

Česká zemědělská univerzita v Praze
Fakulta životního prostředí
Katedra ekologie a životního prostředí



**Výskyt ptačích a savčích predátorů ve fragmentech ruderálních
biotopů suburbánní krajiny**

Diplomová práce

Bc. Šárka Hromasová

Obor: Aplikovaná ekologie

Vedoucí práce: Doc. Mgr. Miroslav Šálek, Dr.

Konzultantka: Ing. Jana Svobodová, Ph.D.

Praha 2008

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma **Výskyt ptačích a savčích predátorů ve fragmentech ruderálních biotopů suburbánní krajiny** vypracovala samostatně s použitím uvedené literatury a pokynů vedoucího.

V Praze dne 01. 6. 2008

Podpis autora práce:

Ráda bych na tomto místě poděkovala všem, kteří mi pomohli při vypracování této práce a s terénním výzkumem, zejména vedoucímu diplomové práce, Doc. Mgr. Miroslavu Šálkovi, Dr. a konzultantce Ing. Janě Svobodové, Ph.D., za odborné vedení, poskytnutí materiálů, připomínky, rady a za čas, který mi věnovali.

Velký dík patří rodičům a přátelům za veškerou podporu a trpělivost, kterou mi poskytovali během studia.

Abstrakt

Projekt se uskutečnil v okolí Prahy na celkové ploše cca 50 km². Pomocí mapového softwaru Janitor bylo vybráno 63 fragmentů o velikosti 1 – 67 ha. Plošky byly od sebe vzdáleny minimálně 500 m. Vybrané fragmenty byly na základě mediánu rozlohy rozděleny do dvou velikostních kategorií (malé, velké). Do každé plochy byla umístěna vždy dvě hnízda se dvěma slepičími vejci (celkem 120 hnízd). Hnízda byla kladena v průběhu května do fragmentů po dvojicích; jedno do středu a druhé na okraj plošky.

Cílem projektu bylo porovnat míru predace v závislosti na velikosti vybraných ploch a složení společenstva predátorů a dále identifikovat hlavní predátory pokusných hnízd. Nulová hypotéza předpokládá, že míra predace bude ve všech typech prostředí stejná. Alternativní hypotézou je, že míra predace bude vyšší na malých plochách s homogenním okolím. V malých plochách by kořist měla být snáze naležitelná a homogenní okolí by mělo motivovat predátory k častějším návštěvám.

Nejčastějšími (identifikovanými) predátory umělých hnízd byli ptačí predátoři, hlavně straky a sojky (57 %). Savčí predátoři byli zjištěni v menší míře (23,3 %). Hypotéza ovlivnění intenzity predace velikostí fragmentu a diverzitou okolí nebyla podpořena. Při vyhodnocení dat neměla velikost fragmentu ani diverzita okolního prostředí průkazný vliv na predaci umělých hnízd. Tyto výsledky jsou v souladu se zahraničními studiemi. Dále nebyla podpořena ani hypotéza okrajového efektu. Predace pokusných hnízd byla v obou částech fragmentu podobná, uvnitř plošky dokonce o málo vyšší než při okraji. Možné příčiny absence průkazných rozdílů jsou diskutovány. Mohou spočívat v celkově vyšší hustotě predátorů ve sledované oblasti, ve zvolené metodice umístování umělých hnízd (viditelnosti hnízda) a/nebo příliš jemné škále, na níž byl celý pokus realizován.

Abstrakt

Study survey on the presence of avian and mammalian predators and the predation risk of artificial bird nests in sixty ruderal fragments of various size was carried out in suburban Praha (50 km²). The fragments, selected using the map software Janitor, were divided into two size categories (small, large). Each fragment was baited with two artificial nests, each nests contained two chicken eggs. The nests were laid in pairs into fragments during May; one nest was placed in the centre while the second nest was situated at the periphery.

The aim of this project was to compare the predation rate in dependence on fragment size and structure of predator community and to identify the main predators preying upon experimental nests. We supposed no differences in predation rates between small and large fragments and between fragment centres and margins (null hypothesis). Alternatively, predation is higher in small fragments with homogenous surroundings. The explanation consist in that the nests are located by a predator easily in small fragments while homogenous surroundings should motivate the predators to frequent visits.

The most common nest predators were birds, particularly magpies and jays (57%). Mammalian predators were of lower importance (23,3% of predated nests). The hypothesis that the rate of nest predation depends on patch size and heterogeneity of its surroundings was not supported. There was no significant effect of these attributes consistently with other similar studies. There was no support for edge efect, as well. The rate of predation at the fragment edge was similar to that in the interior or it was even slightly higher in patch centres. Possible causes of our results are discussed. They may consist in generally higher density of nest predators in our study area, experimental design (visibility of artificial nests) and/or scale of the conducted experiment that may be too fine for such comparisons.

Obsah

1 ÚVOD	1
2 REŠERŠE	2
2.1 Fragmentace krajiny	2
2.2 Urbanizace a intenzita predace	3
2.3 Ekotonální efekt a intenzita predace, ekologická past.....	5
2.4 Vliv velikosti plochy na intenzitu predace	7
2.5 Rozdělení predátorů dle preference biotopu	9
2.6 Metoda umělých hnízd a identifikace predátora.....	10
3 CÍLE DIPLOMOVÉ PRÁCE	12
4 MATERIÁL A METODIKA	13
4.1 Výběr stanoviště	13
4.1 Příprava umělých vajec.....	13
4.2 Konstrukce hnízda	13
4.2 Sběr vajec a identifikace predátora	14
4.3 Monitoring predátorů	14
4.4 Statistické zpracování	14
5 VÝSLEDKY	16
5.1 Společenstvo predátorů.....	16
5.2 Predace umělých hnízd	17
5.3 Predace v závislosti na velikosti fragmentů a diverzitě okolí.....	20
5.4 Výskyt predátorů v závislosti na velikosti fragmentů a diverzitě okolí	20
5.5 Výskyt ptačích predátorů a intenzita predace	21
6 DISKUSE	22
6.1 Společenstvo predátorů v suburbánní zóně Prahy	22
6.2 Velikost ploch a diverzita okolního prostředí.....	23
7 ZÁVĚR	25
8 SEZNAM LITERATURY	26
9 SEZNAM PŘÍLOH	35

1 Úvod

Rozvojem urbánních oblastí došlo k hlubokému zasažení do přirozených ekosystémů a přeměně zemědělských a lesních ploch na suburbánní a urbánní prostředí. Výsledkem těchto změn ve využití krajiny je mozaika různých krajinných typů od plně zastavěných urbánních center až po přirozené a polopřirozené krajinné celky (McDonnell et al. 1993, Reale & Blair 2005). Studie ukazují, že s vyšší úrovní urbanizace se snižuje celková a přirozená druhová bohatost, přičemž urbánní prostředí favorizují druhy, jež využívají malých nesouvislých vegetačních ploch.

Změny v krajině způsobené zemědělstvím či urbanizací mohou vyvolat změny i ve složení společenstev predátorů, a tedy i změnu predatorního tlaku, který může ovlivnit celou strukturu ptačího společenstva (Jokimäki & Huhta 2000, Reale & Blair 2005). V současné době se často diskutuje vliv fragmentace biotopů na početnost a dynamiku ptačích populací (Angelstam 1986, Andrén 1992, Bayne a Hobson 1997). Procesy probíhající v biotopových okrajích (místech styku dvou sousedních biotopů) jsou často odlišné od těch, které probíhají ve vnitřních biotopech.

Okrajové plošky, přechodové zóny či ekotony jsou spojeny s vyšší diverzitou rostlin a živočichů, tradičně nazývanou ekotonální efekt (Odum 1977). V současné době se pod pojmem ekotonální efekt rozumí i jevy, které s ním úzce souvisí, např. zvýšený predatorní tlak, funkce okraje biotopu jako cestovního koridoru a ekologické pasti. Vztah mezi predátorem a kořistí může být častěji uplatňován v okrajových biotopech, protože vyšší diverzita rostlin a živočichů nabízí více zdrojů potravy pro predátory i jejich kořist. Ti pak mohou ekotony přednostně vyhledávat při lovu, kde často dochází např. ke zvýšené hnízdní predaci a ta může být příčinou úbytku početnosti mnoha ptačích populací (Paton 1994, Robinson et al. 1995, Lahti 2001). Tím, jak se zvyšuje predatorní tlak v okrajové části biotopu, se ekoton může změnit v ekologickou past. Ekologickou pastí se rozumí prostředí, které je druhem preferováno a zároveň se v něm projevuje zvýšená predace (Schlaepfer et al. 2002).

V úvodní části diplomové práce jsem shrnula nejvýznamnější poznatky, které byly o predaci ptáků a jejich hnízd dosud publikovány. Předpokládám, že tato úvodní rešerše najde uplatnění při realizaci dalších experimentů, jež rozšíří naše poznání fenoménu predatorního tlaku v suburbánních zónách, který nebyl ve střední Evropě dosud zkoumán. Na rešerši dále navazují výsledky vlastního terénního experimentu a jejich diskuse.

