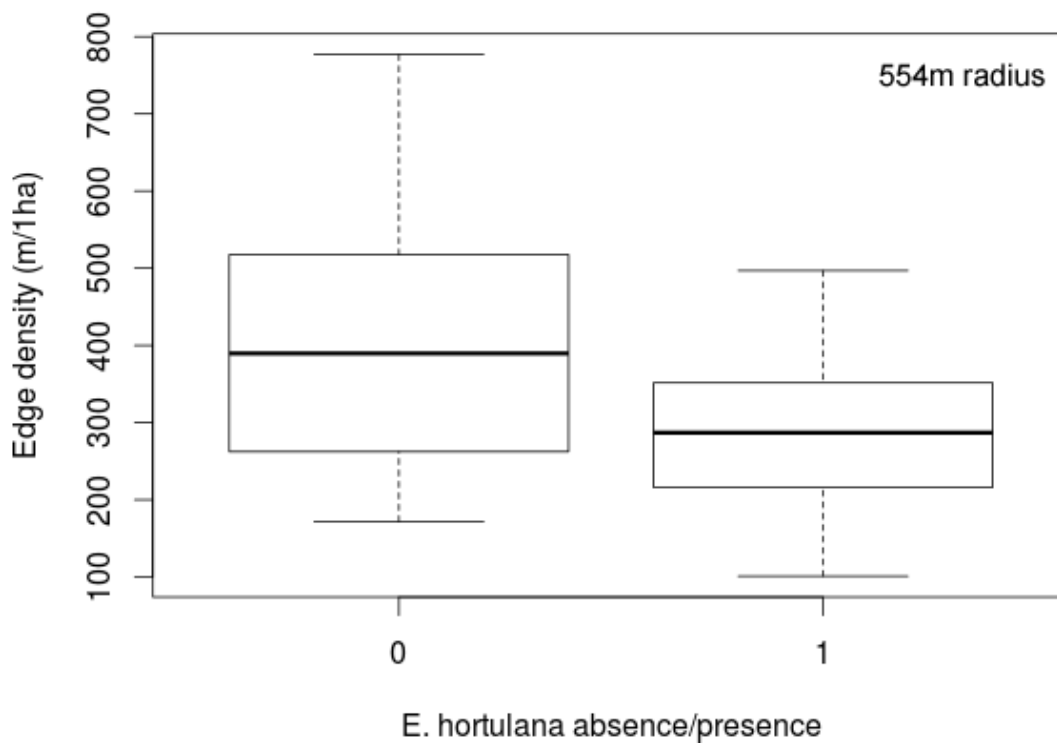
Příloha 6: Krabicový diagram zobrazující velikost Shannonova indexu v neobsazených a obsazených lokalitách strnadem zahradním na úrovni hnízdního teritoria (100 m). Osa x znázorňuje neobsazené (0) a obsazené (1) lokality, osa y Shannonův index.



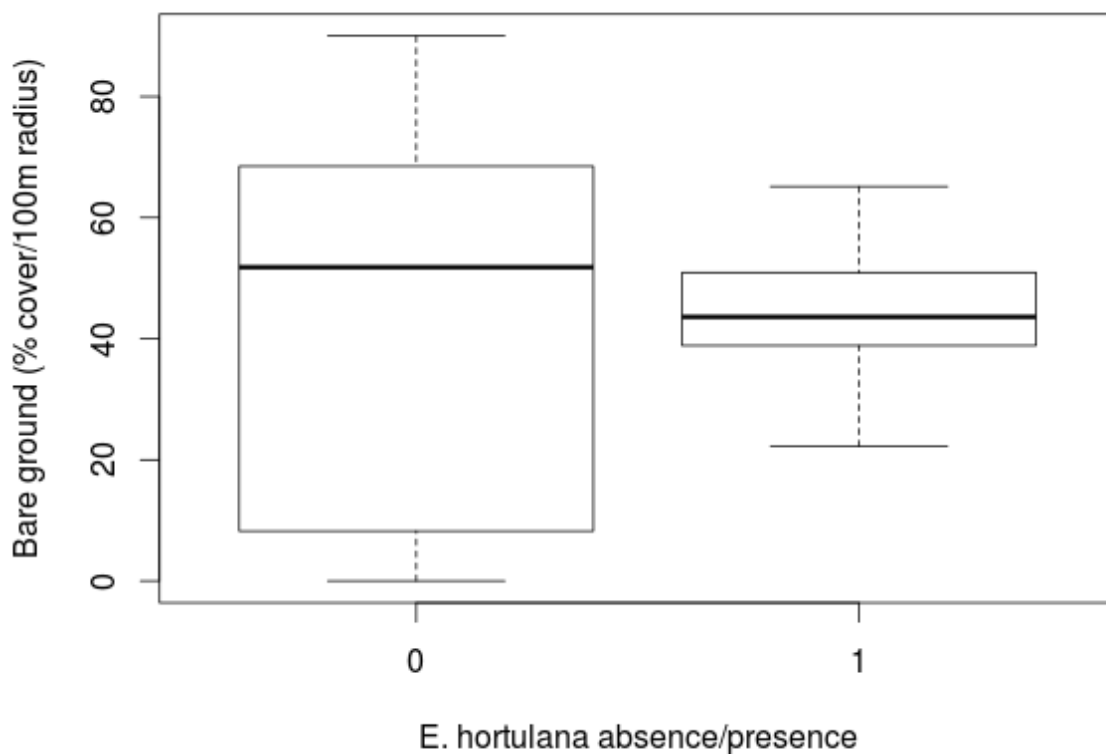
Příloha 7: Krabicový diagram zobrazující velikost Shannonova indexu v neobsazených a obsazených lokalitách strnadem zahradním na úrovni krajinného kontextu (554 m). Osa x znázorňuje neobsazené (0) a obsazené (1) lokality, osa y Shannonův index.



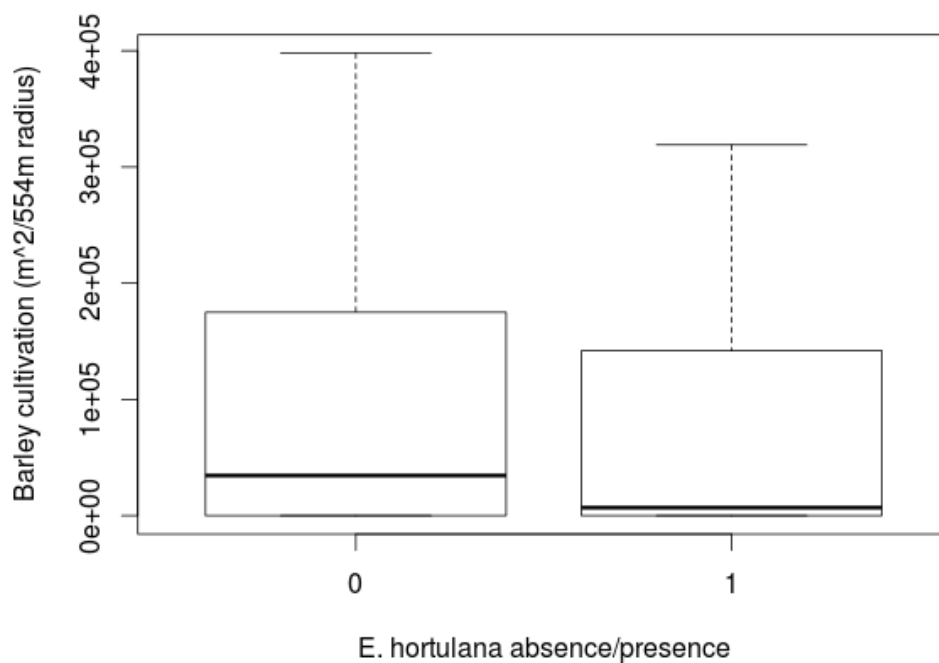
Příloha 8: Krabicový diagram zobrazující velikost hustoty okrajů v neobsazených a obsazených lokalitách strnadem zahradním na úrovni hnízdního teritoria (100 m). Osa x znázorňuje neobsazené (0) a obsazené (1) lokality, osa y délku okrajů na hektar (m/ha).



