

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta tropického zemědělství

Katedra chovu zvířat a potravinářství v tropech a subtropích



Česká zemědělská univerzita v Praze

**Fakulta tropického
zemědělství**

Vliv okrajového efektu a fragmentace krajiny na ptačí populace a jeho
porovnání v rámci geografických oblastí světa s důrazem na roli
urbanizovaných zón

Bakalářská práce

Praha 2013

Autor práce: Alice Procházková

Vedoucí práce: Ing. Petra Silberová Ph.D.

Odborný konzultant: Mgr. Petr Suvorov Ph.D.

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma Vliv okrajového efektu a fragmentace krajiny na ptačí populace a jeho porovnání v rámci geografických oblastí světa s důrazem na roli urbanizovaných zón vypracovala samostatně a použila jen pramenů, které cituji a uvádím v příloženém soupisu literatury. Souhlasím, aby práce byla uložena v knihovně ČZU v Praze a zpřístupněna ke studijním účelům.

V Praze dne 3. 5. 2013

.....
Alice Procházková

Poděkování

Velké poděkování patří vedoucí práce Ing. Petře Silberové Ph.D. za její čas, ochotu, pohotovost, přátelský přístup a za její podporu. Děkuji i Mgr. Petru Suvorovovi Ph.D. za jeho pomoc, čas a zásadní a užitečné rady. Poděkování patří i Lucii Maňákové a Petru Kolkovi za pomoc a podporu zejména při práci v terénu. V neposlední řadě děkuji také své rodině a přátelům za motivaci a podporu.

Abstrakt

Fragmentace krajiny a s ní související okrajový efekt jsou globálními problémy, které ovlivňují denzitu a diverzitu ptačích populací všude na světě. Zejména kvůli fragmentaci krajiny způsobené lidskou činností, která mění krajinu takovou rychlostí, že se ptačí populace nestíhají adaptovat, dochází k poklesu denzity i diverzity ptačích populací.

V teoretické části práce byly popsány jevy jako fragmentace krajiny, okrajový efekt a srovnání jejich vlivu na ptačí populace v rámci geografických oblastí světa. Dále jsou tyto jevy a jejich vliv na ptáky diskutovány v urbanizovaných zónách.

V praktické části byla provedena pozorování čtyř vybraných druhů ptáků z řádu pěvců (*Passeriformes*) - bramborníčka černohlavého (*Saxicola rubicola*) bramborníčka hnědého (*Saxicola rubetra*), ťuhýka obecného (*Lanius collurio*) a strnada lučního (*Miliaria calandra*) na lokalitě poblíž obce Zelená v okrese Mladá Boleslav. Z geografických souřadnic byla vypočítána vzdálenost každého jedince od okraje. Statisticky analyzována byla data pomocí zobecněných lineárních modelů (GLM) (vysvětlovaná proměnná: druh ptáka, vysvětlující proměnné: vzdálenost jedince od okraje, typ okraje a jejich interakce; kontrola jako náhodný faktor).

Výsledky prokázaly pouze vliv typu okraje – pozorované druhy se mnohem častěji vyskytovaly blíže u tzv. měkkého okraje plochy (okraj sousedící s polem).

Klíčová slova: fragmentace krajiny, okrajový efekt, ptáci, habitat, urbanizace

Abstract

Habitat fragmentation and related edge effect are global problems that affect density and diversity of avian populations over all the world. Mainly due to very rapid changes caused by anthropogenic habitat fragmentation, birds cannot adapt to newly created environment and, as a consequence, density and diversity of bird populations may decrease. This thesis is composed of the theoretical review and observations in the field. The review describes phenomenons such as landscape fragmentation, edge effect and their impact on bird populations and compares some of them over different geographic areas of the world.

In addition, I observed relation of free free particular passerine species–Stonechat (*Saxicola rubicola*), Whinchat (*Saxicola rubetra*), Red-backed Shrike (*Lanius collurio*) and Corn Bunting (*Miliaria calandra*) to the edge habitat. All the study was carried out near Zelená, Mladá Boleslav We measured distance of particular birds from the edge habitat. Then, generalized linear model (GLM) was calculated.

Our analysis showed only significant influence of edge type. Birds tended to appeal closer to the soft edge, i. e. closer to the edge bordering with field than to the edge bordering with forest.

Key words: habitat fragmentation, edge effect, birds, habitat, urbanization

Obsah

1. Úvod	- 1 -
2. Literární rešerše	- 2 -
2.1 Fragmentace krajiny	- 2 -
2.1.1 Mechanismus vzniku fragmentace	- 2 -
2.1.2 Negativní versus pozitivní vliv fragmentace krajiny na biotu s důrazem na ptačí populace.....	- 3 -
2.1.3 Vlastnosti fragmentů ovlivňující ptačí populace	- 4 -
2.1.4 Fragmentace krajiny urbanizací.....	- 7 -
2.2 Vliv okrajového efektu a fragmentace krajiny na ptačí populace	- 9 -
2.3 Zvýšená hnízdní predace ve fragmentované krajině a v okrajových zónách	- 12 -
3. Cíle práce	- 14 -
4. Hypotézy	- 15 -
5. Materiál a metodika	- 16 -
5.1 Literární rešerše	- 16 -
5.2 Terénní výzkum	- 16 -
5.2.1 Charakteristika lokality.....	- 16 -
5.2.2 Pozorování 4 ptačích druhů	- 17 -
5.2.3 Vyhodnocení naměřených dat	- 18 -
6. Výsledky	- 19 -
7. Diskuze	- 22 -
8. Závěr	- 24 -
9. Reference	- 25 -
Přílohy	

1. Úvod

Fragmentace krajiny a s ní úzce související okrajový efekt budí obavy ochránců přírody a bojovníků za zachování druhové diverzity i denzity v přírodě. Pochopení přírodních mechanismů je velmi složité. Nelze je generalizovat a s určitostí předpokládat přesné pochody a reakce organismů. Proto je důležité se pomocí pozorování a výzkumu alespoň snažit tyto mechanismy poodhalit a nastítnit.

Problematika fragmentace krajiny a okrajového efektu nejenom na ptačí populace je velmi aktuální. Pořád ale není diskutována v nejvyšší možné míře a to především mezi politiky, architekty, zemědělci a dalšími, kteří mají na přeměnu krajiny největší vliv. Lidská činnost, která mění krajinu takovou rychlostí, na kterou nedokáže mnoho živočišných ani rostlinných druhů dostatečně rychle reagovat. Důsledkem je velmi rychle a nenávratně se snižující diverzita i denzita živých organismů (Lloyd a Martin, 2005; Seiler a Folkeson, 2006; Stanková, 2007).

Tato práce se zabývá vlivem fragmentace krajiny na ptačí populace. Tento vliv je negativní a druhovou i početní bohatost ptáků snižuje neúprosným tempem (Robinson a kol., 1995; Báldi a Batáry, 2005; Manu a kol., 2007). Literární rešerše shrnuje hlavní poznatky vědeckých studií na toto téma a usazuje je do kontextu různých geografických oblastí světa. Druhá část práce je věnována vlastnímu výzkumu vlivu okrajových zón, na čtyři vybrané druhy ptáků.

2. Literární rešerše

2.1 Fragmentace krajiny

Fragmentace krajiny způsobuje rozpad kontinuálních biotopových celků (*matrix*), čímž vznikají izolované fragmenty (*patches*) (viz Obrázek 1) (Wilcox, 1980; Frankil a kol., 2002; Šálek, 2005; Seiler a Folkeson, 2006).

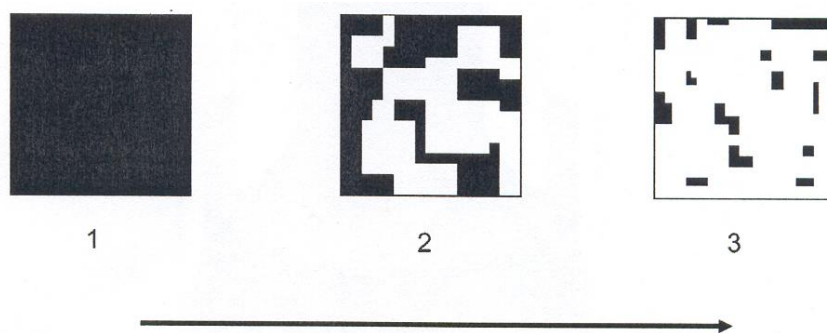
Mnohdy k ní dochází působením přírodních sil (požáry, pohyby zemské kůry, půdní sesuvy, apod.), což může mít za následek vznik struktur jako ostrovů, skalních masivů atp. (Franklin a kol., 2002). Nejčastěji bývá ale zapříčiněna lidskou činností (Burges a Sharpe, 1981 in Manu a kol., 2007), což může mít na biodiverzitu mnohem destruktivnější vliv (Stanková, 2007). Jedná se zejména o tvorbu dopravní infrastruktury, především dálnic, silnic, ale i železnic či vodních cest (Seiler a Folkeson, 2006), urbanizaci (zástavba území, ploty, lyžařské areály, atd.) a v neposlední řadě i zemědělství (pole, intenzivně vypásané pastviny, atd.). Lidskou činností vzniklé migrační bariéry, které jsou pro živočišné i rostlinné druhy velmi obtížně překonatelné, mohou negativně ovlivňovat populační dynamiku organismů (Lloyd a Martin, 2005; Seiler a Folkeson, 2006; Stanková, 2007). Wilcox a Murphy (1985) dokonce tvrdí, že fragmentace krajiny je jednou z hlavních příčin vymírání rostlinných i živočišných druhů.

Fahrig (2003) se na rozdíl od Manu a kol. (2007) domnívá, že fragmentací nedochází ke ztrátě stanovišť, ale k pouhému rozpadu kontinuálních biotopů. Podle autorky by pojem fragmentace měl být používán pouze pro rozdrobení biotopových celků a ne jako synonymum pro ztrátu prostředí.

2.1.1 Mechanismus vzniku fragmentace

K fragmentaci často dochází z důvodu nějaké poruchy či narušení mechanismu, který udržuje krajinné celky pohromadě. (Franklin a kol., 2002). Podle Franklina a kol. (2002) způsobují fragmentaci krajiny statické a dynamické mechanismy. Statické mechanismy jsou dané přírodním rozložením zemského povrchu a topografickými rozdíly a v časovém horizontu se mění jen velmi málo, nebo vůbec. Jedná se například o vznik/zánik ostrovů, lesů, luk, atd. bez lidského zapříčinění. Naproti tomu dynamické mechanismy se vyskytují

v určitých kratších časových intervalech a tím mění krajinu mnohem rychleji. Dynamické mechanismy lze dále dělit na přirozené (oheň, vítr, atd.) nebo antropogenní, tedy zapříčiněné lidskou činností (těžba, zemědělství, urbanizace, atd.).