2 Rešerše

2.1 Fragmentace krajiny

Díky přírodním vlivům i činnosti člověka dochází k rozrůznění ploch a vzniku koridorů, tedy ke fragmentaci krajiny. Fragmentace krajiny je proces, který významně ovlivňuje charakter krajiny a podmínky pro existenci organismů. Vede sice ke zvyšování krajinné heterogenity, ale současně může ohrožovat existenci některých druhů (Begon et al. 1997, Burkey & Reed 2006). Dle Begona et al. (1997) patří fragmentace mezi největší hrozby pro biodiverzitu, která pramení z lidské činnosti. Je faktorem, který zvyšuje nebezpečí vyhynutí populací postižených rozčleněním původních velkých celků a jejich vzájemnou prostorovou izolací. Populace se skládají z řady subpopulací (místních populací), v nichž se jedinci sice ve větší míře párují se členy téže subpopulace, avšak je zachován tok genů mezi jednotlivými subpopulacemi (Gilpin 1987, Begon et al. 1997).

Krajinná heterogenita ovlivňuje druhovou bohatost nepřímo prostřednictvím počtu stanovišť dostupných na určité ploše. Má zásadní pozitivní vliv na druhovou rozmanitost bioty, která je vysoká v heterogenních krajinách se zastoupením více různých typů krajinných složek (elementů). Vysoký stupeň různorodosti v krajině může být přitom způsoben buď rozmanitostí abiotického prostředí anebo narušením, disturbancí, ať už způsobenou rušivými přírodními procesy, nebo lidskou činností (Lipský 2000).

V krajinné struktuře můžeme obvykle rozlišit velké plochy, na jejichž vnitřní prostředí je vázán omezený počet specializovaných druhů (druhy vnitřního prostředí, v podmínkách střední Evropy zejména druhy lesů a mokřadů (Primack et al. 2001) a menší plošky, přechodové zóny a různě široká rozhraní, která vytvářejí rozrůzněné prostředí s množstvím druhů, jež odpovídají pestrosti zastoupených ekosystémů (složek krajiny). Jsou mezi nimi jak druhy charakteristické pro typ jednotlivé složky (druhy lesní, polní, luční aj.), tak druhy okrajového prostředí (ekotonální druhy či druhy okrajů), které vyžadují ke své existenci dva či více krajinných prvků. S růstem heterogenity se tak zvyšuje potenciální druhová koexistence, ale současně klesá počet vysoce specializovaných druhů vnitřního prostředí (Mimra 1995ex Lipský 1998).

Mezi hlavní důvod fragmentace lokalit patří kromě zemědělství i urbanizace (Dufek et al. 2003). Fragmentace patří mezi největší hrozby pro biodiverzitu, která pramení z lidské činnosti (Gilpin 1986). Příčinou je stále se zvyšující tlak společnosti na využívání krajiny, který

způsobuje neustálý vznik nově utvářených rozhraní a okrajů různě využívaných krajinných segmentů (Běťák & Halas 2007).

Negativní vlivy fragmentace krajiny jsou zapříčiněny izolací populací v důsledku výstavby silnic, železnic, kanálů, elektrického vedení, plotů, ropovodů, protipožárních koridorů nebo jiných překážek bránících volnému pohybu živočichů (Primack et al. 2001). Dalším negativním vlivem fragmentace je změna druhového složení či hustota populací predátorů (Chalfoun et al. 2002). Fragmentovaná krajina bývá osídlována predátory generalisty, kteří na rozdíl od biotopových specialistů pronikají mnoha typy prostředí (Andrén 1992) a v některých typech prostředí tak může docházet k zvýšenému predančnímu tlaku.

Fragmentace způsobená člověkem je v evoluční historii druhů nesmírně rychlý proces a organismy tak nestačí na tyto změny dostatečně rychle reagovat a vytvořit účinné adaptace (Vergara et Simonetti 2003).

Extrémní formy fragmentace, které způsobují minimální zastoupení až eliminaci vnitřního prostředí ekologicky relativně stabilnějších ekosystémů anebo vedou k izolaci ekologicky hodnotných biotopů v nehostinné krajinné matici (*matrix*), jsou často i přes zvyšování krajinné heterogenity zároveň příčinou snižování biodiverzity (Sklenička 2003).

Porozumění vlivům fragmentace krajiny na populace obratlovců je základem pro jejich ochranu a obnovení strategických míst pro původní druhy (Skagen et al. 2005).

2.2 Urbanizace a intenzita predace

Přirozené lokality jsou často fragmentované a izolované předměstským sídelním vývojem (Thorington & Bowman 2003). Jak se lidské osídlení rozšiřuje od městských center do příměstského a mimo městské okolí, narůstají problémy koexistence volně žijících druhů a lidské populace (Saalfeld & Ditchkoff 2007). Urbanizace ovlivňuje strukturu společenstev a v dnešní rychle se měnící krajině je pochopení těchto dopadů nezbytné (Prange & Gehrt 2004).

Společenstvo predátorů se pravděpodobně mění v gradientu od zemědělské krajiny po městská centra, takže hnízdní predace se zřejmě bude také měnit přes tento gradient. Ačkoli se předpokládá, že predace klesá se stoupající urbanizací, relativně málo je známo o změně predančního tlaku uvnitř vrstev podél městského gradientu. Také je málo známo o tom, jak faktory, které dokáží ovlivnit hnízdní úspěch, jako je třeba umístění hnízda, působí společně např. s hustotou lidského osídlení (Thorington & Bowman 2003).

S rostoucí urbanizací dochází ke změnám ve složení predátorů, kteří mohou způsobit změnu predačního tlaku. Ten pak může ovlivnit celou strukturu ptačího společenstva (Reale & Blair 2005). Predace je hlavní příčinou hnízdního neúspěchu u většiny ptačích druhů (Ricklefs 1969).

U druhů obývajících otevřenou krajinu zaznamenali Reif et al. (2006) v České republice v období 1982 – 2005 nejvyšší úbytky početnosti spolu s druhy obývajících lidská sídla a druhy hnízdící v otevřených hnízdech. Tento pokles vysvětlují pokračující intenzifikací zemědělství, jejíž negativní dopad na početnost polních ptáků byl popsán v mnoha evropských zemích (Donald et al. 2006). Podle Gustafsona (2005) má destrukce ptačích hnízd a mláďat predátory významný vliv na hnízdní úspěšnost a velikost populací.

Mnoho studií prováděných především na severní polokouli spojují vysokou míru predace s fragmentací krajiny a okrajovým efektem. Podle Andréna (1995) hustota predátorů v zemědělské krajině výrazně vzrůstá s fragmentací biotopu a zvýšením plochy zemědělské půdy. Celkově studie porovnávající míru predace mezi krajinou fragmentovanou zemědělskou činností vs. lesním hospodařením ukazují na vyšší predaci v prvním případě (Andrén 1995, Huhta et al. 1996, Bayne & Hobson 1997). Míra hnízdní predace byla studována v závislosti na velikosti fragmentu (Mazgajski & Rejt 2006, Winter et al. 2006). Avšak míra predace v závislosti na míře fragmentace okolní krajiny byla studována zřídka (Howard et al. 2001).

Odhadem predačního tlaku spojeného s urbanizací se zabývali (Wilcove 1985, Zanette & Jenkins 2000). Např. Gering & Blair (1999) zjistili, že celková míra predace hnízd se snižovala s rostoucí úrovní urbanizace. Tento trend podpořila studie zabývající se predací reálných hnízd (Morneau et al. 1995). Na základě těchto studií byla navržena hypotéza, že městské prostředí slouží jako ochranná zóna s nižším predačním tlakem, v důsledku výskytu menšího počtu predátorů.

Hnízdní predace je hlavní příčinou hnízdního neúspěchu u ptáků (Ricklefs 1969) a je stále zřejmější, že míra predace stoupá ve fragmentované krajině (Robbins 1979, Wilcove 1985, Yahner & Wright 1985, Yahner 1988, Langen et al. 1991). Studie na ptačích populacích v lesních fragmentech naznačují, že hnízdní predace je vlastně logickým vyústěním a tedy součástí okrajového efektu (Angelstam 1986, Paton 1994).

2.3 Ekotonální efekt a intenzita predace, ekologická past

Pojem ekotonální či okrajový efekt, běžně v ekologii používaný, v sobě zahrnuje různé jevy. Mají společné to, že na okraji ekosystému či společenstva se děje něco jiného než uvnitř. Spolu se vzrůstající fragmentací prostředí se těmto jevům dnes věnuje značná pozornost, jelikož fragmentace znamená růst okrajových na úkor vnitřních částí (Storch 1995).

Jako první se o fenoménu ekotonálního efektu a ekologických pastí zmiňují Gates & Gysel (1978). Zmínky o ekotonálním efektu se však objevují již dříve, ale spíše v souvislosti s druhovou diverzitou než s hnízdní predací (Leopold 1933). Gates & Gysel (1978) poskytli věrohodný argument pro vliv všudypřítomného ekotonálního efektu na hnízdní predaci založené na výsledcích publikovaných v této dřívější literatuře. Spolu s konceptem, že hnízdní predace je závislá na hustotě hnízdících ptáků, předpokládali, že okraje biotopů mohou mít pro hnízdící ptáky funkci ekologické pasti.