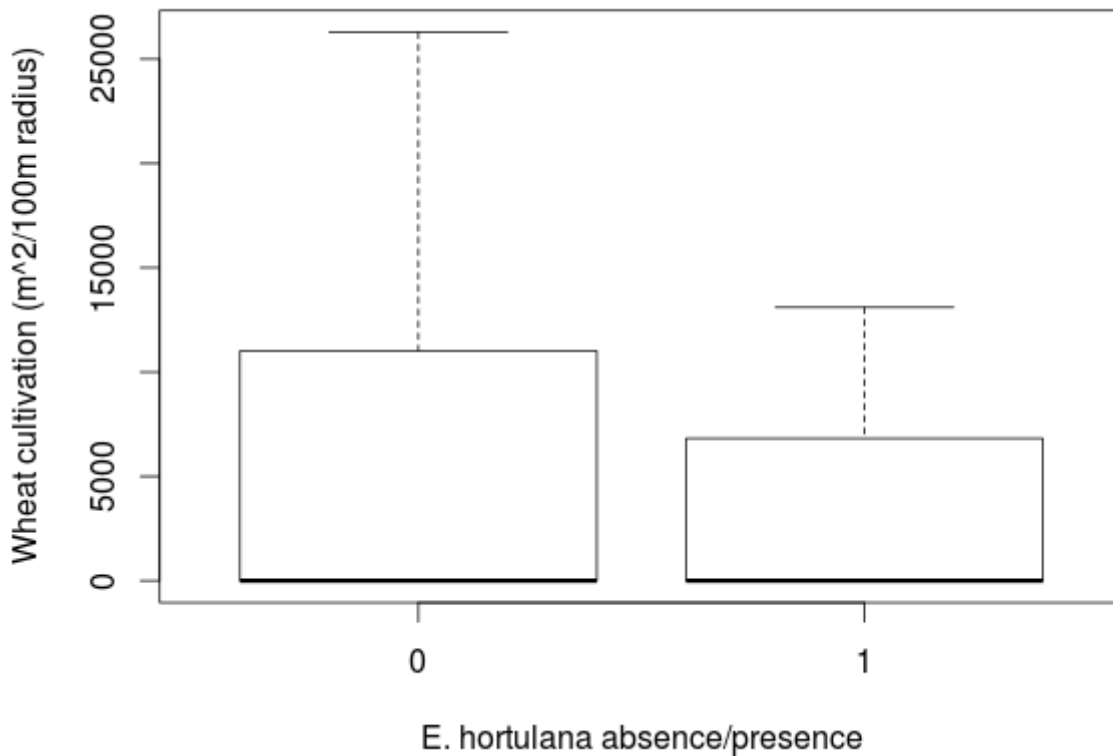
Příloha 9: Krabicový diagram zobrazující velikost hustoty okrajů v neobsazených a obsazených lokalitách strnadem zahradním na úrovni krajinného kontextu (554 m). Osa x znázorňuje neobsazené (0) a obsazené (1) lokality, osa y délku okrajů na hektar (m/ha).



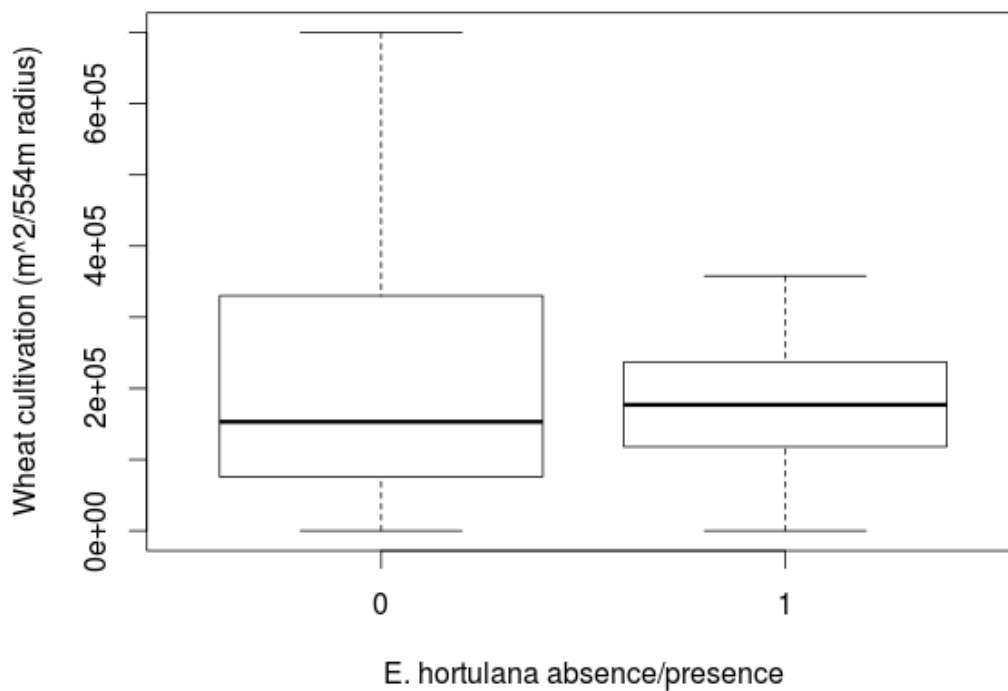
Příloha 10: Krabicový diagram zobrazující velikost poměru holé půdy v neobsazených a obsazených lokalitách strnadem zahradním na úrovni hnízdního teritoria (100 m). Osa x znázorňuje neobsazené (0) a obsazené (1) lokality, osa y poměr holé půdy (v %).



Příloha 11: Krabicový diagram zobrazující velikost plochy ječmene v neobsazených a obsazených lokalitách strnadem zahradním na úrovni krajinného kontextu (554 m). Osa x znázorňuje neobsazené (0) a obsazené (1) lokality, osa y plochu ječmene (v m<sup>2</sup>).