Obrázek 1: Fragmentace krajiny a současná ztráta původního stanoviště. Černá plocha představuje habitat, bílá takzvaný matrix (krajina, nahrazující původní typ krajiny; Fahrig, 2003).

2.1.2 Negativní versus pozitivní vliv fragmentace krajiny na biotu s důrazem na ptačí populace

Citlivost ptáků ke krajinné fragmentaci je druhově specifická (Manu a kol., 2007; Gascon a kol., 1999). Na většinu organismů, ptačí druhy nevyjímaje, má fragmentace negativní vliv (Robinson a kol., 1995; Báldi a Batáry, 2005; Manu a kol., 2007; a další). Manu a kol. (2007), kteří prováděli výzkum v západní Africe, zjistili, že fragmentace snižuje pravděpodobnost výskytu široké škály ptačích druhů. Hanski a kol. (1996) zjistili, že fragmentace krajiny ovlivňuje především produkci a přežívání ptačích mláďat a následně i celé ptačí populace. Oddělováním biotopů a následnou izolací jednotlivých fragmentů se z původní spojitě populace organismů stává metapopulace nebo několik izolovaných subpopulací (Gilpin a Hanski, 1991). Evoluce každé subpopulace je mnohem rychlejší, a s její klesající velikostí roste pravděpodobnost jejího úplného zániku (Gilpin a Hanski, 1991). Další konkrétní hrozba pro ptačí populace závisí na konkrétním typu fragmentace (viz kapitola 2.1.3).

Fragmentace však podle některých autorů může mít i pozitivní vliv. Způsobuje nárůst časové i prostorové heterogenity v krajině (Schmiegelow a kol., 1997), což vede ke vzniku

více typů nik. Ty mohou být obsazovány širší škálou živočišných druhů (Schmiegelow a kol., 1997) a zajistit tak koexistenci více druhů, které se ohrožují (dravec a kořist, potravní konkurenti, atd.) (Sojková, 2009). V případě homogenního prostředí by rychle převládli dominantní z těchto druhů. Ve fragmentované krajině a při nižší schopnosti migrace dominantního druhu je šance, že některé fragmenty zůstanou neobsazené a tyto dva druhy se nemusejí vůbec potkat. Fragmentace tedy do jisté míry podporuje druhovou bohatost v krajině (Sojková, 2009). Toto tvrzení ale odporuje mnoha zmíněným studiím, které potvrzují negativní dopad fragmentace krajiny na druhovou bohatost ptačích populací (Hanski a kol., 1996; Zanette, 2001; Zanette a kol., 2000; Batáry a Báldi, 2004; Báldi a Batáry, 2005; Manu a kol., 2007; atd.)

2.1.3 Vlastnosti fragmentů ovlivňující ptačí populace

Ptačí populace jsou ve fragmentované krajině ovlivňovány souborem vlastností fragmentů a interakcí fragmentů s okolní krajinou. Z vlastností fragmentů má pravděpodobně největší vliv na ptačí populace, žijící v nich, velikost fragmentu (Rosezweig, 1995; Donovan a Lamberson, 2001; Manu a kol., 2007). Rosezweig (1995) tvrdí, že se zvětšující se velikostí plochy se území obohacuje o nové typy biotopů, ve kterých mohou žít další ptačí druhy. S rostoucí velikostí fragmentu, roste počet ptačích druhů, které se v něm budou vyskytovat (Rosezweig, 1995; Válová, 2012). Různé druhy ptáků jsou ale také ke krajinné fragmentaci různě citlivé (Manu a kol., 2007, Gascon a kol., 1999, Davis, 2004). Davis (2004) popisuje druhy citlivé k ploše („area sensitive birds“) jako ty, které k životu potřebují mnohem větší stanoviště, než je velikost teritorií, na kterých jsou schopni se reprodukovat. Jde tedy o druhy vyžadující větší plochy, než jsou nezbytně nutné. Se snižující se velikostí plochy klesá jejich hustota. V malých fragmentech jsou velmi vzácné, nebo se v nich vůbec nevyskytují (Davis, 2004). Jedná se především o lesní a luční druhy ptáků (Hobson a Bayne, 2000). Donovan a Lamberson (2001) dále zjistili u lesních ptáků v malých fragmentech nižší líhivost vajec oproti ptákům z větších fragmentů. Robinson a kol. (1995) ale zjistili, že pokud se rozlohou malé fragmenty vyskytují v méně zalesněných oblastech, nemusí být snížená reprodukce výsledkem velikosti fragmentu, ale může být důsledkem vyšší populace hnízdních predátorů a parazitů. Ti se, dle jejich zjištění, v otevřených krajinách (louky, pastviny, atp.) vyskytují mnohem častěji.

Další z důležitých charakteristik fragmentu, které mohou ovlivnit míru jeho diverzity, je podíl okrajového biotopu, který s mírou fragmentace roste (Batáry a Báldi, 2004) (viz kapitola 2.3).

Na diverzitu ptáků může mít dále zásadní vliv také tvar fragmentu (Rodewald a Vitz, 2005; Ewers a Didham, 2006; Stanková, 2007). Fragmenty kruhovitého, nebo čtvercového tvaru vykazují oproti fragmentům obdélníkovým, podlouhlým či jinak komplikovaným kratší obvod a menší podíl okrajových zón (Rodewald a Vitz, 2005). Nejméně negativní vliv na ptačí populace vykazuje tvar fragmentu připomínající kruh (Stanková, 2007), kde při dostatečné velikosti fragmentu se jedinec k okraji ani nemusí dostat (Ewers a Didham, 2006). Důležité je však rozlišovat druhy preferující interiéry fragmentů a druhy, které dávají přednost okrajům. Ewers a Didham (2006) došli k paradoxnímu závěru, že komplexní tvary fragmentů mohou snižovat populaci druhů preferujících středové oblasti („core-dwelling species“), které jsou ve vysoce fragmentované krajině také druhy nejvíce ohroženými. Současně komplexní tvary fragmentů zvyšují populace druhů preferujících okraje, které mohou zahrnovat řadu invazivních druhů (Ewers a Didham, 2006). Geometrie fragmentu však velmi často přímo souvisí s jeho rozlohou. Malé fragmenty mají mnohem častěji kompaktní tvar, velké bývají tvarově mnohem složitější (Ewers a Didham, 2006).

Dalším důležitým faktorem, který má vliv na diverzitu ptačích společenstev, je míra izolace krajinných fragmentů (Rodewald a Vitz, 2005; Manu a kol., 2007). Ovšem i na tu reaguje každý druh odlišně (Manu a kol., 2007). Manu a kol. (2007) tvrdí, že se zvyšující se mírou fragmentace a izolace se snižuje denzita a diverzita ptáků. Reif (2007) ale uvádí, že s rostoucí mírou mozaikovitosti bude narůstat i počet druhů, které se nebudou schopny obejít bez současného přístupu k několika různým typům biotopů. Manu a kol. (2007) předpokládají, že ptáci žijící v jednom typu fragmentu ho nebudou schopni, či ochotni opouštět (např. při hledání potravy), zatímco Reif (2007) toto považuje pro většinu druhů za nezbytnost.

Rodewald a Vitz (2005) a Manu a kol. (2007) charakterizují fragmenty podle typu porostu na zalesněné a otevřené plochy, podrobněji pak například podle výšky stromů, hustoty porostu a dalších parametrů. V mírném podnebném pásu platí, že menší podíl jehličnatých lesů zvyšuje druhovou rozmanitost v rámci fragmentu (Reif, 2007). Fragmentace krajiny a narušování prostředí souvisí také s větší mírou výskytu exotických druhů rostlin (Schmidt a Whelan, 1999). Ty jsou v krajině velkým problémem (Stoleson a Finch, 2001) a mohou velmi negativně působit mimo jiné i na ptačí populace (Schmidt a Whelan, 1999;

Schlaepfer a kol., 2002; Lloyd a Martin, 2005). Nejenom že mohou být invazivní a vytlačovat původní vegetaci, se kterou ptáci přicházejí o úkryty a hnízdní biotopy, ale především poskytují útočiště pro mnohé predátory ptačích hnízd (Schmidt a Whelan, 1999; Schlaepfer a kol., 2002), kteří počty ptačích populací značně redukují (Martin, 1995).

Sílu vlivu, kterým fragmentace působí na ptačí populace, mění také míra odlišnosti nově vzniklých fragmentů od původní krajiny (Angelstam, 1986; Franklin a kol., 2002). Pokud jsou plochy spolu sousedící velmi výrazně odlišné (les/pole) je síla vlivu fragmentace krajiny na ptačí populace mnohem větší, než v případě větší podobnosti sousedících biotopů (les/les, pole/pole) (Angelstam, 1986; Batáry a Báldi, 2004). Okrajová zóna dvou odlišných biotopů je v literatuře označována jako „ostré hrany“, okrajová zóna dvou biotopů obdobné fyziognomie jako „měkké okraje“. U zalesněných okrajů je okrajový efekt mnohem silnější, než u okrajů sousedících se zemědělskou krajinou (Davis, 2004). Stejně tak ovlivňuje jeho sílu i výška trávy, sousední plochy (Davis, 2004). Okolní krajina, ale nemusí mít vždy vliv na ptačí populace žijící v daném fragmentu. Clergeau a kol. (2001) zjistili, že druhová bohatost uvnitř měst není závislá na typu okolní krajiny, ale stoupá či klesá společně se zeměpisnou šířkou. Je tedy závislá pouze na zeměpisné poloze města. Je možné, že vliv sousední krajiny se projevuje pouze v přírodě blízkých stanovištích a ve městech není příliš znatelný. Dále Clergeau a kol. (2001) uvádí, že čím severněji se město nachází, tím méně ptačích druhů se zde vyskytuje.