Termín ekologické pasti byl vytvořen k popsání situace, kdy výběr hnízdního biotopu ptáčím druhem vedl k neúspěchu z důvodu náhlých antropogenních změn v prostředí, měnící vztah mezi podnětem a kvalitou biotopu. Organismy často používají nepřímé podněty pro orientaci ve svém prostředí. Tyto podněty mohou odrážet aktuální kvalitu biotopu, ale spíše umožňují jedinci předvídat jeho budoucí stav. Například díky vegetační struktuře si jedinec může vybrat místo hnízdění dlouho před tím, než biotopové faktory určí konečnou kvalitu biotopové plošky, jako je potravní nabídka či úkryt. Obecně jsou tato rozhodnutí nebo preference adaptivní, protože se opírají o podněty spolehlivě korelující s přežitím a reprodukčním úspěchem. V prostředí, které bylo náhle pozměněno lidskou aktivitou, organismus provádí maladaptivní výběr biotopu založený na dříve spolehlivých podnětech prostředí, a to i přes dostupnost kvalitativně lepšího biotopu. Ekologická past je tedy určitým typem evoluční pasti (Schlaepfer et al. 2002).

Heterogenní prostředí se liší kvalitou, která pravděpodobně ovlivňuje reprodukci a míru přežití, čímž se pak stává daná lokalita specifickou (Korpimäki 1988, Newton 1991, Holmes et al. 1996, Petit & Petit 1996, Pärt 2001). Ve výsledku by tak přirozený výběr měl vést k nejvyšší pravděpodobnosti výběru té nejlepší možné lokality. Jedinci, nicméně, však pravděpodobně nejsou schopní vždy vybrat nejlepší dosažitelnou lokalitu. Špatná volba může být dána nedokonalou prostorovou znalostí dosažitelných lokalit (Lima & Zollner 1996), omezenou dostupností podnětů užívaných pro ocenění kvality lokality v době jejího výběru (Orians & Wittenberger 1991), slabý vztah mezi podněty užívanými pro výběr lokality a kvality území

(Orians & Wittenberger 1991, Schlaepfer et al. 2002), nebo protichůdné výhody jako volba partnera (Kokko & Sutherland 2001) nebo spolehlivosti místa (Pulliam & Danielson 1991).

Předpokládá se, že ekologické pasti vznikají při rychlých environmentálních změnách (např. antropogenní změny), tudíž při měnícím se spojení mezi vyvinutými preferencemi založenými na podnětech o kvalitě lokality a následné opravdové kvalitě lokality (Kokko & Sutherland 2001, Schlaepfer et al. 2002, Battin 2004, Robertson & Hutto 2006). Ekologické pasti byly v poslední době definovány jako extrémní případ opačný k ideálnímu výběru území, kdy je porušeno kontinuum mnoha možných vztahů mezi územní preferencí a územní kvalitou (Kristan 2003). Jak ekologické pasti, tak nesprávný výběr území mají pravděpodobně negativní dopady na dynamiku populace a její dlouhodobé přežití (Pulliam & Danielson 1991, Delibes et al. 2001, Donovan & Thompson 2001, Kokko & Sutherland 2001, Kristan 2003).

Výskyt ekologické pasti a ekotonálního efektu je důsledkem fragmentace krajiny, která může mít negativní vliv na ptačí populace nárůstem hnízdní predace (Wilcove et al. 1986, Andrén 1992, 1995, Major & Kendal 1996, Bayne & Hobson 1997, Donovan et al. 1997, Lahti 2001, Batári & Báldi 2004), jak je zřetelné z ekotonů menších měřítek a velikosti studijních ploch (Kurki & Linden 1995 ex Lahti 2001).

Intenzita predálního tlaku a množství dostupné potravy (Hart et al. 2006 ex Reif et al. 2006) patří mezi nejvýznamnější vlastnosti stanoviště, které spolu se samotnou rozlohou obývaného prostředí tvoří faktory ovlivňující hnízdní úspěšnost, a tím také početnost populace. Početnost je jedním z rozhodujících faktorů, které určují pravděpodobnost vymření populací (Lande 1993).

Hnízdní mortalitu významně ovlivňuje predace ptačích hnízd a hnízdní parazitizmus (Ricklefs 1969, Martin 1987, 1995). Často bývají hlavním důvodem hnízdního neúspěchu ptáků formující jejich životní historie (Martin 1992).

Množství studií dokazuje, že zmenšení ploch lesních porostů a nárůst fragmentace lesních porostů je následován zvýšenou hnízdní predací a/nebo nárůstem hnízdní parazitace (Robinson et al 1995, Major & Kendal 1996, Donovan et al. 1997), především v blízkosti lesních okrajů (Gates & Gysel 1978, Wilcove 1985, Andrén & Angelstam 1988, Bayne & Hobson 1997). Člověkem podmíněná fragmentace lesa a z toho plynoucí ekotonální efekt jsou považovány za příčinu vysoké hnízdní predace některých druhů ptáků (Small & Hunter 1988, Kurki et al. 2000). Hnízda v okrajových biotopech mohou trpět vyšší predací než ta uvnitř biotopové plošky (Storaas & Wegge 1987, Bayne & Hobson 1997), protože někteří predátoři jsou lákáni vyšší a různorodější potravní nabídkou (Chalfoun et al. 2002) v ekotonu.

Intenzita a rozsah ekotonálního efektu závisí na mnoha faktorech, zejména tedy na struktuře krajiny a společenstvech predátorů, jejich preferenci biotopu, dostupné potravní

nabídce, protože někteří generalisté v nouzi přechází na jiný potravní zdroj a věnují se více hnízdní predaci aj.

Společenstva hnízdních predátorů a následně vliv jednotlivých druhů predátorů na hnízdní úspěšnost se mohou lišit podle biotopových faktorů (např. struktura vegetace, vzdálenost k okraji, krajinná struktura) (Donovan et al. 1997, Chalfoun et al. 2002).

2.4 Vliv velikosti plochy na intenzitu predace

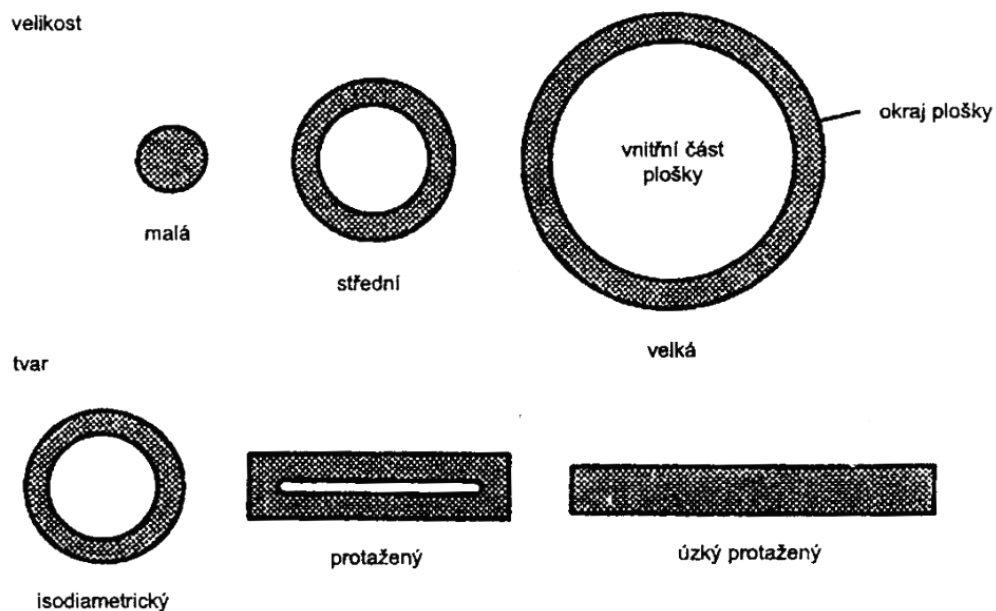
Široká zobecnění (generalizace) týkající se záporných efektů územní fragmentace na hustotu a reprodukční úspěch ptačích druhů jsou běžná ve vědecké literatuře posledních dvou desetiletí (Herkert 1994, Donovan et al. 1995). Studie účinků krajinné fragmentace, zvláště velikosti místa a izolace, byly zpočátku podporovány teorií ostrovní biogeografie (MacArthur & Wilson 1967, Diamond & May 1981 ex Skagen 2005) a následně objevujícími se krajinnými perspektivami (Fahrig et al. 1994, Wiens 1995). Vliv velikosti místa ukazuje, že menší územní celky mají nižší územní kvalitu, více okrajových biotopů, méně druhů, méně nebo žádné jedince druhů citlivých ke změnám v krajině, a/nebo nižší reprodukční úspěch kvůli zvýšené predaci a hnízdnímu parazitismu nebo sníženému množství potravy (Brittingham et al. 1983, Herkert 1994, Burke et al. 1998, Robinson 1998). Tyto všeobecnosti jsou nyní začleněné jako předpoklady v kvantitativních modelech vlivů krajinné fragmentace a okrajových prvků na demografii ptactva (Donovan et al. 2001, Bollinger et al. 2002).

Velikost plošky je jednoduchou, snadno zjiřitelnou a velmi důležitou charakteristikou. Na velikosti plošky je závislá především existence a relativní velikost vnitřního prostředí, na něž jsou vázány charakteristické druhy organismů (*interior species*). Velikost tak určuje řadu podstatných ekologických vlastností: přítomnost charakteristického mikroklimatu, velikost populací, vliv na okolní prostředí. Celkové množství biomasy, energie nebo živin je závislé na velikosti plochy. Pokud je velikost plošky pod určitou minimální hranicí (záleží vždy na účelu posuzování), nemůže se v ní vytvořit charakteristické vnitřní prostředí (Sklenička 2003).