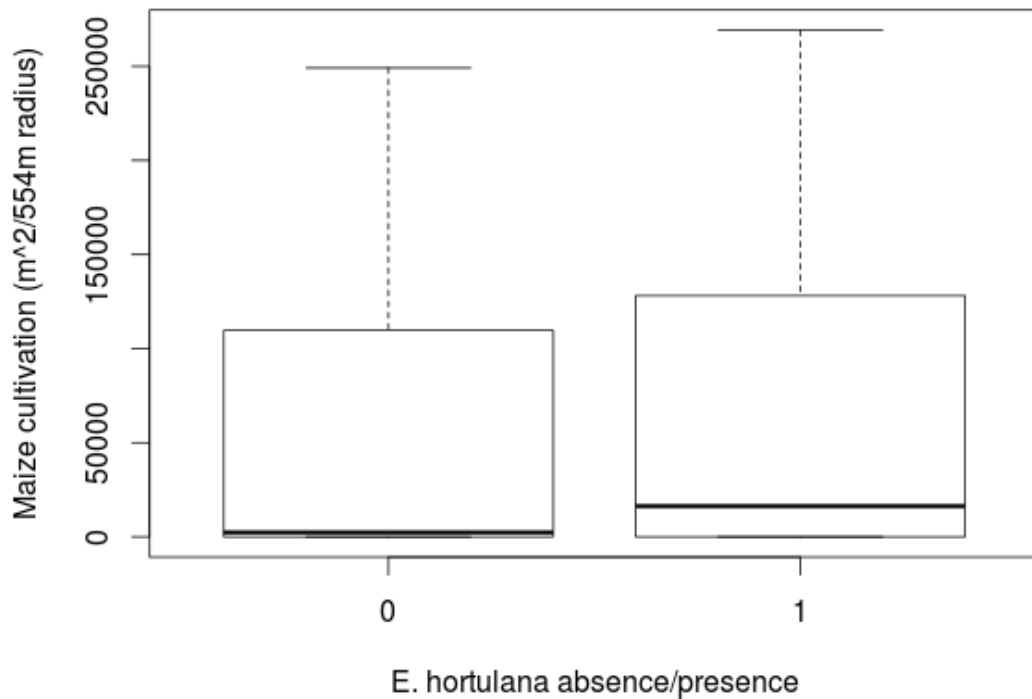


Příloha 12: Krabicový diagram zobrazující velikost plochy pšenice v neobsazených a obsazených lokalitách strnadem zahradním na úrovni hnízdního teritoria (100 m). Osa x znázorňuje neobsazené (0) a obsazené (1) lokality, osa y plochu pšenice (v m<sup>2</sup>).

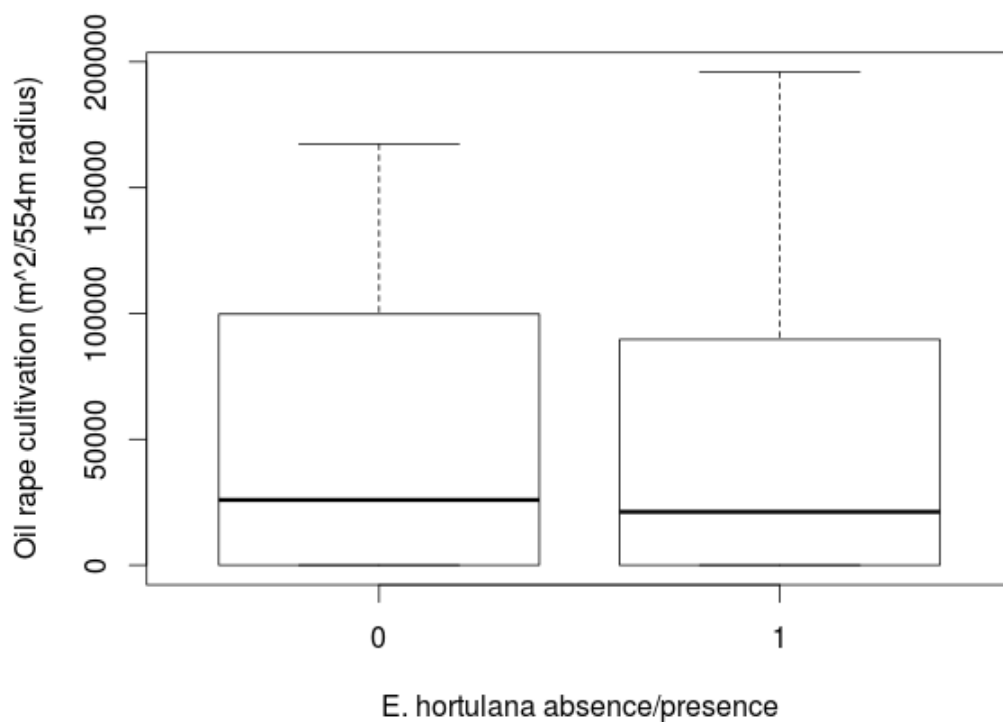


Příloha 13: Krabicový diagram zobrazující velikost plochy pšenice v neobsazených a obsazených lokalitách strnadem zahradním na úrovni krajinného kontextu (554 m). Osa x znázorňuje neobsazené (0) a obsazené (1) lokality, osa y plochu pšenice (v m<sup>2</sup>).