Ptačí populace ve fragmentované krajině mohou vykazovat také rozdíly v reakcích na odlišné druhy lidských činností. Fragmentace zemědělskou činností má vážné důsledky na hnízdění ptáků (Bayne a Hobson, 1997). Jedná se zejména o ptáky hnízdící na zemi, jejichž hnízda jsou soustavně ničena orbou a sklizní (Schlaepfer a kol. 2002), dále přichází v úvahu jako rušivý či škodlivý element i hnojení, postřiky nebo plečkování. Zemědělství má velmi výrazný vliv i na druhovou diverzitu. A to nejenom živočichů, kterým prostředí, jako je pole, neposkytuje vhodné životní, úkrytové ani potravní podmínky, ale i rostlin. Rostlinné monokultury pak mají i velmi negativní dopady na ptačí populace (Lloyd a Martin, 2005).

Další lidskou činností fragmentující krajinu je tvorba dopravní infrastruktury (Anděl a kol., 2005), nebo lesnictví (Manu a kol., 2007).

Lesnictví může také krajinu fragmentovat. Manu a kol. (2007) předpokládá, že fragmentace lesním a zemědělským hospodářstvím v tropických oblastech má mnohem ničivější účinky na druhovou bohatost a početnost ptáků. Důvodem může být tamější velmi násilná a ostrá přeměna krajiny, kdy se z pralesa kácením a vypalováním stává savana.

Neopomenutelný negativní typ fragmentace krajiny vytváří tvorba dopravní infrastruktury. Ta může ptačí populace od sebe izolovat nejen díky střetům ptáků s dopravními prostředky, ale také vytváří hlukovou bariéru, která může pro některé druhy tvořit migrační omezení (Anděl a kol., 2005).

2.1.4 Fragmentace krajiny urbanizací

Urbanizace, včetně dopravní infrastruktury, je jedním z hlavních typů krajinné fragmentace, způsobující homogenizaci prostředí (McKinney, 2006), která má na populace ptáků často silně negativní vliv (Chace a Walsh, 2004; Mc Kinney, 2006; Devictor a kol., 2007). Urbanizace znamená velmi drastickou a rozsáhlou změnu původního stanoviště. Díky tomu je považována za jednu z hlavních příčin vymírání druhů (McKinney, 2005). Chybějící keřové porosty a nadměrná přítomnost hluku jsou nejčastějšími příčinami absence, nebo jen vzácného výskytu mnoha ptačích druhů v urbanizovaných oblastech (Válová, 2012).

Urbanizace často vede ke zvýšení denzity jedinců vybraných ptačích druhů (tzv. synantropních; Mc Kinney, 2006), ale ke snížení druhové rozmanitosti (Chace a Walsh, 2004). Tito městští kolonizátoři využívají změn prostředí způsobených lidmi a žijí v blízkosti lidských obydlí. Příkladem mohou být ptáci z čeledi krkavcovitých (*Corvidae*), kteří mají ve městech stejnou, nebo dokonce vyšší hnízdní úspěšnost v porovnání s přírodě blízkými stanovišti (Soh a kol., 2002).

V blízkosti lidských sídel se často zdržují také druhy nepůvodní (Chace a Walsh, 2004; Mc Kinney, 2006), jako např. holub domácí (*Columba livia f. domestica*). Proces nahrazování původních druhů druhy nepůvodními podporuje biotickou homogenizaci (McKinney, 2006). Nepůvodní druhy mohou často obohatit lokální biologickou rozmanitost, globální rozmanitost je však v důsledku snížena.

Erz (1966) předpokládá, že nově vzniklé urbanizované oblasti nekolonizují ptačí druhy z okolní krajiny, ale že přiletí z populace ve fragmentované krajině již žijící. Pro urbanizované oblasti je dále typická druhová nezávislost (Clergeau a kol., 2001), která tvrdí, že v centru města se často vyskytují druhy, které se v příměstských oblastech a okolní krajině vůbec nevyskytují.

Jedním z důvodů, proč se mnoho druhů stahuje do urbanizovaných zón, může být dostatek potravy. Té se v městech ptákům dostává přímo (krmítka) i nepřímo (v odpadech; Chace a Walsh, 2004). Chace a Walsh (2004) uvádí, že ptáci využívající lidmi vyrobená

krmítka jsou v lepším fyziologickém stavu, kondici a zimu tak přežívají bez větších problémů. Na druhou stranu zde mohou konzumovat nevhodnou potravu (plesnivé nebo zkažené potraviny, kořeněné jídlo atp.), která může ohrozit jejich zdravotní stav (Chace a Walsh, 2004). Ačkoli Janson a kol. (1981) uvádí, že v konečném důsledku se ptáci využívající krmítka nevystavují o mnoho vyššímu riziku predace, mohou i zde být více vystaveni riziku predace ze strany dravých ptáků či koček. Chace a Walsh (2004) zmiňují, že příměstské kočky loví více ptáky (nejčastěji však nepůvodní druhy), než kočky venkovské, které upřednostňují malé savce. Na ptačí populace ale nemají tyto šelmy přílišný vliv.

Příkrmování patří k jednomu z důvodů, proč populace městských ptáků nemusí na zimu táhnout do teplejších oblastí (Chace a Walsh, 2004.). Dalším může být, že je zde teplejší prostředí než na venkově či v přírodě (Haggard, 1990),

V urbanizovaných oblastech jsou pro ptáky atraktivní především parky, tzv. zelené zóny, častá přítomnost vodních toků, blízkost rybníků, nebo dokonce liská obydlí samotná (půdy, střechy, balkony, římsy, odvětrávací prostory, vikýře, průmyslové komíny) (Válová, 2012). Ke zvyšování druhové početnosti a především rozmanitosti avifauny přispívají města a obce vytvářením nových stanovišť ke hnízdění, rozmanitostí a dostatkem potravy, ochranou před predátory (Jokimäki a Huhta, 2000; Chace a Walsh, 2004; Válová, 2012). Druhová diverzita ptáků ale závisí zejména na přítomnosti a rozloze vegetačních pokryvů v městech (Válová, 2012). V rozlohově větších městských parcích jsou ptačí populace rozmanitější a složené z přirozených a původních druhů, zatímco v menších parcích je druhů méně a většinou jsou to druhy nepůvodní či synantropní (Gavareski, 1976). Důležitá je přítomnost vzrostlých stromů včetně starých, nemocných či vykotlaných, které nabízejí úkryt a potravu mnoha druhům, zejména z řádu šplhaviců (*Piciformes*) (Válová, 2012). Největší vliv má ale přítomnost keřového patra, které je velmi důležitým útočištěm, hnízdním prostředím a zdrojem potravy pro široké spektrum ptačích druhů (Válová, 2012).

Ve městech je často vysazována nepůvodní okrasná vegetace, která má na ptačí populace negativní vliv. Exotické rostliny hostí méně hmyzu než původní (Chace a Walsh, 2004), čímž se snižuje nabídka potravy pro hmyzožravé ptáky. Mnohdy mají také odlišnou morfologii, čímž se stávají nevhodné k hnízdění – řidší či beztrnné větve mohou být lépe dostupné hnízdním predátorům, což může ve městech zvyšovat mortalitu ptačích hnízd (Schlaepfer kol., 2002).

Jokimäki a Huhta (2000) dokázali, že míra predace ptačích hnízd je v centrech měst mnohem vyšší, než v méně urbanizovaných oblastech a na okrajích měst, nebo dokonce i

v přilehlých lesích. Míra predace je dále nižší v neudržovaných parcích, než v pracích lidmi spravovaných a udržovaných (Jokimäki a Huhta, 2000). Důvodem může být neprostupnost a vyšší hustota vegetace v neudržovaných parcích, která ptákům poskytuje lepší útočiště. Urbanizace má negativní dopady především na ptáky hnízdící na zemi, kteří jsou hojnější mimo města než v nich. Méně často se vyskytují i v udržovaných parcích, oproti parkům, které lidé nespravují (Jokimäki a Huhta, 2000). Hlavními predátory ptačích hnízd ve městech jsou ptáci (Jokimäki a Huhta, 2000). Savci jsou významnějšími predátory v méně urbanizovaných oblastech (Jokimäki a Huhta, 2000).

Některými z dalších faktorů ovlivňujících přežití ptáků ve městech jsou např. srážky s umělými objekty (prosklené plochy, zdi, elektrické vedení, atd.) a nemoci (Chace a Walsh, 2004). Boal a Mannan (1999) pozorovali u jestřábů Cooperových (*Accipiter cooperii*) žijících ve městech nižší hnízdní úspěšnost a úmrtnost mláďat v důsledku zvýšené nemocnosti trichomoniázou.

Velmi negativní dopad mají na ptačí populace rychlé změny podmínek a prostředí pro urbanizované zóny velmi typické, na které ptáci nejsou schopni dostatečně rychle reagovat (Chace a Walsh, 2004).

2.2 Vliv okrajového efektu a fragmentace krajiny na ptačí populace

Šíření urbanizace působí v krajině rozsáhlé fragmentační změny. S jejím rostoucím podílem narůstá i podíl okrajového biotopu (Paton, 1994; Woodroffe a Ginsberg, 1998; Lahti, 2001). Okraje lze podle některých autorů (Leopold 1933; Lloyd a kol., 2000; Batáry a Báldi, 2004) považovat za unikátní typ biotopu, ve kterém spousta dějů probíhá odlišně než uvnitř fragmentu (tzv. okrajový nebo ekotonální efekt – Hargis a kol., 1998; Lacina, 2010; Franklin a kol., 2002; Walker a kol., 2003; Ries a Sisk, 2004). Ačkoli má okrajový biotop svou vlastní charakteristiku, sdílí také charakteristiky obou okolních biotopů (Lacina, 2010). Matlack (1994) ale považuje okrajový biotop za samostatný a unikátní typ prostředí. Lze jej tedy chápat jako dělicí hranici dvou ekologických společenstev a pojem okrajový efekt jako vlivy, kterými na sebe tato společenstva při této hranici působí (Lacina, 2010). V okrajových zónách se vyskytují častěji exotické druhy a ubikvisté, tedy téměř všudypřítomné druhy, které dovedou žít za velmi rozdílných podmínek (Lacina, 2010). Podle Walker a kol. (2003) ovšem žijí na okrajích specializované druhy, které jsou k životu na okrajích různých biotopů přímo přizpůsobené („edge specialists“). Lloyd a kol. (2000) definují ekoton neboli okraj, jako

oblast, ve které dochází k rychlejším změnám vegetace než v okolí. Okraje jsou považovány za zóny střetu, kterým bývá připisována tendence k vyšší diverzitě, denzitě a variabilitě populací a biomasy, oproti biotopům interiérů (Walker a kol., 2003; Batáry a Báldi, 2005). Woodroffe a Ginsberg, (1998) uvádějí, že okrajový biotop ovlivňuje své okolní prostředí.