U několika ptačích druhů byla zjištěna nižší hnízdní úspěšnost v menších pastevních lokalitách nebo blízko lesnatých okrajů v polně-lesních ekotonech (Herkert et al. 2003). Z pěti studií, které použily umělé hnízdní techniky v pastvinách, pouze jediná (Burger et al. 1994) zaznamenala zvýšenou mortalitu umělých hnízd s klesající velikostí pastevních plošek a vzdáleností od okrajů (v tomto případě okrajů lesů). Čtyři z těchto studií nezaznamenaly žádné

rozdíly mezi ztrátami umělých hnízd ve vztahu k velikosti plošek nebo vzdálenosti k okrajům, včetně zalesněných a zemědělských okrajů (Mankin et al. 1992, Clawson et al. 1998, Pasitschniak-Arts et al. 1998, Howard et al. 2001). Nedostatek efektu velikosti plochy v těchto studiích může částečně vyplývat z velikosti lokality, která je nad nebo pod hranicí, ve které by účinek mohl být objevený (Skagen et al. 2005).

Každá krajinná ploška má okraj či vnější pás, který se liší od jejího vnitřního prostředí. Šíře tohoto pásu je dána například prostupností a mírou fragmentace krajiny, lesnatostí, strukturou gild predátorů. Tvar plošky má velký význam a značně souvisí s okrajovým efektem. Čím je okraj plošky členitější nebo protáhlejší, tím více narůstá poměr okrajového prostředí vůči vnitřnímu (Forman & Godron 1993; obr. 4).



Obr. 1: Plochy vnitřku a okraje členěné podle toho, jak jsou ovlivněny velikostí a tvarem plošky (podle Formana 1981 ex Forman & Godron 1993).

V mnoha studiích proto byla porovnávána nejen míra hnízdní predace na okrajích biotopů k predaci vnitřní, ale také míra predačního tlaku v ekotonech malých a větších fragmentů (např. Wilcove 1985, Small & Hunter 1988, Gibbs 1991, Storch 1991, Rudnicky & Hunter 1993). Podle Vander Haegena & DeGraafa (1996) se nejvyšší míra predace objevuje nejbliže k lesním okrajům a v malých lesních fragmentech (Small & Hunter 1988).

2.5 Rozdělení predátorů dle preference biotopu

Vztah mezi predátorem a kořistí může souviset s okraji biotopů. Predátoři v nich mohou zvyšovat predanční tlak z několika důvodů (Andrén 1995). Za prvé, ekotony mohou mít vyšší potravní nabídku a predátoři tato místa vyhledávají za účelem získání potravy (Gates & Gysel 1978). Za druhé, predátoři mohou používat okraje biotopů jako cestovní koridory (Bider 1968) a tak stráví v tomto biotopu více času než v jiných (Andrén 1995). Predace může být vedlejší, incidentální – příležitostná, tzn., že kořist uloví náhodou, když hledají jinou potravu (Angelstam 1986, Vickery et al., 1992). A nakonec, predátoři žijící v jednom typu biotopu mohou pronikat do sousedních méně preferovaných biotopů. Aktivita v méně preferovaném biotopu bude vyšší blíže k okraji (Angelstam 1986).

K pochopení vlivu biotopové fragmentace a také různé krajinné mozaiky je důležité studovat interakce mezi konkrétními druhy organismů žijících v různých biotopech v krajině (Addicott et al. 1987) a znát místní strukturu predátorů. Jestliže predátoři vyhledávají ekotony z důvodu vyšší potravní nabídky (Gates & Gysel 1978) mohou v případě nedostatku primární kořisti (drobných savců), přejít na alternativní kořist (ptačí hnízda) – tzv. hypotéza alternativní kořisti. Tato hypotéza předpokládá, že predátoři generalisté změni preferenci z primární kořisti na sekundární (alternativní), jestliže je té primární nedostatek a mohou následně způsobit změny v početnosti alternativní kořisti (Moss & Watson 2001, Šálek et al. 2004).

Predátor, jehož aktivita je omezena pouze na jeden typ biotopu, je nazýván biotopovým specialistou (Addicott et al. 1987). Příkladem je straka obecná (*Pica pica*) a kavka obecná (*Corvus monedula*), které predují hnízda hlavně v zemědělské krajině (Møller 1989, Andrén 1992). Dalším příkladem je sojka obecná (*Garrulus glandarius*) (Møller 1989, Andrén 1992), krkavec velký (*Corvus corax*) (Andrén 1992), kuna lesní (*Martes martes*, Storch et al. 1990, Johnson, Nilsson & Tjernberg 1993) a veverka obecná (*Sciurus vulgaris*) (Nour et al. 1993, Bayne et al. 1997). Zmínění predátoři predují hlavně na hnízdech umístěných uvnitř lesních fragmentů. Tato skupina může způsobit ekotonálně podmíněný nárůst predace, jestliže jsou lákáni biotopovým okrajem nebo využívají-li okraj jako součást biotopu, který preferují (Andrén 1995).

Biotopoví generalisté, kteří pronikají do mnoha biotopů, mají největší potenciál zapříčinit vzrůstající predanční tlak v biotopových ploškách a okrajích podle toho, jak se biotop stává fragmentovaným a obklopený jinými biotopy (Andrén 1995). Aktivita těchto predátorů není omezena pouze na jediný biotop, tj. vnímají krajinu jako nerozdělenou (Addicott et al.

1987). Takoví predátoři mohou preferovat určité biotopy, ale navštěvují i další. Mezi ně patří např. vrána obecná (*Corvus corone*) a jezevec lesní (*Meles meles*), kteří naznačují preferenci pro zemědělskou krajinu, ale také využívají v určitém rozsahu les (Angelstam 1986, Andrén 1992) a liška obecná (*Vulpes vulpes*) (Vickery 1992), v České republice je zastoupena od nížin až po vysoké polohy hor (Anděra & Horáček 2005).

Mezi nejvýznamnější hnízdní predátory ve střední Evropě patří: liška obecná (*Vulpes vulpes*) a šelmy čeledi Lasicovití (*Mustelidae*) jako kuny (*Martes* spp.), lasice hranostaj (*Mustela erminea*) a lasice kolčava (*Mustela nivalis*), v lesích, podél vodních toků a v blízkosti lidských sídel tchoř tmavý (*Mustela putorius*), jehož populace v ČR však není početná (Sýkora 2005), dále jezevec lesní (*Meles meles*), sojka obecná (*Garrulus glandarius*), vrána obecná (*Corvus corone*), straka obecná (*Pica pica*) aj. (Loudová 2007).

V okolí lidských sídel se zdržuje např. liška obecná (*Vulpes vulpes*), kuna skalní (*Martes foina*), která se soustřeďuje na okraji lesů i v přímé blízkosti člověka, nejen na venkově, ale i při okrajích a v centru velkých měst. Méně častá je zde kuna lesní (*Martes martes*) (Anděra & Horáček 2005). Straka obecná (*Pica pica*) se stala úspěšným kolonistou mnoha měst. Navíc míra populačního růstu v prostorách měst může být dvakrát vyšší než ve venkovských lokalitách (Birkhead 1991).

I když predátoři využívají celou krajinnou mozaiku, zvýšení predančního tlaku na okrajích biotopů může být způsobeno atraktivností pro predátora z hlediska bohatší potravní nabídky (Andrén 1995).

2.6 Metoda umělých hnízd a identifikace predátora

Umělá hnízda jsou běžně používanou metodou studia hnízdní predace (Ball et al. 1994). Antropogenní změny v přirozeném prostředí a ve společenstvech predátorů mohou podporovat zvýšení hnízdní predace s následnými vážnými důsledky pro ptačí populace (Wilcove 1985, Clark & Nudds 1991, Martin 1992). Tyto problémy zdůrazňují potřebu určit závažnost a příčiny hnízdní predace. Ideální způsob studia je lokalizovat aktivní hnízda, pravidelně je pozorovat a zaznamenávat jejich osud. U mnoha druhů, zvláště u vzácných, je však nalezení adekvátních vzorků hnízd nákladné a časově náročné. Z těchto důvodů jsou umělá hnízda s vejci domestikovaných ptáků používána k napodobení hnízd sledovaných druhů (Ball et al. 1994). Umělá hnízda jsou používána k popsání modelu hnízdní predace napříč geografickými nebo

krajinnými gradienty (Wilcove 1985, Ratti & Reese 1988, Berg et al. 1992) a k objasnění hypotéz o chování predátora při vyhledávání kořisti (Martin 1988).