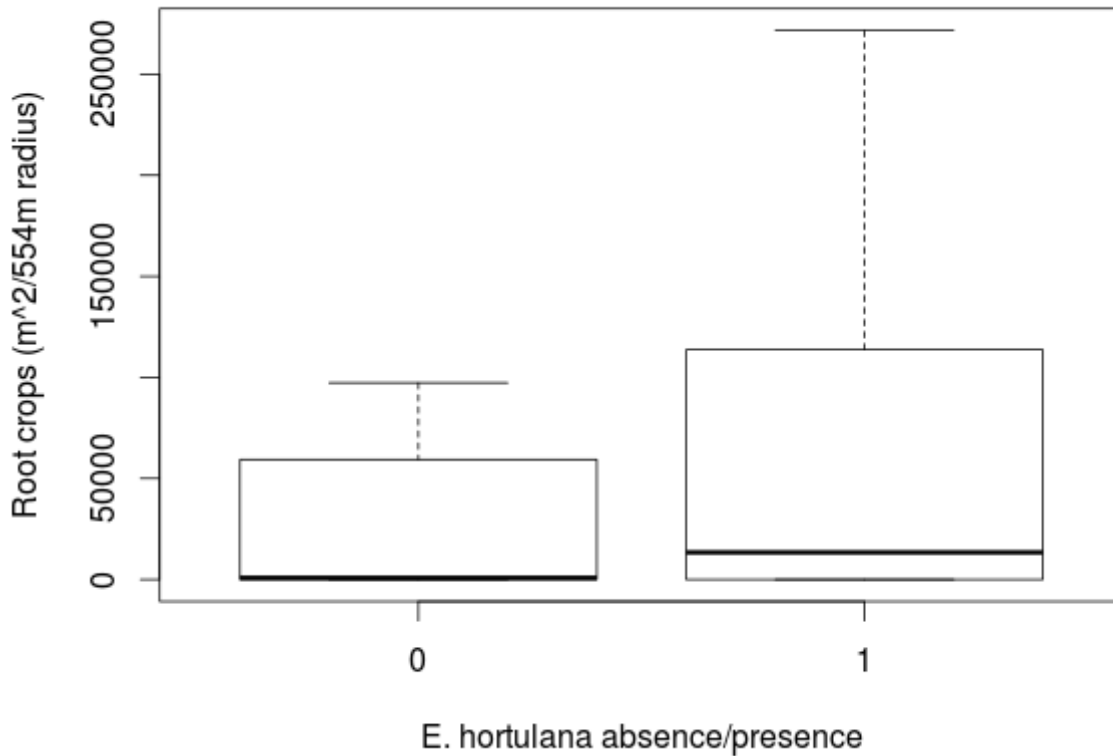




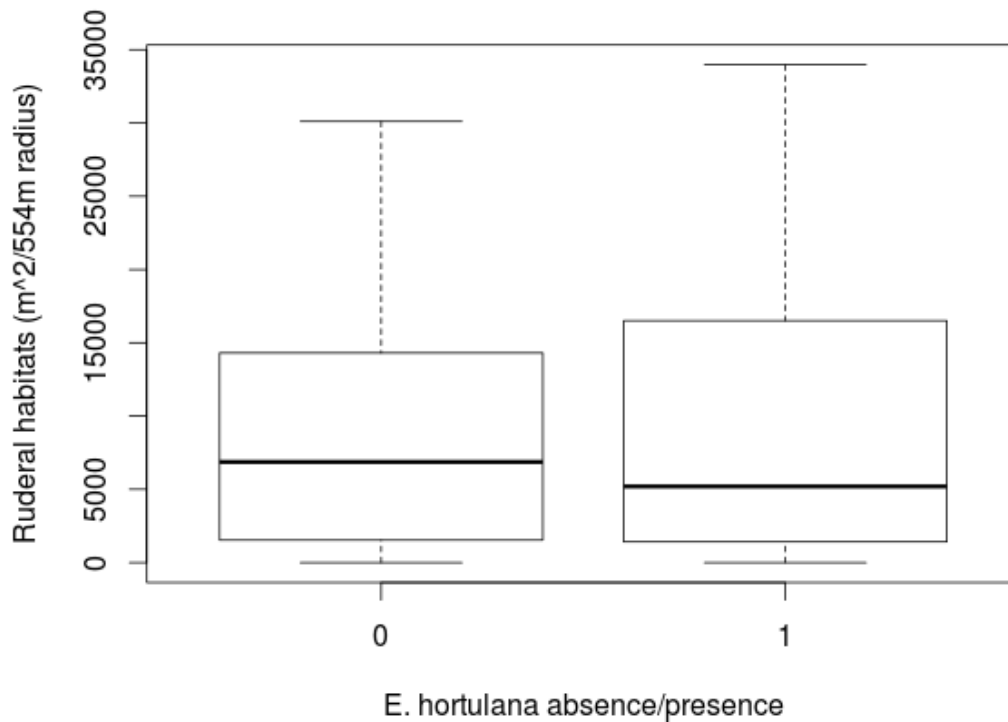
Příloha 14: Krabicový diagram zobrazující velikost plochy kukuřice v neobsazených a obsazených lokalitách strnadem zahradním na úrovni krajinného kontextu (554 m). Osa x znázorňuje neobsazené (0) a obsazené (1) lokality, osa y plochu kukuřice (v m<sup>2</sup>).



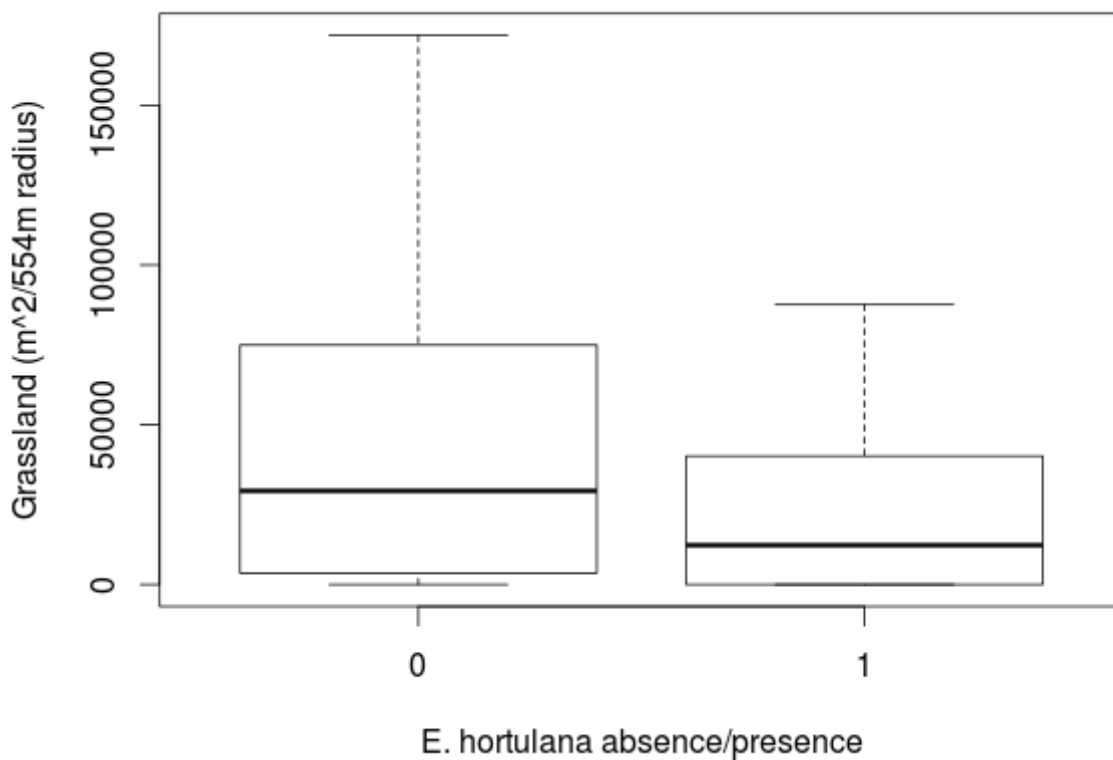
Příloha 15: Krabicový diagram zobrazující velikost plochy řepky olejky v neobsazených a obsazených lokalitách strnadem zahradním na úrovni krajinného kontextu (554 m). Osa x znázorňuje neobsazené (0) a obsazené (1) lokality, osa y plochu řepky olejky (v m<sup>2</sup>).



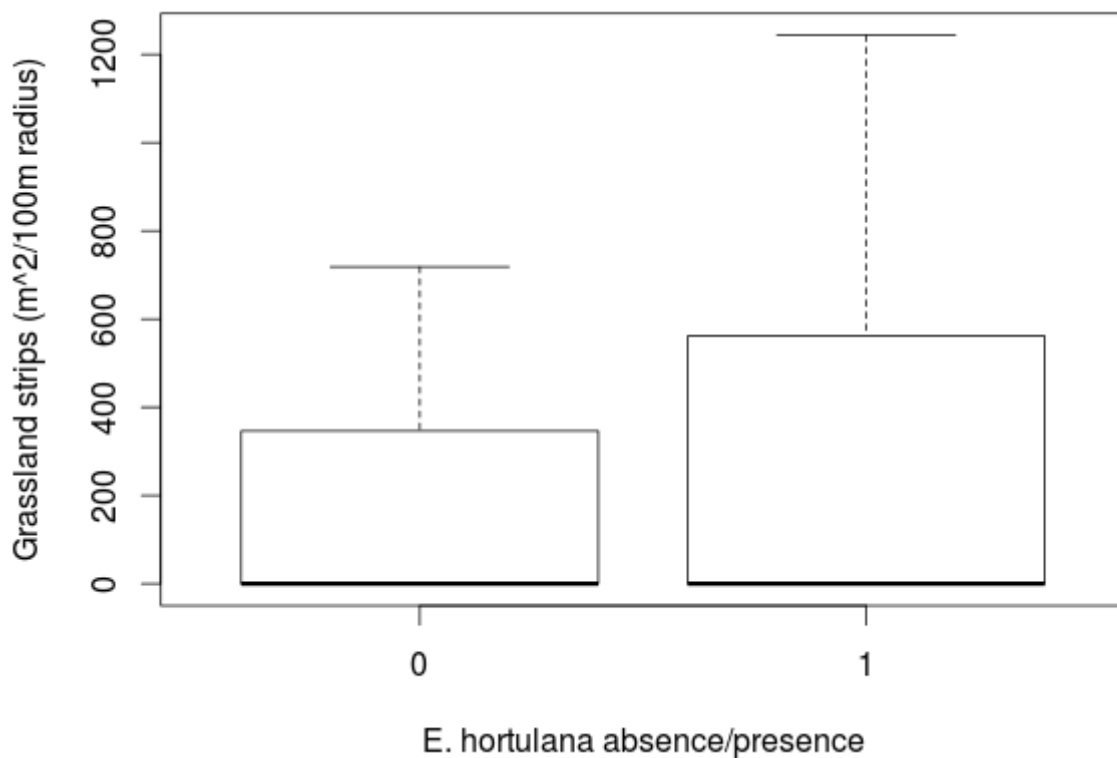
Příloha 16: Krabicový diagram zobrazující velikost plochy kořenové zeleniny v neobsazených a obsazených lokalitách strnadem zahradním na úrovni krajinného kontextu (554 m). Osa x znázorňuje neobsazené (0) a obsazené (1) lokality, osa y plochu kořenové zeleniny (v m<sup>2</sup>).