V literatuře se setkáváme se dvěma přístupy zkoumání okrajového efektu. Při tzv. jednostranném přístupu jsou zkoumány měnící se vlastnosti biotopu od jeho okraje až do středu. Oboustranný přístup zkoumá tyto vlivy a vlastnosti z pohledu obou biotopů, tj. ze středu jednoho biotopu do středu druhého biotopu (Fonseca a Joner, 2007).

Dle Laciny (2010) se studie dělí na dvě skupiny i v pohledu na přínosnost okrajových biotopů. V jedné je považován za pozitivní a přínosnou část ekosystému, ve které se mísí druhy z obou biotopů a je zde vysoká druhová diverzita (Didham, 1997 v Lacina, 2010). V ostatních se ale uvádí, že přilehlé biotopy ovlivňuje negativně a způsobuje například nižší počet druhů v okrajových oblastech (Demaynadier a Hunter, 2003), horší podmínky a nižší šance na přežití (Laurance a kol., 1998), nebo vyšší predaci ptačích hnízd způsobenou zvýšenou koncentrací hnízdních predátorů (Batáry a Báldi, 2004). Na rozdíl od výše zmíněných, Durães a kol. (2005) tvrdí, že okraj je pouze neutrální přechod mezi dvěma biotopy, který neovlivňuje druhy žijící na okrajích těchto biotopů. Stejně tak ani Lahti (2001) nepodporuje teorii okrajového efektu. Zdá se, že nejlépe vztah organismů, včetně ptačích populací, k okrajovým biotopům vystihují Ries a Sisk (2004), kteří uvádějí, že organismus může na okraje reagovat pozitivně (jeho výskyt zde bude zvýšený oproti středovému biotopu), negativně (bude se zde vyskytovat v menší míře, nebo vůbec ne), nebo je jeho reakce neutrální (koncentrace bude téměř stejná v okrajovém i středovém biotopu). Manu a kol. (2007) ve svých pozorováních zaznamenali pozitivní reakci ptáků na okraj a uvádějí, že počet druhů ptáků se výrazně snížil, zvýšila-li se vzdálenost od okraje (Manu a kol., 2007). Tato reakce však nemusí být pro všechny druhy stejná a druhově specifická.

Míru působení okrajového efektu na živočišné druhy ovlivňuje také to, jak moc se fragmenty liší od původní krajiny, ze které vznikly. Čím více se odlišují, tím větší dopad mají na druhy zde žijící (Franklin a kol., 2002). Angelstam (1986) toto potvrzuje a uvádí, že nejlépe pozorovatelné a tudíž i nejvýraznější účinky okrajového efektu jsou v případě ostrého přechodu mezi dvěma plochami (např. les/pole). Tuto hypotézu potvrzují i Batáry a Báldi (2004).

Mnohé studie dokazují, že intenzita okrajového efektu je ovlivňována mikroklimatem (Davies–Colley a kol., 2000; Plesník, 2013), které je v okrajových zónách oproti interiérům

značně odlišné (Davies-Colley a kol., 2000). V okrajových zónách je odlišné množství dopadajícího světla, teplota, vlhkost a rychlost větru. Například na okraji louky, sousedící s lesem bude díky stromům z lesa dopadat méně slunečních paprsků. Takový biotop bude pak chladnější, stinnější, vlhčí a chráněný před větrem. Okraj lesa sousedící s loukou bude naopak sušší, teplejší a prosvětlenější.

Jak již bylo zmíněno, okrajové zóny jsou mnohem více osídleny exotickými druhy rostlin a keřů (Schmidt a Whelan, 1999; Schlaepfer a kol., 2002; Lloyd a Martin, 2005), které mohou snižovat reprodukční úspěšnost stejněstejně jako např. prostředí s monokulturní vegetací (Schmidt a Whelan, 1999; Schlaepfer a kol., 2002; Lloyd a Martin, 2005). V trsech exotických rostlin a keřů byla prokázána mnohem vyšší míra hnízdní predace, způsobená například jejich nižším vzrůstem a absencí trnů. Tím pádem jsou především pro savčí predátory mnohem snadněji přístupné (Schmidt a Whelan, 1999; Lloyd a Martin, 2005).

Okrajový efekt je pozorovatelný nejen v mimoěstských, ale i v urbanizovaných oblastech (Clergeau a kol., 2001). Např. studie na mnoha ptačích druzích prokázaly odlišnou míru predace, či výskyt rozdílných druhů o rozdílných koncentracích v centrech měst a v příměstských oblastech ((Jokimäki a Huhta, 2000; Chace a Walsh, 2004).

Velmi sporným tématem zůstává, do jaké vzdálenosti od fyzického okraje krajinné zóny se okrajový efekt projevuje. Laurence (2000 v Batáry a Báldi, 2004) se domnívá, že okrajový efekt by mohl být pozorovatelný až do vzdálenosti 1,5 km od skutečného fyzického okraje. Batáry a Báldi (2004) však dokládají, že v lesních oblastech je to méně než 150 metrů. Paton (1994) a Batáry a Báldi (2004) dokládají, že okrajový efekt je pozorovatelný mezi 50 ti až 200 metry od okraje. Nejintenzivněji je údajně znatelný do 24 metrů (Batáry a Báldi, 2004). Toto je však s největší pravděpodobností údaj, velmi variabilní, měnící se s konkrétním typem krajiny, rozlohou a pravděpodobně i s klimatickým pásmem.

Jedním z hlavních a nejlepších ukazatelů okrajového efektu na ptačí populaci je okrajový efekt na míru hnízdní predace (Batáry a Báldi, 2004). Ten byl mnohem výraznější v severní Americe a severozápadní Evropě, oproti střední Evropě a Střední Americe (Batáry a Báldi, 2004). Směrem od severu k rovníku se síla vlivu okrajového efektu zvyšuje (Kremsater a Bunnell, 1999; Batáry a Báldi, 2004). Kremsater a Bunnell (1999) přímo uvádějí, že negativní účinky okrajů jsou pravděpodobně mnohem silnější v tropických oblastech, než v mírném pásmu.

Dle Laciny (2010) zobecňovat vlastnosti okrajového efektu není téměř možné, protože jsou velmi silně závislé na konkrétním druhu, typu prostředí, geografické oblasti a v mnoha případech i na konkrétním organizmu.

2.3 Zvýšená hnízdní predace ve fragmentované krajině a v okrajových zónách

Zejména ve fragmentované krajině se zvýšeným podílem okrajových zón patří hnízdní predace mezi hlavní příčiny selhání reprodukce u ptačích populací (Martin, 1995; Batáry a Báldi, 2004). Představuje asi 30% podíl na neúspěchu reprodukce ptáků a je pravděpodobně nejdůležitějším limitujícím faktorem populace pěvců (Martin, 1995). Proto je hnízdní predace velmi důležitým ukazatelem prospívání ptačích populací (Martin, 1995). Predace ptačích hnízd je zároveň i jedním z hlavních ukazatelů a používaných měřítek okrajového efektu.

Hnízdní predace má velký vliv i na ptáky žijící ve městech a v urbanizovaných oblastech (Jokimäki a Huhta, 2000). Hlavními predátory ptačích hnízd ve městech jsou ptáci (Jokimäki a Huhta, 2000). Význam savců v hnízdní predaci je výraznější v méně urbanizovaných oblastech a v lesích (Jokimäki a Huhta, 2000). Jokimäki a Huhta (2000) dále dokázali, že v centrech měst je míra predace ptačích hnízd mnohem vyšší, než v méně urbanizovaných oblastech a na okrajích měst, nebo dokonce i v přilehlých lesích. Je tedy možné, že by ve městech mohl okrajový efekt fungovat inverzně. Naproti tomu Batáry a Báldi (2004) dokládají, že mimo urbanizaci je mnohem vyšší míra predace ptačích hnízd v okrajových zónách.

Báldi a Batáry (2005) ukázali, že hnízdní predace v okrajových zónách je výrazně vyšší v listnatých lesích a mokřadech než na polích a v jehličnatých lesích (Báldi a Batáry, 2005). Typ krajiny tedy může mít na míru hnízdní predace ptačích hnízd výrazný vliv. Zvýšená predace v okrajových zónách je dle Batáry a Báldi (2004) způsobena hojným výskytem nesespecializovaných predátorů. Jiní ale tvrdí, že v okrajích jsou nejčastěji specializovaní a přímo zaměřeni predátoři (Svobodová a kol, 2011). Wilcove (1985) zase uvádí, že zvýšená predace v blízkosti okrajů souvisí s lidským vlivem na krajinu.

Zvýšenou predaci podél okrajů vysvětlují Batáry a Báldi (2004) třemi alternativními hypotézami:

- a) Hypotéza okrajového efektu, která vychází z tvrzení, že zvýšené ztráty hnízd v okrajových zónách jsou výsledkem diskontinuity přirozeného prostředí.
- b) Hypotéza skladby krajiny, jenž tvrdí, že ve více fragmentovaných oblastech jsou ptačí hnízda mnohem více predována.
- c) Hypotéza „člověka rušitele“ se opírá o tvrzení, že zvýšená hnízdní predace v blízkosti antropogenních okrajů souvisí s lidskou činností.

Svobodová a kol. (2011) vysvětlují zvýšenou predaci podél okrajů dvěma hypotézami:

- a) Predátoři přecházejí pře okrajovou zónu ze stanoviště, kde je jejich denzita vyšší do stanoviště, kde se jich nachází méně, čímž jejich denzita v okrajových zónách roste.
- b) Někteří predátoři se na okraje zaměřují, kvůli zdejší vyšší koncentraci potravních zdrojů. A kvůli variabilitě potravních zdrojů z obou sousedících prostředí.

Určit, která z těchto hypotéz je více pravděpodobná, není jednoduché a asi ani možné. Nejčastěji se pravděpodobně jedná o kombinaci všech pěti tvrzení, která se podle typu krajiny, konkrétního predátora a podnebného pásma různě kombinují a doplňují.