Tradičně je využíváno křepelčích a slepičích vajec. Ačkoliv tato metoda neodhaluje skutečnou míru hnízdní predace, získané výsledky jsou považovány za relativně vypovídající, např. ve vztahu k lesnické fragmentaci (Donovan et al. 1997), vzdálenosti k lesnímu ekotonu (Andrén 1995) a o struktuře habitatu (Yahner et al. 1989 ex Pärt & Wretenberg 2002). Využití metody má své výhody i nevýhody. Např. díky této metodě je možné zjistit aktuální míru predace přibližující se míře predace reálných hnízd, pokud umělé bude přesně odpovídat reálnému ve velikosti, vzhledu vajec (barva), umístění atd. Navíc je zde možnost simulace hustoty (Reitsman 1992, Both 1999, Ricklefs 2000) a prostorové distribuce hnízd (Picman 1988). Nejčastějším důvodem použití umělých hnízd je získání relativní míry predace (Andrén 1995) a také to, že reálná hnízda na zemi hnízdicích druhů se špatně hledají (Willebrand & Marcström 1988) a design výzkumu potřebuje větší množství vzorků a opakování (Aebischer 1999). Mezi nevýhody této metody patří, že míra predace na umělých hnízdech nemůže být přímo převedena na predaci reálných hnízd, jestliže byla umístěna viditelně (Willebrand & Marcström 1988), pak jsou k predaci náchylnější a zvýhodňují ptačí hnízdní predátory preferující vizuální podněty. Navíc není simulováno zakrytí hnízda ani péče rodičů s případnou obranou snůšky, které hnízdní úspěšnost zvyšují (Weidinger 2002).

Umělá hnízda jsou také používána k vyjádření efektu hustoty a rozmístění hnízd na míru predace (Andrén 1991). Dalším využitím metody umělých hnízd je získání informace o predátorech, kteří způsobují hnízdní predaci, tedy druhové složení společenstva predátorů díky otiskům zobáků a zubů. Důležitý je vzhled hnízda. Je pravděpodobné, že vzhled hnízda zvýhodňuje ptačí predátory používající více vizuální podněty, na úkor savčích predátorů orientujících se spíše čichem (Willebrand & Marcström 1988). Andrén (1992) argumentuje, že umělá hnízda mohou být použita jako ukazatel pravděpodobnosti vykrádání reálných hnízd různými predátory v různých biotopech, i když jsou lépe viditelná a míra predace je u nich vyšší než u reálných.

Není jednoduché zobecnit rozdíl mezi reálnými a umělými hnízdy, protože ten vyžaduje mnoho dalších opakování, studií z různých typů krajín a následnou meta-analýzu. Je zřejmé, že umělá hnízda se mohou použít k získání známky predačního tlaku, i když výsledky by se měly interpretovat s jistým ohledem či opatrností. Nicméně nejčastějším důvodem pro využití metody umělých hnízd je zjištění či potvrzení ekotonálně podmíněné predace, porovnání míry predace v různých biotopech a ne její přesné kvantifikování. Schopnost experimentálních hnízd dostatečně zachytit relativní míru predace nebo skupinu místních predátorů je potvrzená (Major & Kendal 1996).

3 Cíle diplomové práce

Ve střední Evropě nebyl fenomén predančního tlaku dosud zkoumán, tato studie by proto měla poskytnout důležité poznatky o predaci ptačích druhů hnízdících na zemi a o složení společenstva predátorů v suburbánní zóně Prahy. Studii předcházely další projekty řešené na Katedře ekologie a životního prostředí (např. Predace ve vysoce fragmentované krajině Krušných hor, Šálek et al. 2004, Svobodová et al. 2004) a další právě probíhají (Písecko, Koubová et al. 2008). Výsledné poznatky mohou být využity při posuzování vlivů krajinné fragmentace v suburbánních zónách na strukturu živočišných společenstev a míry predančního tlaku na vybrané ptačí druhy. Výsledky budou součástí navazujících diplomových a doktorandských prací.

Cílem práce je:

- posoudit míru predace ptačích hnízd umístěných na zemi v suburbánním okolí Prahy
- testovat míru predace v závislosti na velikosti vybraných ploch ruderálních fragmentů a diverzitě okolních biotopů
- zjistit složení společenstva predátorů a identifikovat hlavní predátory pokusných hnízd

Nulová hypotéza je, že míra predace bude ve všech typech prostředí stejná. Alternativní hypotézou je, že míra predace bude nejvyšší na malých plochách s homogenním okolím. V malých plochách by kořist měla být snáze naležitelná a homogenní okolí by mělo motivovat predátory k častějším návštěvám.

4 Materiál a metodika

4.1 Výběr stanoviště

Predace byla sledována v okolí Prahy na celkové ploše cca 50 km². Nejdříve byly pomocí mapového softwaru Janitor (Cenia Lab GIS, 2005) vybrány jednotlivé fragmenty (n=60). Plošky byly od sebe vzdáleny minimálně 500 m, aby byla minimalizována možnost, že stejný predátor nenavštívil více sousedních plošek. Vybrané fragmenty byly na základě zjištěných velikostí rozděleny podle mediánu do dvou velikostních kategorií (malé, velké). Do každého vybraného stanoviště byla umístěna dvě hnízda, každé obsahovalo dvě slepičí vejce (celkem 120 hnízd). Experimentální hnízda se při výzkumu predace používala již v minulosti (např. Reitsma 1992, Andrén 1992, Ricklefs 2000) a dobře odráží relativní míru predace v rozdílném prostředí a skladbu predátorů (Paton 1994, Andrén 1995, Major & Kendal 1996, Pärt & Wretenberg 2002, Zquette 2002).

4.1 Příprava umělých vajec

Pro účel pokusu jsem použila vyfouknutá slepičí vajíčka, která jsem naplnila směsí včelího vosku a stolního oleje v poměru 1 : 4. Před naplněním vajíčka voskem do něj byl vložen provázek o délce cca 10 cm. Ten byl při pokládání hnízd omotán kolem velkého hřebíku, který byl posléze zapíchnut do země, aby predátor neměl možnost vejce odnést a nedošlo tak k znemožnění jeho identifikace. Po naplnění voskem byla vejce ponechána alespoň 14 dní na dobře větraném místě, aby se zbavila pachu včelího vosku, který by mohl přitahovat hlodavce.

4.2 Konstrukce hnízda

Hnízda byla pokládána v průběhu května do fragmentů po dvojicích; jedno do středu a druhé na okraj plošky. Byla konstruována jako malá kotlinka vystlaná rostlinným materiálem z okolí, přičemž jedno vejce bylo čerstvé a druhé vyplněné včelím voskem pro identifikaci predátora. Vosková vejce byla opatřena provázkem pro zabránění odnesení vajíčka z hnízda. Hnízda byla kontrolována po 14 dnech, což je období korespondující s délkou hnízdění většiny našich pěvců (Hudec & Šťastný 2005).

4.2 Sběr vajec a identifikace predátora

Umístění každého hnízda bylo označeno krátkou (cca 20 cm dlouhou) růžovou stužkou ve vzdálenosti do 5 m od hnízda, a pokud to bylo možné, ve výšce očí. Po 14 dnech expozice byla hnízda zkontrolována a vejce sesbírána. Hnízdo bylo považováno za predované, pokud alespoň jedno z vajec na sobě neslo stopy dokazující návštěvu predátora a nebo pokud chybělo úplně.

Predátoři umělých hnízd (ptačí vs. savčí nebo jednotlivé druhy) byli identifikováni pomocí otisků zubů nebo zobáků zanechaných na voskovém vejci (Zanette 2002, Castilla et al. 2007).

Hnízdní predátory jsem rozdělila do následujících kategorií: ptačí predátor, savčí predátor, a pokud nebylo možné jeho přesné určení na základě otisků na umělém vejci nebo při odnosu vajec z hnízda, byl zařazen do kategorie neurčený predátor.

4.3 Monitoring predátorů

Na vybraných fragmentech proběhl v období konce května monitoring potenciálních predátorů ptačích hnízd. Jednalo se o přímé pozorování predátorů akusticky a vizuálně, hledání otisků, stop, trusu nebo pozůstatků vypredovaných hnízd. Tato pozorování byla provedena vždy podél okraje fragmentu a poté uvnitř plochy s časovým rámcem zhruba 30 minut. Sebraná data byla vyhodnocena a zpracována ve výsledcích. Na sběru dat se účastnil tým tří lidí.

4.4 Statistické zpracování

Nejprve bylo testováno, zda početnost ptačích predátorů koreluje s velikostí fragmentu nebo diverzitou okolních biotopů. Vliv obou proměnných a jejich interakce byl testován metodou lineární regrese v obecném lineárním modelu. Hodnoty byly před analýzou standardizovány (tj. od každé hodnoty byla odečtena průměrná hodnota všech měření) v zájmu omezení kolinearit kontinuílních proměnných v interakci. Obě proměnné i početnost predátorů byly logaritmičsky transformovány s cílem přiblížit se normálnímu rozdělení dat. Data byla zpracována v programech Statistica (Statsoft 2007) a R (ver. 2.7.0. R Foundation for Statistical Computing).

Dále byla testována pravděpodobnost výskytu predátora v závislosti na obou proměnných. To bylo provedeno zobecněným lineárním modelem s binomickým rozdělením (výskyt/nevýskat). Vztah mezi výskytem predátorů a intenzitou predace byl porovnáván v kontingenční tabulce pomocí χ^2 testu. Hladina průkaznosti byla zvolena na konvenční hodnotě $\alpha = 0,05$.