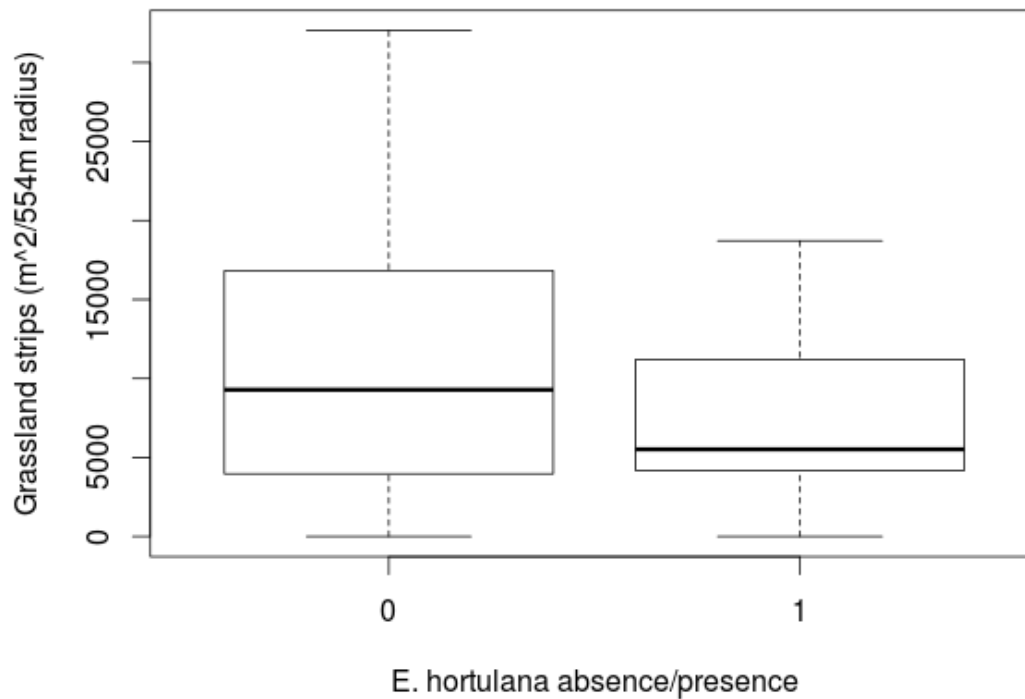
Příloha 17: Krabicový diagram zobrazující velikost plochy ruderálu v neobsazených a obsazených lokalitách strnadem zahradním na úrovni krajinného kontextu (554 m). Osa x znázorňuje neobsazené (0) a obsazené (1) lokality, osa y plochu ruderálu (v m<sup>2</sup>).



Příloha 18: Krabicový diagram zobrazující velikost plochy lučních porostů v neobsazených a obsazených lokalitách strnadem zahradním na úrovni krajinného kontextu (554 m). Osa x znázorňuje neobsazené (0) a obsazené (1) lokality, osa y plochu lučních porostů (v m<sup>2</sup>).

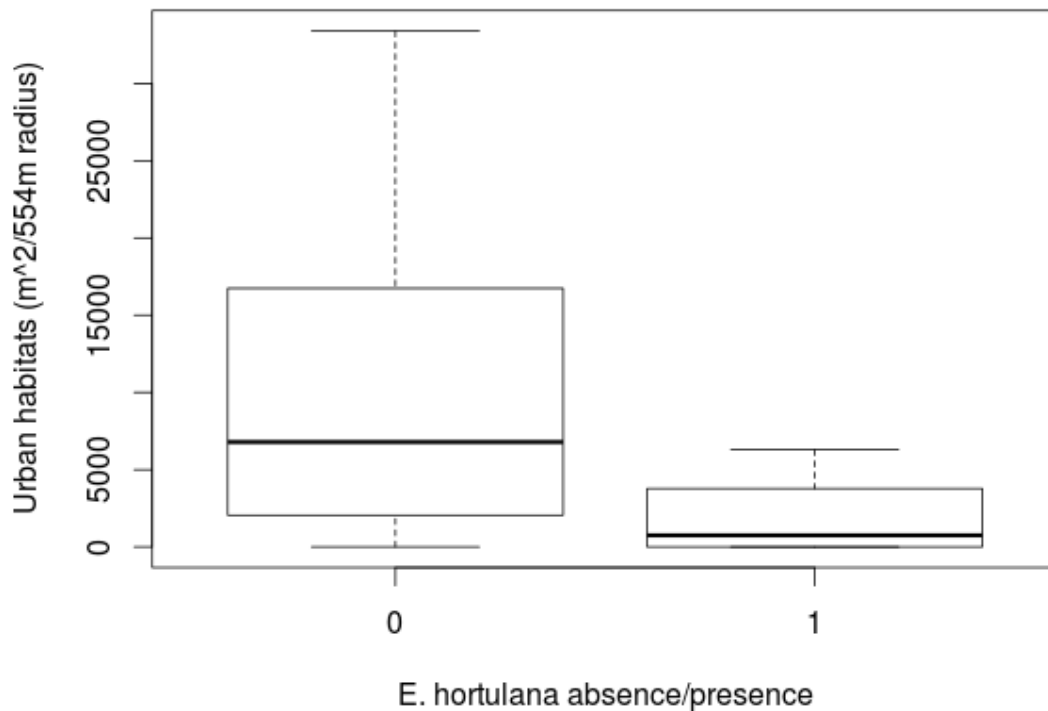


Příloha 19: Krabicový diagram zobrazující velikost plochy travnatých pásů v neobsazených a obsazených lokalitách strnadem zahradním na úrovni hnízdního teritoria (100 m). Osa x znázorňuje neobsazené (0) a obsazené (1) lokality, osa y plochu travnatých pásů (v m<sup>2</sup>).