3. Cíle práce

Cílem rešeršní části bakalářské práce bylo zjistit, proč může mít fragmentace krajiny negativní vliv na denzitu hnízdních ptáků a jak se může projevovat. Dále popsat, jak mohou ptáci na fragmentovanou krajinu se zvýšeným podílem okrajových zón reagovat. V rámci práce došlo ke srovnání vlivu fragmentace krajiny na ptačí populace v závislosti na podnebném pásu s důrazem na tropické oblasti. Součástí tématu bylo diskutovat šíři výskytu tzv. okrajového efektu v krajině a zjistit, jestli je ho možné v krajině vždy detekovat.

Cílem terénního výzkumu bylo potvrdit či vyvrátit vliv okrajového efektu a okolní krajiny na ptačí populace pomocí pozorování čtyř vybraných druhů ptáků na ruderální lokalitě v okrese Mladá Boleslav.

4. Hypotézy

Na základě vědeckých článků a odborných knih předpokládám následující výsledky vlastního výzkumu:

- 1) Okrajový efekt bude mít na vybrané druhy ptáků vliv a bude pozorovatelný jejich zvýšenou densitou v okrajových zónách.
- 2) Vliv okolní krajiny fragmentu bude pozorovatelný nárůstem density ptáků u tzv. „měkkého okraje“ plochy (tedy na hranici s polem) a poklesem density u tzv. „tvrdého okraje“ plochy (tj. hranicis lesem).

5. Materiál a metodika

5.1 Literární rešerše

Literární rešerše byla sestavena na základě vědeckých článků z vědeckých databází (Science Direct, Scopus, Web of Knowledge, Google Scholar, atp.) a odborných knih. Klíčová slova, podle kterých byly tyto články a knihy vyhledávány: fragmentace krajiny, okrajový efekt, ptačí populace a urbanizace.

5.2 Terénní výzkum

5.2.1 Charakteristika lokality

Terénní výzkum probíhal v červnu 2012 na ruderální ploše, která se nachází půl kilometru jižně od obce Zelená v okrese Mladá Boleslav (50°18'8.467"N, 14°54'49.825"E). Rozloha vybrané lokality činí 322 677 m² a je z východní strany lemována Stružským potokem, za kterým následuje pole. Pole sousedí s lokalitou i ze strany jižní. Ze strany severní, západní a jihozápadní sousedí se smíšeným lesem (viz Obrázek 2).

Jedná se o takzvané ruderální stanoviště, tedy místo lidskou činností pozměněné a zbavené původního vegetačního krytu, na kterém se nepěstuje žádná kulturní plodina (Klimeš, 1986). Většina vegetace studijní lokality je tvořena travinami a bylinami, méně zastoupené jsou keře a řídce se vyskytují i stromy jako např. bříza, lípa, či borovice. Reif a Marhoul (2010) hodnotí podobná stanoviště a opuštěné vojenské prostory (zejména ty s nižším zastoupením dřevinné vegetace) v okolí Milovic, jako ornitologicky velmi zajímavá území.



Obrázek 2: Letecká mapa lokality, na které probíhala pozorování (www.mapy.cz, 2013)

5.2.2 Pozorování 4 ptačích druhů

Samotné pozorování ptačích druhů probíhalo třikrát v období od 9. 6. 2012 do 18. 6. 2012 vždy mezi 7 a 10 hodinou dopoledne, kdy bývají ptáci nejvíce aktivní (Hanzák a kol., 1963). Zaznamenávány byly 4 druhy ptáků: ůuhýk obecný (*Lanius collurio*), strnad luční (*Miliaria calandra*), bramborníček černohlavý (*Saxicola rubicola*) a bramborníček hnědý (*Saxicola rubetra*). Všechny čtyři druhy hnízdí většinou v otevřených biotopech s roztroušenou keřovou a stromovou vegetací (Hanzák a kol., 1963).

K nalezení a determinaci ptáků v terénu byl používán lodní dalekohled Olympus 8X45. Ke zjištění přesné polohy byl používán turistický navigační přístroj Garmin GPSMap 60CSx, který změřil každý bod s maximální odchylkou do 2 metrů.

Plocha byla systematicky pomalu procházena a při pozorování některého z výše zmíněných druhů jsem došla co možná nejpřesněji na místo, kde byl spatřen či slyšen, a zaznamenala jsem konkrétní geografické souřadnice s poznámkou, o který konkrétní druh pěvce se jednalo.

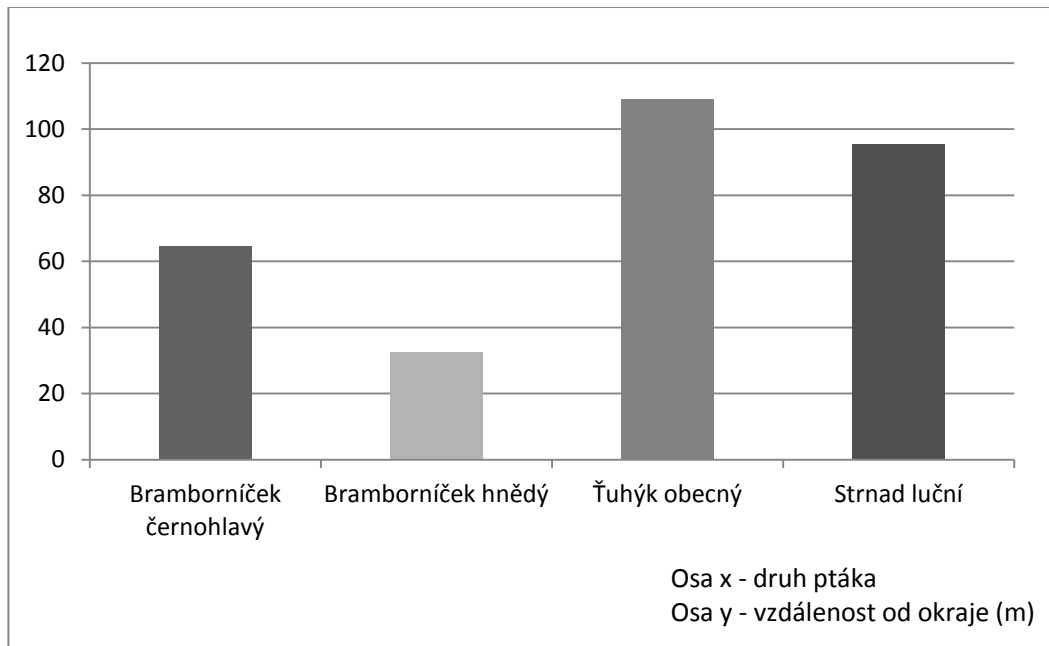
5.2.3 Vyhodnocení naměřených dat

Vyhodnocování získaných dat a geografických souřadnic probíhalo v programu ArcGis. Zde byly vytvořeny i mapky se znázorněním polohy ptáků a změřena vzdálenost každého jedince od okraje. Posléze byla v programu Microsoft Excel spočtena průměrná vzdálenost daného ptačího druhu od okraje plochy (m).

Data byla statisticky analyzována pomocí zobecněných lineárních modelů (GLM) v softwaru R 2.8.1. Za vysvětlovanou kategoriální proměnnou byl zvolen ptačí druh (kódován 1 – 4), za vysvětlující proměnné byly zvoleny vzdálenost jedinců od okraje plochy (m) a typ okraje (1 = okraj sousedící s lesem, 2 = okraj sousedící s loukou) a interakce výše zmíněných proměnných. Číslo kontroly v modelu figurovalo jako náhodný faktor. Při analýze se postupovalo metodou zpětné selekce postupným vylučováním jednotlivých členů s cílem vytvořit minimální adekvátní model ($p < 0.05$).

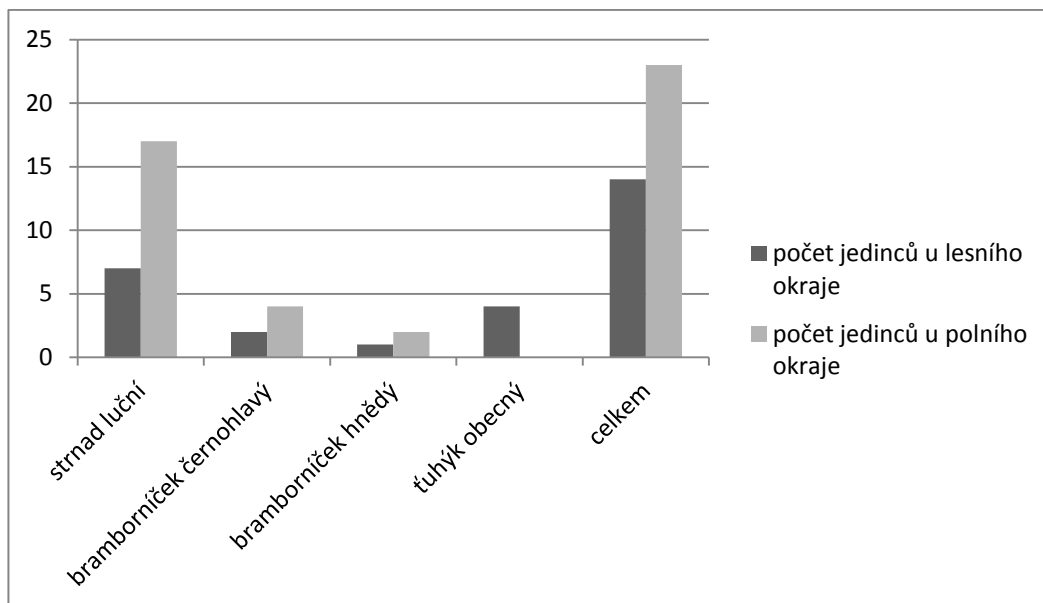
6. Výsledky

Celkem bylo pozorováno a zaznamenáno 37 ex ptáků. Nejčastěji pozorovaným druhem byl strnad luční (24 ex), druhým nejhojnějším druhem byl bramborníček černohlavý (6 ex), následoval ťuhýk obecný (4 ex) a nejméně byl viděn bramborníček hnědý (3 ex). Jejich průměrná vzdálenost od okraje činila 74,07 metrů.



Graf 1: Průměrná vzdálenost každého druhu od okraje (Procházková, 2013)

Výsledek jednotlivých ptačích druhů nebyl podle statistické analýzy odvislý od vzdálenosti od okraje, ale od typu přiléhajícího habitatu. Statistická analýza shledala jako signifikantní pouze typ okraje ($\chi^2 = 5.72$, $P = 0.02$, $Df = 1$) na hladině pravděpodobnosti 0,05.