5 Výsledky

5.1 Společenstvo predátorů

Pro přehled o společenstvu predátorů bylo projito 30 ploch představujících fragmenty v suburbánní příměstské krajině Prahy. Celkem bylo zjištěno 46 potenciálních predátorů ptačích hnízd (tab. 1). Z toho bylo 39 predátorů ptačích a 7 savčích. Z 39 viděných ptáků bylo 37 strak a 2 sojky. Savčí predátoři byli viděni jen zřídka, zjištěny byly stopy po lišce, kuně, divokých prasatech a ježkovi.

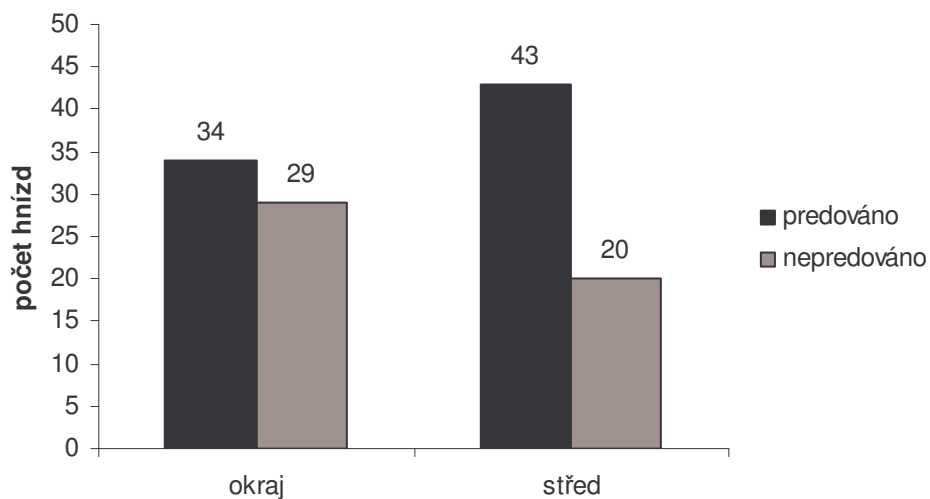
Tab. 1: Přehled zjištěných predátorů

Číslo fragmentu	Velikost v m ²	Ptačí predátoři	Savčí predátoři
1	18,815	4 straky	
2	5,092	0	
4	1,751	2 straky	
5	3,257	2	
6	2,195	0	
7	4,319	0	
8	0,955	0	
9	2,445	1 straka	
12	2,449	1 straka	
14	7,257	2 straky	
16	67,017	3 straky	trus ježka
17	1,0282	2 straky	
18	60,394	1 straka	stopa a trus lišky
19	6,065	1 sojka	
26	58,780	0	stopa a trus Mustelidae, trus divočáka
28	62,216	2 straky	trus divočáka
29	26,394	6 strak	stopy a trus divočáka
30	2,052	1 straka	
31	19,640	0	
32	12,228	0	
33	8,489	1 sojka	
37	58,246	0	
39	59,346	5 strak	
47	1,109	1 sojka	
49	2,349	1 straka	
50	2,978	1 straka	
53	7,882	1 straka	
55	7,833	0	
59	2,070	1 straka	
60	10,729	0	

5.2 Predace umělých hnízd

Z celkového počtu 126 umělých hnízd bylo predováno 77 hnízd (61 %), zatímco 49 hnízd (39 %) zůstalo bez známek predace. Míra predace byla posuzována vzhledem k poloze hnízda (okraj versus vnitřek fragmentu). Z celkového počtu 77 predovaných hnízd bylo predováno 34 hnízd (26,9 %) na okraji a 43 hnízd v jejich středu (34,1 %). Míra predace uvnitř fragmentů byla tedy o něco vyšší, výsledek ale nebyl statisticky průkazný (test poměrů, $P = 0,10$). Z počtu nepredovaných 49 hnízd bylo 29 na okraji fragmentů a 20 v jejich středu (obr. 1).

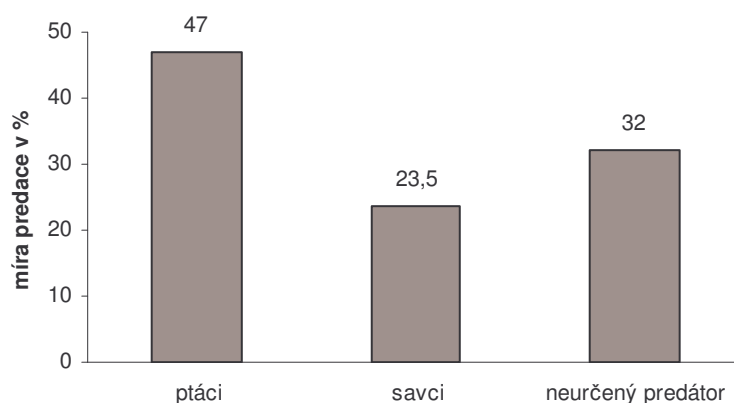
Obr. 1: Míra predace na umělých hnízdech v pokusných fragmentech



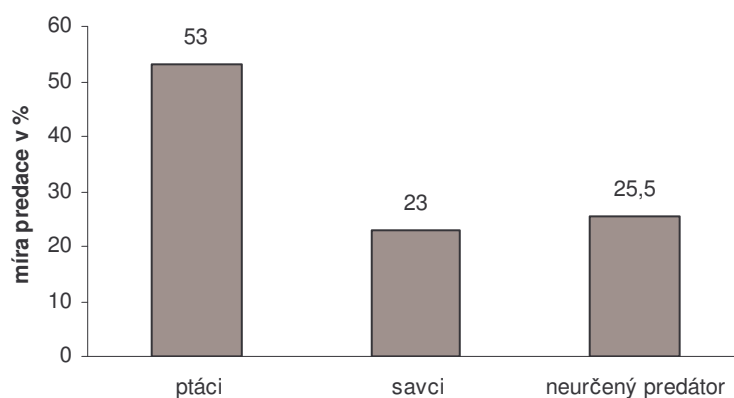
Podle zaznamenaných otisků na umělých vejcích došlo při okraji v 47 % případů k predaci ptáky, ve středu fragmentů potom v 53 % případů. Z celkového počtu predací byla pak predace ptáky 57 %. Míra predace ptačími predátory byla tedy neprůkazně vyšší uvnitř fragmentů ($P = 0,50$). Celkem tak bylo zaznamenáno na okrajích 16 predací provedených ptáky a 24 ptačích predací uvnitř fragmentů. Predace savčími predátory byla výrazně nižší. Z celkového počtu predovaných hnízd na okrajích byl 8x zaznamenán savec, v interiéru pak 10x. Míra predace savci tak na okraji činila pouze 23,5 % a ve středu 23 %. Na obou místech jak na okraji, tak uvnitř, nebyla vejce 11x nalezena (32 % pro okraj a 25,5 % pro střed). Byla tak určena jako predovaná neurčeným predátorem. Intenzitu predace různými predátory shrnuje obr. 2 a obr. 3.

Z celkového počtu 63 fragmentů nebyla na 12 z nich zaznamenána žádná predace (19%), na zbylých 51 fragmentech byla predace zaznamenána (81%). Celkový přehled predace pokusných hnízd je zaznamenán v tab. 2.

Obr. 2: Míra predace na okraji fragmentů



Obr. 3: Míra predace ve středu fragmentů



Tab. 2: Celkový přehled predace pokusných hnízd

ČÍSLO FRAGMENTU	VELIKOST v m ²	OKRAJ	OTISKY	VNITŘEK	OTISKY
1	18,815	1	pták	1	pták
2	5,092	1	pták	0	
3	3,823	0		1	nenalezeno
4	1,751	0		0	
5	3,257	0		0	
6	2,195	0		0	
7	4,319	0		1	pták
8	0,955	0		1	pták
9	2,445	1	pták	1	pták
10	11,056	0	savec	1	savec
11	6,630	1	savec	1	nenalezeno

12	2,449	1	savec	1	savec
13	4,031	1	pták	1	pták
14	7,257	0		0	
15	17,075	1	savec	1	nenalezeno
16	67,017	1	nenalezeno	1	pták
17	1,0282	0		0	
18	60,394	1		0	
19	6,065	1	pták	1	pták
20	15,999	0		0	
21	8,015	1	pták	1	pták
22	5,867	1	nenalezeno	0	
23	13,529	0		1	nenalezeno
24	7,650	1	nenalezeno	1	nenalezeno
25	4,410	1	nenalezeno	1	pták
26	5,780	0		0	
27	13,643	0		1	savec
28	62,216	0		0	
29	26,394	1	pták	1	pták
30	2,052	1	pták	1	pták
31	19,640	1	savec	1	savec
32	12,228	0		0	
33	8,489	0		1	nenalezeno
34	3,279	0		0	
35	5,753	1	pták	1	pták
36	10,468	1	pták	1	savec
37	58,245	1	savec	0	
38	10,591	1	nenalezeno	1	savec
39	59,346	1	pták i savec	1	pták i savec
40	10,375	0		1	nenalezeno
41	9,276	0		0	
42	10,285	0		1	pták
43	7,639	1	nenalezeno	0	
44	10,054	0		1	savec
45	4,930	0		1	pták
46	4,045	1	nenalezeno	1	nenalezeno
47	1,109	1	pták	0	
48	8,154	1	pták	1	pták
49	2,349	1	nenalezeno	1	pták i savec
50	2,978	0		1	nenalezeno
51	2,838	1	pták	1	pták
52	2,697	1	savec	1	pták
53	7,882	0		1	pták
54	5,506	1	nenalezeno	1	nenalezeno
55	7,833	0		1	pták
56	8,673	0		1	pták
57	2,913	1	nenalezeno	0	
58	6,415	1	nenalezeno	0	
59	2,070	0		0	
60	10,729	0		1	savec
61	1,629	1	pták	1	pták
62	19,908	1	pták	1	pták
63	4,941	0		1	nenalezeno

5.3 Predace v závislosti na velikosti fragmentů a diverzitě okolí

Velikost fragmentů se pohybovala od 1 ha do 67 ha. Průměrná rozloha činila $17,5 + 16,59$ ha (\pm SD). Byla testována hypotéza, zda intenzita predace závisí na velikosti fragmentu a diverzitě okolí. Vliv těchto dvou vysvětlujících proměnných a jejich interakce byly testovány metodou lineární regrese v obecném lineárním modelu. Vzhledem k nadměrné variabilitě (overdispersion = 1,38) byl použit F test pro vysvětlení vlivu testovaných proměnných (tab. 3). Po transformování nabývaly hodnoty proměnných normální rozdělení (Kolmogorov-Smirnovův test: všechna $d < 0,21$; $P > 0,14$).