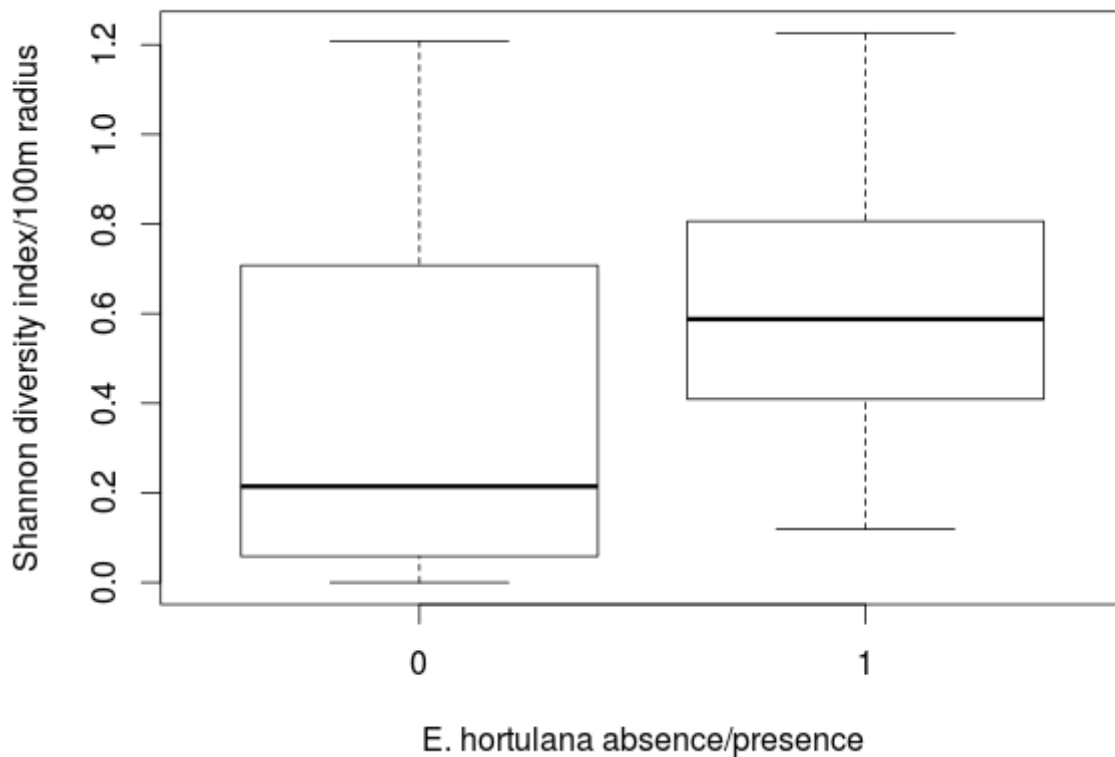


Příloha 20: Krabicový diagram zobrazující velikost plochy travnatých pásů v neobsazených a obsazených lokalitách strnadem zahradním na úrovni hnízdního teritoria (554 m). Osa x znázorňuje neobsazené (0) a obsazené (1) lokality, osa y plochu travnatých pásů (v m<sup>2</sup>).

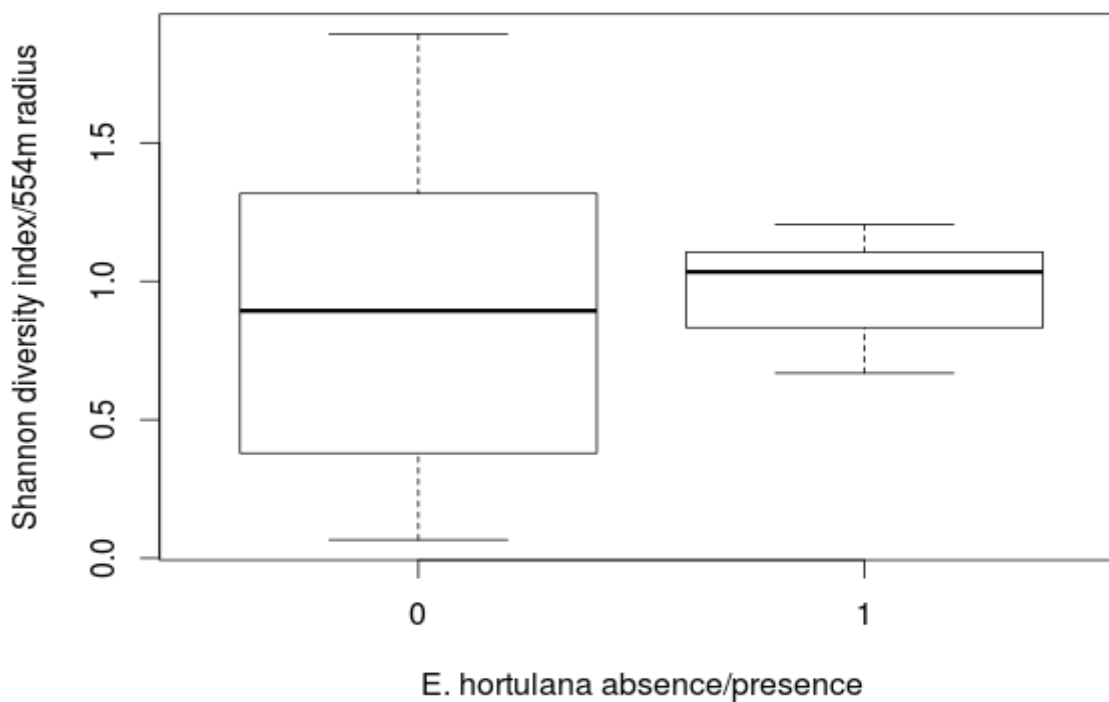
**Krajina povrchových dolů:** Následující krabicové diagramy zobrazují velikost plochy jednotlivých biotopových charakteristik v obsazených a neobsazených lokalitách krajiny povrchových dolů. Horizontální silná čára znázorňuje medián, box 25-75% kvartilové rozpětí a vousy ukazují 1,5 násobné mezikvartilové rozpětí (IQR). Zobrazeny jsou pouze grafy s charakteristikami biotopů, které měly dostatečnou variabilitu a které tedy umožňovaly kvartilové boxy vypočítat.



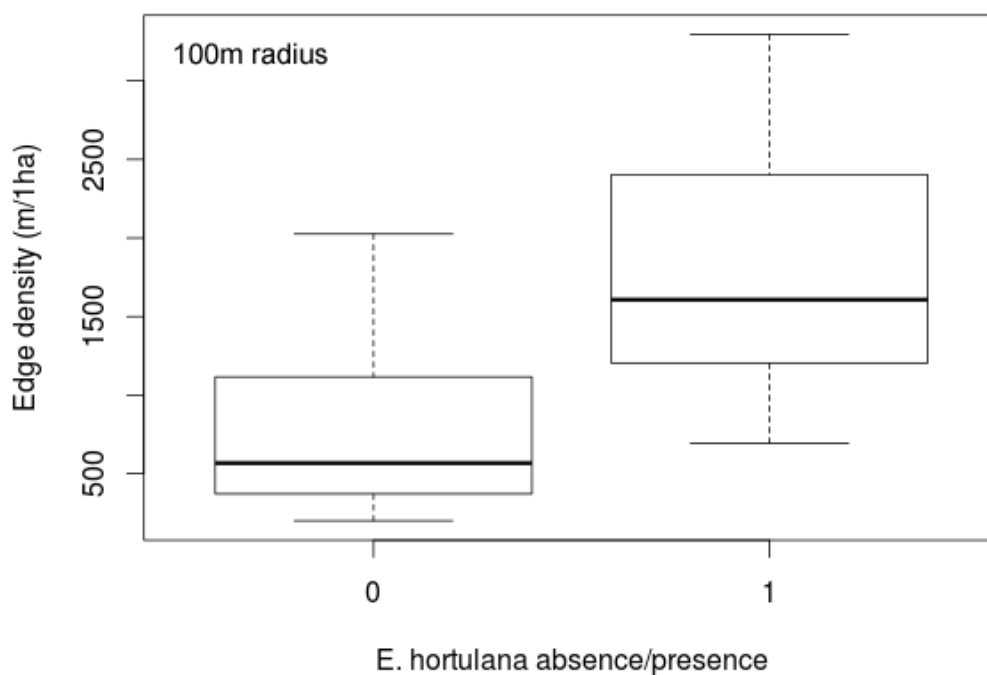
Příloha 21: Krabicový diagram zobrazující velikost plochy urbánních biotopů v neobsazených a obsazených lokalitách strnadem zahradním na úrovni krajinného kontextu (554 m). Osa x znázorňuje neobsazené (0) a obsazené (1) lokality, osa y plochu urbánních biotopů (v m<sup>2</sup>).