Graf 2: Znázornění počtu jedinců v blízkosti jednotlivých typů okrajů (Procházková, 2013)

Průměrná vzdálenost od okraje sousedícího s lesem byla 83,03 metrů a průměrná vzdálenost od okrajů sousedících se zemědělsky obdělávanou půdou: 59,74 metrů (viz Tabulka 1). Potvrzuje se tedy předpoklad, že typ okraje hraje podstatnou roli v okrajovém efektu a jeho vlivu na ptačí populace. Pozorované druhy se vyskytovaly mnohem blíže tzv. měkkému okraji, kdežto od tzv. okraje ostrého se držely dále. Příčinou může být větší podobnost pole a ruderálu, než lesa a ruderálu.

Tabulka 1: Přehled průměrných vzdáleností od okraje (Procházková, 2013)

Druh ptáka	Bramborníček černohlavý	Bramborníček hnědý	Strnad luční	Ťuhýk obecný	Celkem
Počet pozorování	6	3	24	4	37
Průměrná vzdálenost od okraje (m)	64,5	27,33	95,46	109	74,073
Medián	50	18	85,5	83	74
Modus			74		0
Počet ptáků ≤ 50 m od okraje	3	2	7	0	12
Počet ptáků 50 - 100 m od okraje	1	1	7	3	12
Počet ptáků 100 - 150 m od okraje	2	0	4	1	7
Počet ptáků ≥ 150 m od okraje	0	0	6	0	6
Průměrná vzdálenost od okraje sousedícího s lesem (m)	82	64	77,11	109	83,03
Průměrná vzdálenost od okraje sousedícího s polem (m)	59,67	9	110,56		59,74

Největší rozdíl mezi nejkratší a nejdelší vzdáleností od okraje vykazuje strnad luční, který byl spatřen 0 m ale i 271 m od okraje. Nejmenší rozdíl mezi nejkratší a nejdelší vzdáleností od okraje připadá na ťuhýka obecného a činí 54 m.

7. Diskuze

Dle dostupné literatury lze usuzovat, že vliv fragmentace krajiny a okrajového efektu na ptačí populace je mnohem silnější a pozorovatelnější v oblastech tropických ve srovnání s oblastmi temperátu (Laurance a kol., 1998; Gascon a kol., 1999; Kremsater a Bunnell, 1999; Laurance a kol., 2002; Báldi a Batáři, 2004; Manu a kol., 2007). Hlavním důvodem může být zvýšená hnízdní predace v oblastech tropů (Wilcove, 1985; Robinson a kol., 1995), která může být zapříčiněna mnohem vyšší rozmanitostí predátorů ptačích hnízd v těchto geografických oblastech (Telleria a Diaz, 1995). V městském prostředí druhová bohatost ptáků stoupá či klesá společně se zeměpisnou šířkou (Clergeau a kol., 2001). Ve městech položených severně bude tedy druhová bohatost mnohem nižší, než ve městech tropických oblastí. Také míra predace ptačích hnízd je v urbanizovaných oblastech odlišná. Jokimäki a Hutha (2000) uvádí, že predace ptačích hnízd je mnohem vyšší v centrech měst ve srovnání s okraji a příměstskými oblastmi.

Mé výsledky nepotvrzují výskyt a vliv okrajového efektu na ptačí populace ($p < 0,05$). K podobným výsledkům dospěli i Durães a kol. (2005), kteří tvrdí, že okraj je pouze neutrální přechod mezi dvěma biotopy, který neovlivňuje druhy žijící na okrajích těchto biotopů. Stejně tak ani Lahti (2001) nepodporuje teorii okrajového efektu. Většina studií tento vliv však dokazuje (Robinson a kol., 1999; Gascon a kol., 1999; Schmidt a Whelan, 1999; Schlaepfer a kol., 2002; Batáři a Báldi, 2004; Lloyd a Martin, 2005; Manu a kol., 2007, Stanková, 2007 a další). Batáři a Báldi (2004) nepozorovali na polích, v tropických ani v jehličnatých lesích okrajové efekty, které byly podle nich výrazné v bažinách a listnatých lesích. Fyziognomie ruderálních biotopů je zřejmě nejvíce podobná poli, což může vysvětlit absenci vlivu okrajového efektu na pozorované ptáky ve vybrané lokalitě. Toto tvrzení lze podpořit průkazným typem okraje v mnou sesbíraných datech.

Analýza prokázala, že se vybrané pěvčí druhy ruderálních biotopů okrajům nevyhýbají. Naproti těmto zjištěním Davis (2004) a Rodewald a Vitz (2005) uvádí, že při jejich pozorování se ptáci žijící na loukách a křovinách okrajům vyhýbali.

Davis (2004) uvádí, že u okrajů sousedících s lesem je okrajový efekt mnohem silnější, než u okrajů sousedících se zemědělskou krajinou. Moje výsledky dokazují, že vybrané druhy ptáků byly mnohem častěji, a průměrně o 23,284 metrů blíže, pozorovány u okraje sousedícího s polem. Okrajům sousedícím s lesem se sledovaní ptáci vyhýbali a příliš se k nim nepřibližovali. Výrazný vliv okolní krajiny na děje ve fragmentu potvrzují také

Angelstam (1986); Franklin a kol. (2002); a Batáry a Báldi (2004). Franklin a kol. (2002) uvádí, že čím více se sousedící typy krajín od sebe odlišují, tím větší dopad mají na druhy zde žijící. Angelstam (1986) toto potvrzuje a uvádí, že nejlépe pozorovatelné a tudíž i nejvýraznější účinky okrajového efektu jsou v případě ostrého přechodu mezi dvěma plochami (tzv. „ostrý okraj“ - např. les/pole). U sousedících ploch, které jsou si více podobné (pole/pole, les/les), mluvíme o tzv. „měkkém okraji“ (Angelstam, 1986; Batáry a Báldi, 2004). Mnou pozorované druhy ptáků se ostrému okraji vyhýbaly a u měkkého byla jejich denzita značně zvýšená. Vliv okolní krajiny měl v tomto případě na pozorované druhy ptáků tedy největší vliv.

Ťuhýci obecní nebyli nikdy pozorováni u kraje plochy sousedícího s polem, ale nejbližší okraj byl vždy „ostrý“, tedy s lesem (viz Graf 2 a Příloha 7). To potvrzuje předpoklad, že různé druhy budou k odlišným okrajům různě citlivé (Lacina, 2010). Toto zjištění může být důsledkem rozdílného mikroklimatu různých typů okrajů (Davies-Colley a kol., 2000).

Důvodem nepotvrzení výchozích hypotéz konečnými výsledky, může být velmi špatná detekovatelnost okrajového efektu a to zejména v temperátních oblastech, málo opakování pozorování a především data získaná pouze z jedné lokality. Dále mohla sehrát roli špatná volba lokality a mé nepřilíš bohaté zkušenosti s pozorováním ptáků.

8. Závěr

Vliv okrajového efektu a fragmentace krajiny na ptačí populace je velmi variabilní a detekovat ho v krajině s naprostou jistotou lze jen zřídka (Svobodová a kol., 2011, Lacina, 2010). A to především v mírném pásmu, kde se vyskytuje široká škála predátorů ptačích hnízd, kteří mají na ptačí populace velmi silně redukční vliv, než například u studií ze Skandinávie (Angelstam, 1986). V oblastech tropického pásma je dle literatury mnohem intenzivnější a tudíž i snadněji detekovatelný (Gascon a kol., 1999; Laurance a kol., 2002, Batáry a Báldi, 2004). Tato práce potvrzuje fakt, že na ptačí populace má vliv typ okraje a tedy rozdílnost sousedících habitatů (Angelstam, 1986; Franklin a kol., 2002; Batáry a Báldi, 2004).

Sesbíraná data potvrdila pouze hypotézu č. 2. - každý z pozorovaných druhů byl k okraji jinak citlivý. Nejvíce se vymykali ťuhýci obecní, kteří preferovali opačný druh okraje ve srovnání s ostatními třemi pozorovanými druhy. Pozorované druhy ptáků nebyly ovlivněny okrajovým efektem, ale pouze typem okraje.

Hlubší studium a poznání okrajových zón a dějů v nich probíhajících by nám mohlo pomoci lépe pochopit děje, ke kterým ve fragmentované krajině dochází. Vlastnosti okraje poskytují zásadní informace pro pochopení samotné fragmentace (Hargis, 1998).

Většina studií na dané téma potvrzuje vliv okrajového efektu na ptačí populace. Zda je čistě a pouze negativní nebo může být částečně i pozitivní, by mělo být předmětem dalších zkoumání. Tato práce by měla stimulovat další kritický výzkum v této oblasti.

9. Reference

- Anděl P, Gorčicová I, Hlaváč V, Miko L, Andělová H. 2005.** Hodnocení fragmentace krajiny dopravou. Metodická příručka. EVERNIA s.r.o.
- Angelstam P. 1986.** Predation on ground-nesting birds' nests in relation to predator densities and habitat edge. *Oikos*, 47:365–373.
- Báldi A, Batáry P. 2005.** Nest predation in European reedbeds: different losses in edges but similar losses in interiors. *Folia Zool.*, 54 (3): 285–292.
- Batáry P, Báldi A. 2004.** Evidence of an Edge Effect on Avian Nest Success. *Conservation Biology*, 18 (2): 389–400.
- Bayne EM, Hobson KA. 1997.** Comparing the Effects of Landscape Fragmentation by Forestry and Agriculture on Predation of Artificial Nests. *Conservation Biology*, 11 (6): 1418–1429.
- Boal, CW, Mannan RW. 1999.** Comparative breeding ecology of Cooper's hawks in urban and exurban areas of southeastern Arizona. *J. Wildl. Manage.* 63, 77–84.
- Clergeau P, Jokimäki J, Savard JPL. 2001.** Are urban bird communities influenced by the bird diversity of adjacent landscapes? *Journal of Applied Ecology*. 38, 1122–1134.
- Davies-Colley RJ, Payne GW, van Elswijk M. 2000.** Microclimate gradients across a forest edge. *New Zealand Journal of Ecology*, 24 (2): 111–121.
- Davis SK. 2004.** Area sensitivity in grassland passerines: Effects of patch size, patch shape, and vegetation structure on bird abundance and occurrence in southern Saskatchewan. *The Auk*, 121 (4): 1130–1145.
- Demaynadier PG, Hunter jr. ML. 2003.** Effects of Silvicultural Edges on the Distribution and Abundance of Amphibians in Maine. *Conservation Biology*, 12 (2): 340 – 352.
- Devictor V, Julliard R, Couvet D, Lee A, Jiguet F. 2007.** Functional Homogenization Effect of Urbanization on Bird Communities. *Conservation Biology*, 21 (3): 741–751.
- Donovan TM, Lamberson RH. 2001.** Areasensitive distributions counteract negative effects of habitat fragmentation on breeding birds. *Ecology*, 82: 1170–79.
- Durães R, Martins WP, Vaz-de-Mellos FZ. 2005.** Dung beetle (Coleoptera: Scarabaeidae) assemblages across a natural forest-cerrado ecotone in Minas Gerais, Brazil. *Neotropical Entomology*, 34 (5).
- Erz, W. 1966.** Ecological principles in the urbanization of birds. *Ostrich*, 6, 357–363.