Tab. 3: Výsledky modelu lineárně regresního vztahu intenzity predace k rozloze fragmentu, diverzitě okolí a interakci obou proměnných

Faktor	df	F	P
diverzita	1	1,31	0,25
rozloha	1	0,63	0,43
rozloha x diverzita	1	0,70	0,40

5.4 Výskyt predátorů v závislosti na velikosti fragmentů a diverzitě okolí

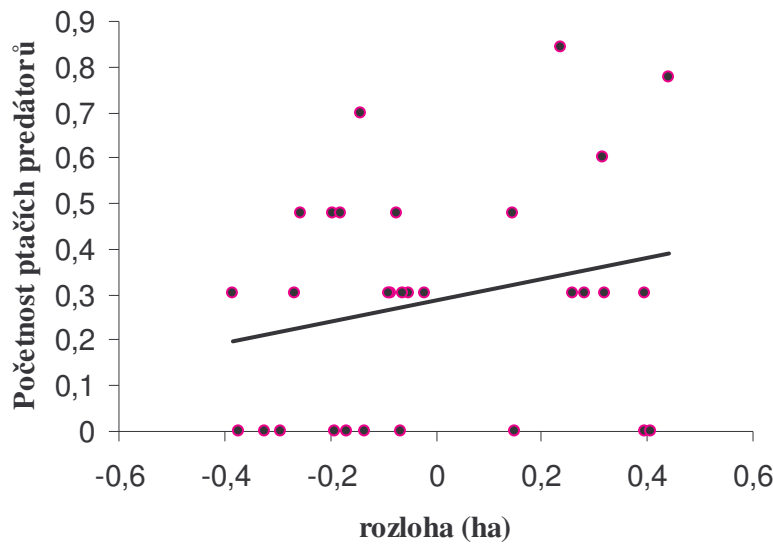
Dále bylo testováno, zda se s rostoucí rozlohou fragmentu a diverzitou okolí zvyšuje i početnost ptačích predátorů a tím i intenzita predace. Pro analýzu dat byl využit zobecněný lineární model s binomickým rozdělením (výskyt/nevýskyt). Pro vysvětlení vlivu proměnných byla použita F statistika. Zlogaritmování hodnot vedlo u rozlohy k normalizaci dat (Kolmogorov-Smirnovův test: $d = 14$; $P < 0,20$), stejně jako u diverzity (Kolmogorov-Smirnovův test: $d = 18$; $P < 0,20$).

S rostoucí rozlohou mírně vzrůstal počet ptačích predátorů (obr. 4), ale tento trend nebyl shledán statisticky průkazným (tab. 4). V zájmu přiblížení se normálnímu rozdělení dat byly hodnoty početnosti ptačích predátorů logaritmicky transformovány.

Tab. 4: Výsledky modelu lineárně-regresivního vztahu početnosti ptačích predátorů na rozlohu fragmentu, diverzitu okolí a interakci obou proměnných

Faktor	df	F	P
diverzita	1	0,90	0,35
rozloha	1	0,65	0,42
rozloha x diverzita	1	0,26	0,61

Ob. 4: Početnost ptačích predátorů v závislosti na rozloze fragmentu (vynesené hodnoty jsou logaritmicky transformovány)



5.5 Výskyt ptačích predátorů a intenzita predace

Bylo testováno, zda se liší predanční tlak podle početnosti zjištěných ptačích predátorů. Analýza byla provedena pomocí zobecněného lineárního modelu s binomickým rozdělením. V kontingenční tabulce (tab. 3) pomocí χ^2 testu byl dále porovnáván vztah mezi výskytem predátorů a mírou predace. Ani tato hypotéza nebyla však podpořena ($\chi^2 = 0,179$, $df = 1$, $P = 0,673$ při použití Yatesovy korekce).

Tab. 3: Kontingenční tabulka pro výskyt predátorů a míru predace na jednotlivých plochách

		výskyt		
		0	1	součet
míra predace	0	2	7	9
	1	8	13	21
	součet	10	20	30

6 Diskuse

6.1 Společenstvo predátorů v suburbánní zóně Prahy

Pokusná hnízda byla na sledovaném území predována nepravidelně (náhodně). Jako hlavní predátoři umělých hnízd, určení podle zanechaných otisků na voskových vejcích, byli zjištěni především ptáci (straky, sojky). Savčí predátoři byli zaznamenáni v malé míře. I při vizuálním monitorování predátorů byl výskyt savců minimální. Je otázkou, do jaké míry je metoda umělých hnízd schopná napodobovat reálné predační riziko (Major & Kendal 1996, Zanette 2002, Burke et al. 2004, Thompson & Burhans 2004). Pach umělého hnízda se od reálného liší (Willebrand & Marcström 1988, Storaas & Wegge, 1997) a diskutována byla i schopnost správného napodobení a umístění hnízda při výzkumu (Guyn & Clark 1997). Viditelnost hnízda je jedním z faktorů zvyšujícím riziko predace. Ovlivňuje jí heterogenita vegetace, olistění a půdní pokryv se ukázaly být důležitým faktorem pro přežití hnízda v mnoha studiích (Angelstam 1986, Leimgruber et al. 1994). V době experimentu s umělými hnízdy dosahoval porost na některých fragmentech výšky až 1,20 m. Je tedy možné, že hledání hnízd bylo pro savčí predátory v takových podmínkách obtížné. Různé skupiny predátorů mají různé vyhledávací taktiky. Ptáci používají vizuální schopnosti k hledání potravy a prohledávají terén z výšky (Huhta et al. 1996, Pärt & Wretenberg 2002). Snáze tak mohou tedy najít umělé hnízdo. Savci používají čich. Pozorovací studie uvádí, že savčí predátoři, jako je liška, nejsou schopni detekovat čichem kořist na víc jak 1,5 metru (Osterholm, 1964). Lišky tedy hledají potravu podle pachových stop (Vickery et al. 1992, Seymour et al. 2003), takže je možné, že při procházení svého teritoria metodou „cik-cak“ (Seymour et al. 2004) na hnízdo nenarazí. Např. Paton (1994) uvádí, že umělá hnízda jsou častěji predována ptačími predátory, kteří využívají zrakové podněty, kdežto reálná hnízda jsou častěji predována savci využívajícími primárně čichu. Podobně to uvádí také Willebrand & Marcström (1988) a obdobné studie ze suburbánního prostředí (Torington & Bowman 2003). Piper & Catteral (2006) uvádějí při podobném pokusu predaci ptáky až v 80 % případů a savci jen ve 12 % případů.

Z celkového počtu 126 hnízd však 22 z nich nebylo při kontrole vůbec nalezeno. Při doměnce, že tato vejce mohla být odnesena právě savčím predátorem, by v tom případě predace savci byla obdobná jako predace ptáky. Po čtrnáctidenní expozici hnízd je stěží určitelné, zda chybějící reálné vejce má na svědomí savčí či ptačí predátor. Nese-li druhé vejce v hnízdě známku ptačího predátora, pak je výsledná predace zkreslená pouze ve prospěch ptačího

predátora, zatímco se savčím není počítáno. Tomuto problému lze čelit častějšími kontrolami hnízd nebo nainstalováním fotoaparátů nebo kamer.

Při pokračování výzkumu je tedy třeba se do budoucna zaměřit více na savčí predátory z hlediska lepší identifikace známek predace (umělá vejce) a na spolehlivější prokazování jejich prostorového výskytu v krajině, např. pomocí čichacích stanic nebo nášlapných plošek pro identifikaci stop. V každém případě jsou významnými predátory ptačích hnízd krkavcovití, a tedy je nutné dbát pečlivého maskování nebo napodobení reálných vizuálních atributů umělých hnízd srovnatelných se skutečnými hnízdy (ukrytí v porostu, výška vegetace, vyšlapané cestičky atd).