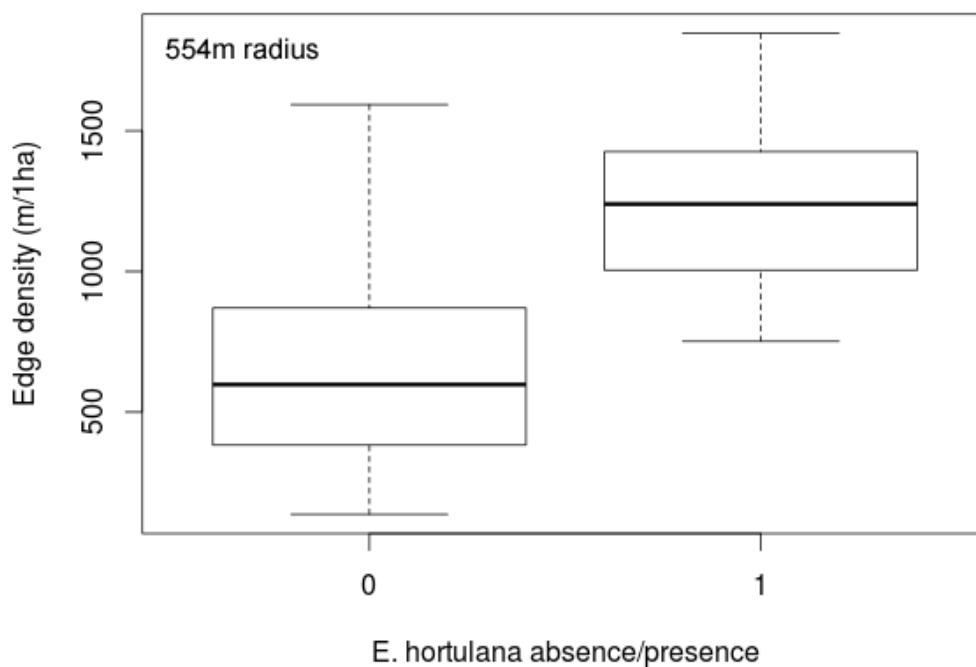
Příloha 22: Krabicový diagram zobrazující velikost Shannonova indexu v neobsazených a obsazených lokalitách strnadem zahradním na úrovni hnízdního teritoria (100 m). Osa x znázorňuje neobsazené (0) a obsazené (1) lokality, osa y Shannonův index.



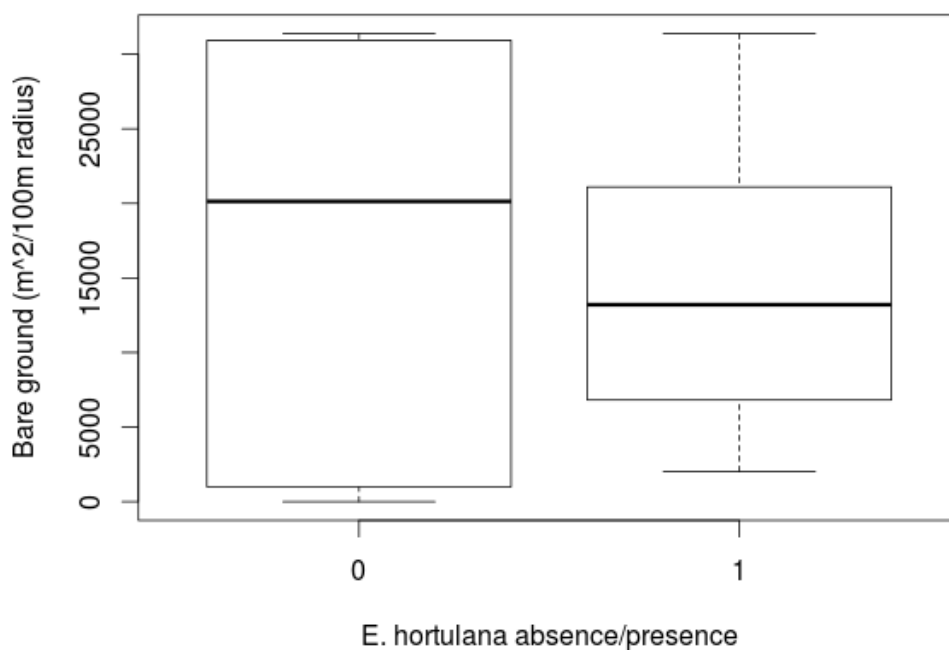
Příloha 23: Krabicový diagram zobrazující velikost Shannonova indexu v neobsazených a obsazených lokalitách strnadem zahradním na úrovni krajinného kontextu (554 m). Osa x znázorňuje neobsazené (0) a obsazené (1) lokality, osa y Shannonův index.



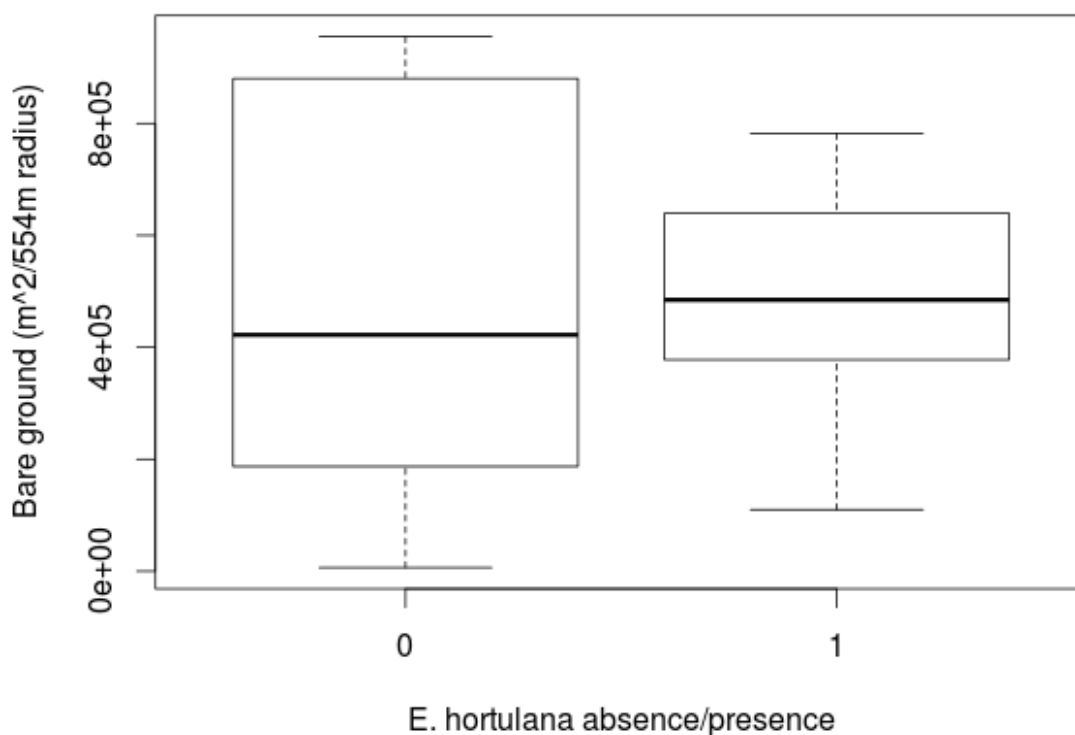
Příloha 24: Krabicový diagram zobrazující velikost hustoty okrajů v neobsazených a obsazených lokalitách strnadem zahradním na úrovni hnízdního teritoria (100 m). Osa x znázorňuje neobsazené (0) a obsazené (1) lokality, osa y délku okrajů na hektar (m/ha).