- Ewers RM, Didham RK. 2006.** The Effect of Fragment Shape and Species' Sensitivity to Habitat Edges on Animal Population Size. *Conservation Biology*, 21 (4): 926–936.
- Fahrig L. 2003.** Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 34:487–515.
- Fonseca CR, Joner F. 2007:** Two-Sided Edge Effect Studies and the Restoration of Endangered Ecosystems. *Restoration Ecology*, 15 (4): 613-619.
- Franklin AB, Noon BR, George TL. 2002.** What is habitat fragmentation? *Studies in Avian Biology*, 25:20-29.
- Gascon, C, Lovejoy TE, Bierregaard RO, Malcolm JR, Stouffer PC, Vasconcelos HL, Laurance WF, Zimmerman B, Tocher M, Borges S. 1999.** Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biol. Conserv.*, 91: 223–229.
- Gavareski CA. 1976.** Relation of park size and vegetation to urban bird populations in Seattle, Washington. *Condor*, 78, 375–382.
- Gilpin M, Hanski I. 1991.** *Metapopulation Dynamics: Empirical and Theoretical Investigations.* The Linnean Society of London. ISBN 0 12 284120 4.
- Haggard WH. 1990.** Urban Weather. *International Journal of Environmental Studies*, 36: 73–82.
- Hanski IK, Fenske TJ, Niemi GJ. 1996.** Lack of Edge Effect in Nesting Success of Breeding Birds in Managed Forest Landscapes, *The Auk*, 113 (3): 578-585.
- Hargis CD, Bissonette JA, David JL. 1998.** The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. *Landscape Ecology*, 13: 167–186.
- Hanzák J, Bouchner M, Hudec K. 1963.** *Světlem zvířat: II. díl, 2. část – PTÁCI.* Praha. Albatros. 413s.
- Hobson KA, Bayne E. 2000.** Effects of forest fragmentation by agriculture on avian communities in the southern boreal mixed woods of western Canada. *Wilson Bulletin*, 112: 373–387.
- Chace JF, Walsh JJ. 2004.** *Urban effects on native avifauna: a review.* Elsevier, 0169-2046.
- Jansson C, Ekman J, Von Bromssen A. 1981.** Winter mortality and food supply in tits *Parus spp.* *Oikos*, 37: 313–322.
- Jokimäki J, Huhta E. 2000.** Artificial Nest Predation and Abundance of Birds along an Urban Gradient. *The Cooper Ornithological Society. The Condor*, 102 (4): 838-847.

- Kremsater L, Bunnell FL. 1999.** Edge effects: theory, evidence and implications to management of western North American forests. In *Forest Fragmentation: Wildlife and Management Implications*, 301: 117–53.
- Lacina A. 2010.** Okrajový efekt jako fenomén určující skladbu malakofauny otevřených vápnatých slatinišť na kontaktu s lesními stanovišti. Diplomová práce. Masarykova univerzita, Přírodovědecká fakulta.
- Lahti DC. 2001.** The “edge effect on nest predation” hypothesis after twenty years. *Biological Conservation*, 99: 365–374.
- Laurance WF, Ferreira LV, Rankin de Merona JM, Laurance SG. 1998.** Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology*, 79: 2032-2040.
- Laurance WF, Lovejoy TE, Vasconcelos HL, Bruna EM, Didham RK, Stouffer PC, Gascon C, Bierregaard RO, Laurance SG, Sampaio E. 2002.** Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology*, 16:605–18
- Leopold A. 1933.** Game management. Charles Scribner’s Sons, New York. ISBN 0-299-1077 4-4.
- Lloyd KM, McQueen AAM, Lee BJ, Wilson RCB, Walker S, Wilson JB. 2000.** Evidence on ecotone concepts from switch, environmental and anthropogenic ecotones. *Journal of Vegetation Science*, 11 (6): 903-910.
- Lloyd JD, Martin TE. 2005.** Reproductive Success of Chestnut-Collared Longspurs in Native and Exotic Grassland. *The Condor*, 107:363–374.
- Manu S, Peach W, Cresswell W. 2007.** The effects of edge, fragment size and degree of isolation on avian species richness in highly fragmented forest in West Africa. 149: 287-297.
- Martin TE. 1995.** Avian life history evolution in relation to nest sites, nest predation, and food. *Ecological Monographs*, 65: 101–127.
- Matlack GR. 1994.** Vegetation dynamics of the forest edge—trends in space and successional time. *Journal of Ecology*, 82: 113-123.
- McKinney ML. 2006.** Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, 127 (3): 247–260.
- Paton PWC. 1994.** The Effect of Edge on Avian Nest Success: How Strong Is the Evidence? *Conservation Biology*, 8 (1): 11-26.
- Plesník J. 2013.** Příroda jako proudící mozaika. Co přinesly novější poznatky ekosystémové ekologie. [online]. 4/3013. Dostupné z: <http://www.casopis.ochranaprirody.cz/clanky/priroda-jako-proudici-mozaika.html> (1.4. 2013)

- Reif J. 2007.** Faktory ovlivňující druhové bohatství lokálních ptačích společenstev v České republice: analýza dat Jednotného programu sčítání ptáků. *Sylvia*, 43: 31–43.
- Ries L, Sisk TD. 2004.** A Predictive Model of Edge Effects. *Ecology*, 85: 2917–2926.
- Robinson SK, Thompson FR, Donovan TM, Whitehead DR, Faaborg J. 1995.** Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. *Science*, 267:1987–90.
- Rodewald AD, Vitz AC. 2005.** Edge – and Area – Sensitivity of Shrubland Birds. *Journal of Wildlife Management*, 69 (2): 681–588.
- Rosenzweig ML. 1995.** Species Diversity in Space and Time. Cambridge University Press, Cambridge. [online] ISBN: 0521 49618 7. Dostupné z: http://www.google.cz/books?hl=cs&lr=&id=hdc22GmeX9cC&oi=fnd&pg=PP1&dq=Rosenzweig+1995+Species+Diversity+in+space+and+time&ots=UpWqs8_MJ5&sig=WTzYNGhXDmiSYdCIM0lu4HLGP4g&redir_esc=y#v=onepage&q=Rosenzweig%201995%20Species%20Diversity%20in%20space%20and%20time&f=false. (20.3. 2013).
- Seiler A, Folkson L. 2006.** Habitat fragmentation due to transportation infrastructure. VTI rapport 530A.
- Schlaepfer MA, Runge MC, Sherman PW. 2002.** Ecological and evolutionary traps. *TRENDS in Ecology & Evolution*, 17 (10).
- Schmidt KA, Whelan CJ. 1999.** Effects of Exotic *Lonicera* and *Rhamnus* on Songbird Nest Predation *Conservation Biology*, 13 (6): 1502–1506.
- Schmiegelow FKA, Machtans CS, Hannon SJ. 1997.** Are boreal birds resistant to forest fragmentation: an experimental study of short-term community responses. *Ecology*, 78: 1914–1932.
- Soh MCK, Sodhi NS, Seoh RKH, Brook BW. 2002.** Nest site selection of the house crow (*Corvus splendens*) an urban invasive bird species in Singapore and implications for its management. *Landscape Urban Planning*, 59: 217–226.
- Sojková J. 2009.** Fragmentace lesní krajiny jako důležitý faktor ovlivňující diverzitu společenstev nočních motýlů na příkladu CHO Český kras. Bakalářská práce. Univerzita Palackého v Olomouci. Přírodovědecká fakulta. Katedra geologie.
- Stanková E. 2007.** Možnosti využitia vybraných aspektov fragmentácie biotopov v projektovaní a manažmente chránených území. *ACTA ENVIRONMENTALICA UNIVERSITATIS COMENIANAE*, 15 (2): 103–114.
- Stoleson SH, Finch DM. 2001.** Breeding Bird Use of and Nesting Success in Exotic Russian Olive in New Mexico. *The Wilson Bulletin*, 113 (4): 452-455.

- Storch D. 1995.** Okrajový efekt. [online] Vesmír 74, 597, 1995/10, <http://www.vesmir.cz/clanek/okrajovy-efekt> (2.2 2013).
- Svobodová J, Koubová M, Mrštný L, Albrecht T, Kreisinger J. 2011.** Temporal variation in nest predation risk along habitat edges between grassland and secondary forest in Central Europe. *European Journal of Wildlife Research*, 58: 315-323.
- Šálek M. 2005.** Ekologie ptačích populací ve fragmentované krajině: vliv mozaiky prostředí a predace. Habilitační práce. Praha, ČZU v Praze.
- Telleria JL, Diaz M. 1995.** Avian Nest Predation in a Large Natural Gap of the Amazonian Rain-forest. *Journal of Field Ornithology*, 66 (3): 343-351.
- Válová E. 2012.** Vliv městské zástavby na avifaunu. Vysoká škola báňská – Technická univerzita Ostrava, HGF, Institut environmentálního inženýrství.
- Walker S, Wilson JB, Steel JB, Rapson GL, Smith B, King WMcG, Cottam YH. 2003.** Properties of ecotones: Evidence from five ecotones objectively determined from a coastal vegetation gradient. *Journal of Vegetation. Science*, 14: 579-590.
- Wilcove DS. 1985.** Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. *Ecology*, 66:1211–1214.
- Wilcox BA. 1980.** Insular ecology and conservation. *Conservation Biology: an Evolutionary-Ecological Perspective*. Sinauer Associates, 95–117.
- Wilcox BA, Murphy DD. 1985.** Conservation strategy: the effect of fragmentation on extinction. *Am. Nat.*, 125: 879–887.
- Woodroffe R, Ginsberg JR. 1998:** Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. *Science*, 280: 2126-2128.
- Zanette L. 2001.** Indicators of habitat quality and the reproductive output of a forest songbird in small and large fragments. *Journal of avian biology*, 32: 38-46.
- Zanette L, Doyle P, Trémont SM. 2000.** Foot shortage in small fragments: Evidence from an area-sensitive passerine. *Ecology*, 81 (6): 1654-166.

Přílohy

Příloha 1: 1. den pozorování (Procházková, 2013)

Druh ptáka	GPS	Vzdálenost od okraje (m)
Strnad luční	50°17'58.2"N, 14°54'38.5"E	104
Strnad luční	50°18'02.3"N, 14°54'47.4"E	159
Bramborníček černohlavý	50°18'02.0"N, 14°54'49.5"E	127
Strnad luční	50°18'02.0"N, 14°54'53.0"E	93
Strnad luční	50°18'03.8"N, 14°54'51.4"E	175
Strnad luční	50°17'58.0"N, 14°54'56.5"E	30
Strnad luční	50°17'55.8"N, 14°54'56.8"E	0
Strnad luční	50°18'02.1"N, 14°54'59.4"E	8
Strnad luční	50°18'03.6"N, 14°54'51.4"E	51
Strnad luční	50°18'01.1"N, 14°54'59.2"E	3
Strnad luční	50°18'08.6"N, 14°54'53.8"E	208
Bramborníček černohlavý	50°18'07.0"N, 14°55'00.4"E	0
Bramborníček hnědý	50°18'07.1"N, 14°55'00.6"E	18
Bramborníček černohlavý	50°18'12.6"N, 14°54'45.9"E	116
Bramborníček hnědý	50°18'12.6"N, 14°54'45.6"E	64
Strnad luční	50°18'04.7"N, 14°54'43.6"E	74
Strnad luční	50°17'58.3"N, 14°54'53.3"E	81
Bramborníček černohlavý	50°17'57.8"N, 14°54'52.3"E	52

Příloha 2: 2. den pozorování (Procházková, 2013)

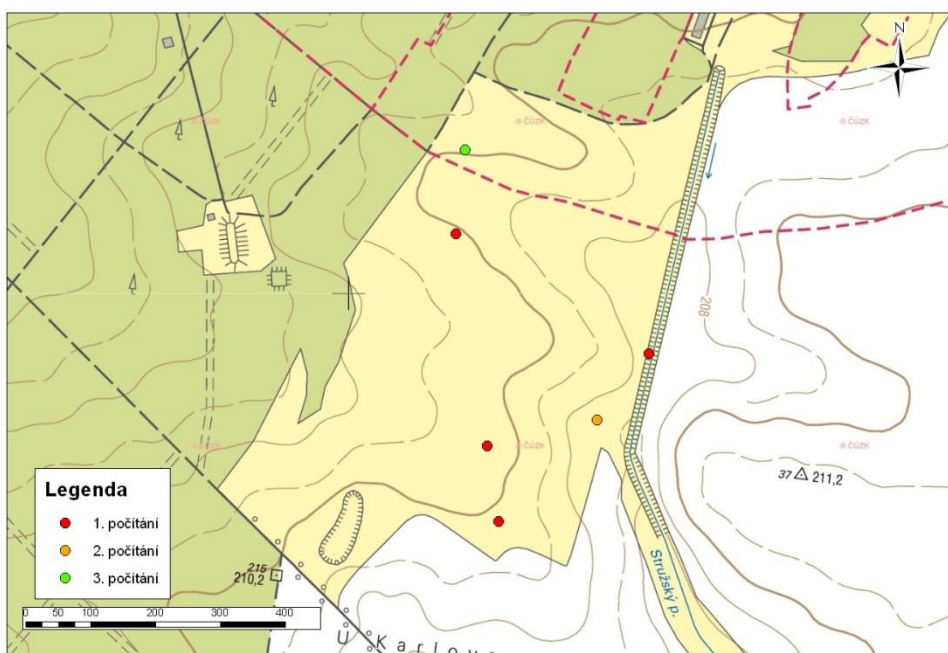
Druh ptáka	GPS	Vzdálenost od okraje (m)
Ťuhák obecný	50°17'55.6"N, 14°54'35.9"E	51
Strnad luční	50°18'01.9"N, 14°54'42.6"E	7
Strnad luční	50°18'03.1"N, 14°54'48.8"E	271
Strnad luční	50°18'01.0"N, 14°54'49.3"E	190
Bramborníček hnědý	50°18'01.9"N, 14°54'59.2"E	0
Strnad luční	50°18'04.0"N, 14°54'58.0"E	58
Strnad luční	50°18'04.0"N, 14°54'58.2"E	48
Bramborníček černohlavý	50°18'04.2"N, 14°54'59.1"E	44
Ťuhák obecný	50°18'13.6"N, 14°54'53.8"E	90
Strnad luční	50°18'14.4"N, 14°54'49.8"E	106

Příloha 3: 3. den pozorování (Procházková, 2013)

Druh ptáka	GPS	Vzdálenost od okraje (m)
Strnad luční	50°18'02.0"N, 14°54'49.2"E	191
Strnad luční	50°17'59.6"N, 14°54'53.5"E	121
Strnad luční	50°17'59.7"N, 14°54'57.1"E	23
Strnad luční	50°18'07.6"N, 14°54'59.1"E	74
Ťuhák obecný	50°18'14.1"N, 14°54'55.0"E	76
Strnad luční	50°18'14.7"N, 14°54'50.4"E	90
Bramborníček černohlavý	50°18'13.3"N, 14°54'45.3"E	48
Ťuhák obecný	50°18'06.2"N, 14°54'47.8"E	105
Strnad luční	50°18'03.6"N, 14°54'47.1"E	126

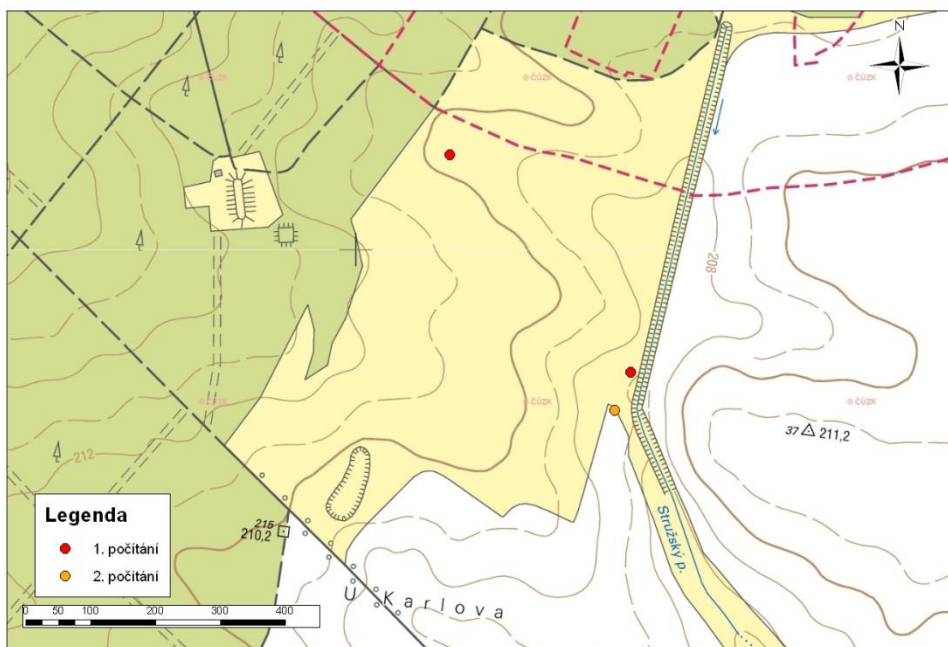
Příloha 4: Znázornění pozorování bramborníčka černohlavého na mapě lokality (Procházková, 2013)

Bramborníček černohlavý



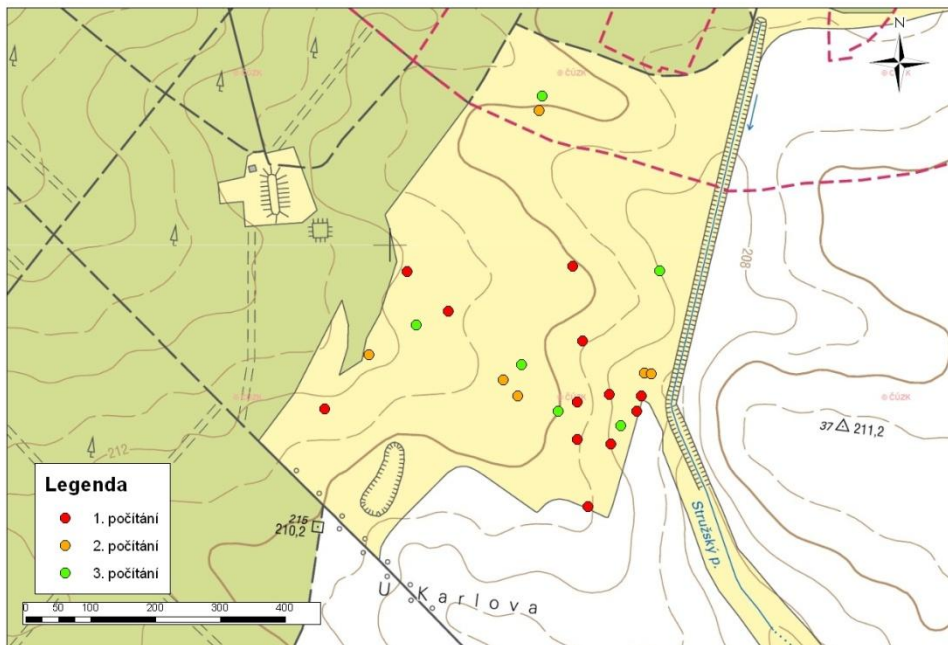
Příloha č. 5: Znázornění pozorování bramborníčka hnědého na mapě lokality (Procházková, 2013)

Bramborníček hnědý



Příloha č. 6: Znárodnění pozorování strnada lučního na mapě lokality (Procházková, 2013)

Strnad Luční



Příloha č. 7: Znárodnění pozorování ťuhýka obecného na mapě lokality (Procházková, 2013)

Ťuhýk obecný