Příloha 25: Krabicový diagram zobrazující velikost hustoty okrajů v neobsazených a obsazených lokalitách strnadem zahradním na úrovni krajinného kontextu (554 m). Osa x znázorňuje neobsazené (0) a obsazené (1) lokality, osa y délku okrajů na hektar (m/ha).

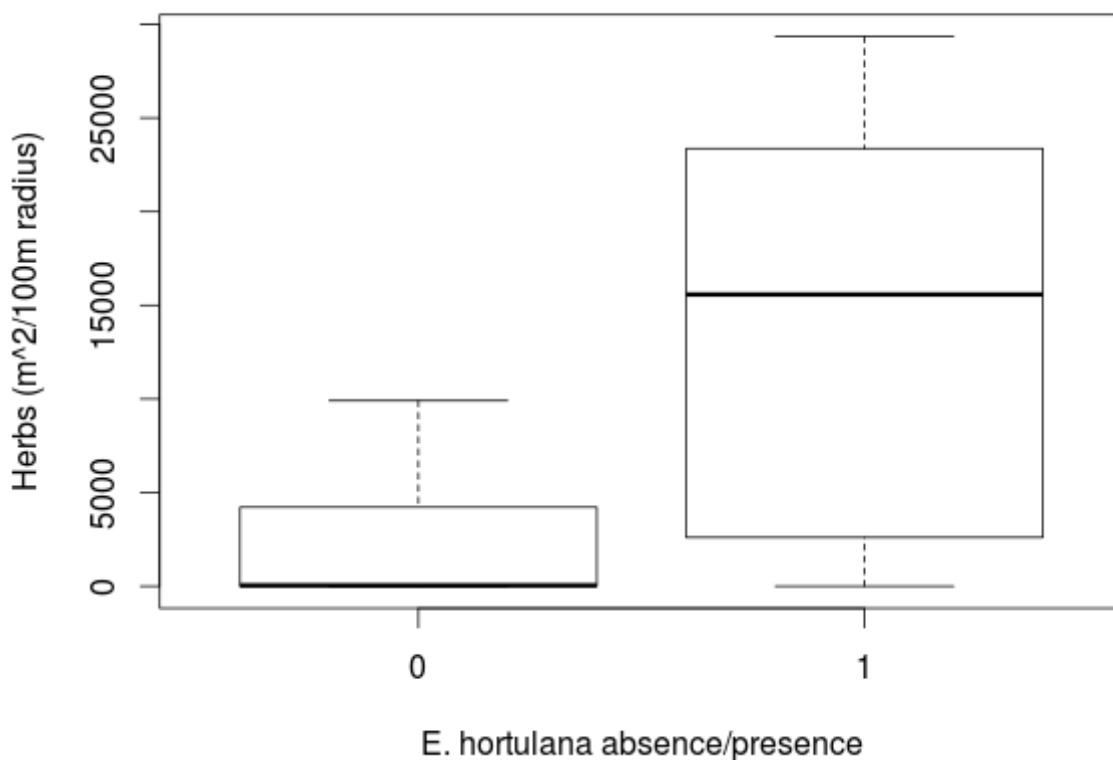


Příloha 26: Krabicový diagram zobrazující velikost plochy holé půdy v neobsazených a obsazených lokalitách strnadem zahradním na úrovni hnízdního teritoria (100 m). Osa x znázorňuje neobsazené (0) a obsazené (1) lokality, osa y plochu holé půdy (v m<sup>2</sup>).

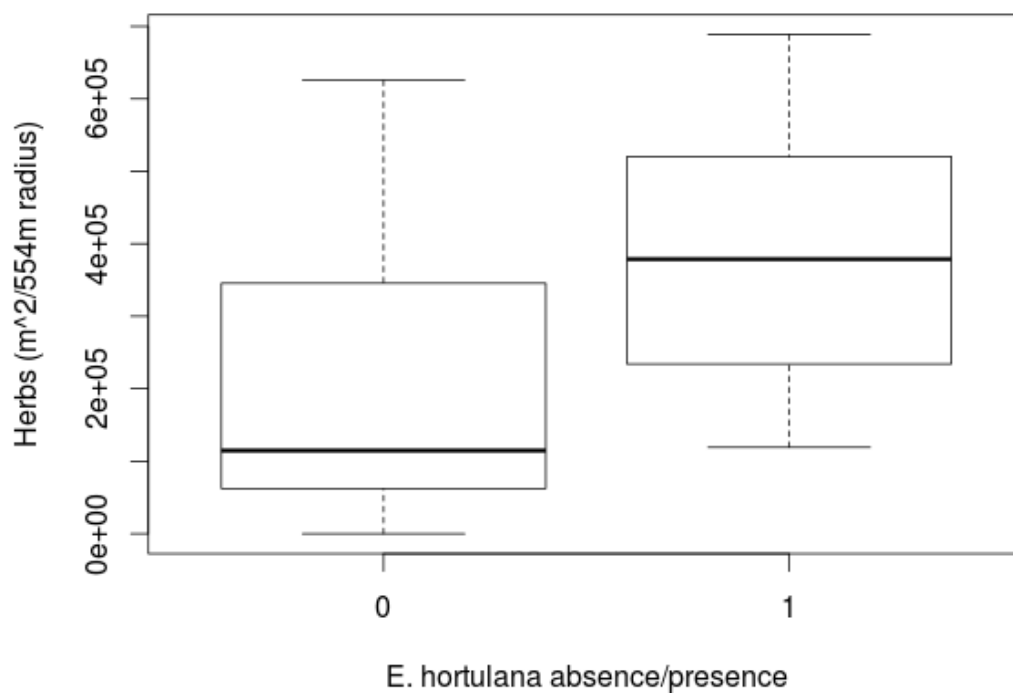


Příloha 27: Krabicový diagram zobrazující velikost plochy holé půdy v neobsazených a obsazených lokalitách strnadem zahradním na úrovni krajinného kontextu (554 m). Osa x znázorňuje neobsazené (0) a obsazené (1) lokality, osa y plochu holé půdy (v m<sup>2</sup>).





Příloha 28: Krabicový diagram zobrazující velikost plochy bylinného patra v neobsazených a obsazených lokalitách strnadem zahradním na úrovni hnízdního teritoria (100 m). Osa x znázorňuje neobsazené (0) a obsazené (1) lokality, osa y plochu bylinného patra (v m<sup>2</sup>).



Příloha 29: Krabicový diagram zobrazující velikost plochy bylinného patra v neobsazených a obsazených lokalitách strnadem zahradním na úrovni krajinného kontextu (554 m). Osa x znázorňuje neobsazené (0) a obsazené (1) lokality, osa y plochu bylinného patra (v m<sup>2</sup>).