6.2 Velikost ploch a diverzita okolního prostředí

Dále byla testována hypotéza, zda se mění intenzita predace v závislosti na velikosti a diverzitě okolí. Zjištěné výsledky tuto hypotézu nepodpořily. Vztah mezi intenzitou predace, velikostí fragmentů a diverzitou okolí nebyl prokázán. Experiment se prováděl na fragmentech od 1 ha do 67 ha. Většina studií na podobné téma, kde byl efekt velikosti prokázán (Skagen et al. 2005) testuje tuto hypotézu na větším rozpětí velikosti fragmentů. To se však většinou netýká suburbánního prostředí, ale fragmentované zemědělské krajiny porovnávané s lesními fragmenty. Suburbánní prostředí nedisponuje tak velkým rozpětím ve velikosti fragmentovaných ploch, takže efekt velikosti nemusí být prokázán. Námi zvolené rozpětí velikostí fragmentů tak z hlediska predátora generalisty nemuselo být považováno za rozdílné, tj. predátor všechny tyto fragmenty považuje za rovnocenné. Stejný problém může představovat i diverzita okolních biotopů, která je pro většinu sledovaných ploch v suburbánním prostředí stejná nebo podobná. Tato hypotéza tedy může být podpořená na širší krajinné škále při mnohem větším rozpětí velikosti fragmentů a zároveň mnohem kontrastnější biotopové diverzitě jejich okolí. Stejně výsledky (absence efektu velikosti území) uvádí např. Huhta et al. (1996), který testoval efekt velikosti na lesních fragmentech, tedy v prostředí s nízkou heterogenitou okolí a s obdobným rozpětím velikosti sledovaných fragmentů (7 – 50 ha), jako v mé studii.

Výsledky dále neprokázaly zvýšenou predaci na okrajích fragmentů, což nepodporuje hypotézu vlivu okrajového efektu na zvýšenou hnízdní predaci (Paton 1994, Huhta et al. 1998, Lahti 2001, Batáry & Báldi 2004). Okrajový efekt byl mnohokrát zdokumentován (Gibbs 1991, King et al. 1998), ale stejně tak byla zaznamenána jeho nepřítomnost (Nour et al. 1993, Marini et al. 1995, Bayne & Hobson 1997). Naprostá většina studií podporující tuto teorii ovšem

nepocházela ze suburbánního prostředí. Andrén (1995) uvádí, že při zkoumání predace ve vztahu k okrajovému efektu a velikosti území shromáždil několik studií na toto téma. Ze 40 studií jich osm nepotvrdilo vliv velikosti na intenzitu predace ani okrajový efekt (Angelstam 1986, Santos & Telluria 1992, Johnsson et al. 1993). Jen jedna ze 40 studií byla prováděna v suburbánní krajině (Langen et al. 1991) a vliv ekotonálního efektu tu také nebyl prokázán, což se shoduje s výsledky této práce, kde míra predace byla podobná jak na okraji tak ve středu fragmentů. Ericksson et al. (2001) zdůvodňuje chybějící okrajový efekt ve své práci krátkou historií vybraných fragmentů a prozatímni malou adaptací společenstva predátorů. Co se týká suburbánní krajiny, byl však spíše prokázán trend stahování se predátorů do blízkosti lidských sídlišť a zvýšení míry predace (Prange & Gehrt 2004, Parsons et al. 2006). Je tedy možné, že v námi sledovaném suburbánním prostředí nemusí být ekotonální efekt jednoznačně průkazný. Predátoři generalisté procházejí krajinu kompletně bez ohledu na biotopovou strukturu a pokud je jejich populační hustota vyšší, může být efekt okraje a středu zastřen. Posoudit věrohodnost této doměnky by mohla studie s opakovanými kontrolami exponovaných hnízd v rozmezí 3 – 4 dnů. Tato metodika totiž umožňuje analyzovat riziko predace mnohem jemněji s ohledem na dobu uplynulou od instalace po predační událost (Mayfield 1961, Weidinger 2003).

Dosavadní studie ukazují, že okrajové efekty se častěji vyskytují v mozaikovitých krajinách (Donovan et al. 1997), ale doklady z různých typů krajin s různou mozaikovitostí jsou velmi mnohoznačné (Lahti 2001). V zájmu rozšíření poznatků o fungování okrajového efektu v suburbánní krajině a o složení společenstva predátorů v těchto lokalitách je proto důležité zaměřit se na další výzkum s lepší metodickou identifikací predátorů a s delším časovým rozvržením projektu. Důležité je také publikovat co největší množství jakýchkoliv (negativních či pozitivních) výsledků spolu s uvedením detailní užití metodiky v odborné literatuře a poskytnout tak spolehlivý zdroj pro budoucí metaanalýzu, která umožní široce zobecnit vlivy zkoumaných jevů v různých typech krajin a v prostředí s různou mírou fragmentace.

7 Závěr

Z výsledků této práce vyplývá:

1. Nejčastějšími (identifikovanými) predátory umělých hnízd byli ptačí predátoři, hlavně straka obecná a sojka obecná. Savčí predátoři (liška, kuna) byli zjištěni v menší míře (23 %). Tento výsledek mohla ovlivnit zvolená metodika sběru dat.
2. Hypotéza ovlivnění intenzity predace velikostí fragmentu a diverzitou okolních biotopů nebyla podpořena. Při vyhodnocení dat neměla velikost ani diverzita na predaci umělých hnízd průkazný vliv. Tyto výsledky jsou však v souladu s obdobnými studiemi na toto téma. Mohou být zapříčiněny zvoleným velikostním rozpětím fragmentů a diverzitou sledovaného prostředí, které jsou málo variabilní z pohledu predátorů.
3. Nebyla podpořena hypotéza okrajového efektu. Predace pokusných hnízd byla podobná uvnitř i při okraji fragmentů, v interiéru byla dokonce o něco vyšší. Příčina může být ve vyšší hustotě predátorů, která může okrajový efekt zkreslovat nebo ve zvolené metodice umístění umělých hnízd (viditelnost hnízda).

8 Seznam literatury

- ADDICOTT J. F., AHO J. M., ANTOLIN M. F. ET AL., 1987: Ecological neighbour-hoods: scaling environmental patterns. *Oikos* 49: 340 – 346.
- AEBISCHER N. J. 1999: Multi-way comparisons and generalized linear models of nest success: extensions of the Mayfield method. *Bird Study* 46: 22–31.
- AMBUEL B. 1983: Area-dependent changes in the bird communities and vegetation of southern Wisconsin forests. *Ecology* 64 : 1057
- ANDĚRA M., HORÁČEK I. 2005: Poznáváme naše savce, Sobotáles, Praha.
- ANDRÉN H. 1991: Predation: an over-rated factor for over-dispersion of birds' nests? *Animal Behavior* 41: 1063–1069.
- ANDRÉN H. 1992: Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation: A landscape perspective. *Ecology* 73 (3): 794–804.
- ANDRÉN H. 1995: Effects of landscape composition on predation rates at habitat edges. In: Hansson L., Fahrig L., Merriam G. (eds.), 1995: *Mosaic Landscapes and Ecological Processes*. Chapman and Hall, London, pp. 225 – 255
- ANDRÉN H., ANGELSTAM P. 1988: Elevated predation rates as an edge effect in habitat islands: experimental evidence. *Ecology* 69: 544 – 547.
- ANGELSTAM P. 1986: Predation on ground-nesting birds' nests in relation to predator densities and habitat edge. *Oikos* 47: 365–373.
- BALL J., GAZDA R. J., MCINTOSH D. D. 1994: A Sample Device for Measuring Survival Time of Artificial Nests. *J. Wildl. Manage.* 58(4):793 – 796.
- BATÁRY P., BÁLDI A. 2004: Evidence of an edge effect on avian nest success. *Conservation Biology* 18: 389–400.
- BATTIN J. 2004. When good animals love bad habitats: ecological traps and the conservation of animal populations. *Conservation Biology* 18:1482–1491.
- BAYNE E. M., HOBSON K. A., 1997: Comparing the effects of landscape fragmentation by forestry and agriculture on predation of artificial nests. *Conservation Biology* 11: 1418–1429
- BAYNE E. M., HOBSON K. A., FARGEY P. 1997: Predation on artificial nests in relation to forest type: contrasting the use of quail and plasticine eggs. *Ecography* 20: 233–239.
- BEGON M., HARPER J. L., TOWNSEND C. R. 1997: Ekologie: jedinci, populace a společenstva. Vydavatelství Univerzity Palackého, Olomouc.

- BERG A., NILSSON S. G., BOSTROM H. 1992: Predation on artificial wader nests on large and small bogs slony a north-south gradient. *Ornis Scand.* 23: 13 – 16.
- BĚŤÁK J., HALAS P. 2007: Příspěvek k metodice studia diverzity a funkce ekotonových společenstev na příkladu lesních okrajů. Citováno z www.ugn.cas.cz/events/2007/phdw/wd-2007.pdf. 24. 3. 2008
- BIDER J. R. 1968: Animal activity in uncontrolled terrestrial communities as determined by a sand transect technique. *Exil. Monogr.* 38: 269 – 308
- BIRKHEAD T. R. 1991: The Magpies. The esology and bahaviour of Black-billed Magpies. T & A. D. poyser, London.
- BOLLINGER E. K. 2002: Modeling the impact of edge avoidance on avian nest densities in habitat fragments. *Ecological Applications* 12 : 1567
- BOTH CH. 1999: Bird population studies in the light of density depense. *Ardea* 87: 301–305.
- BRITTINGHAM M. C. 1983: Have cowbirds caused forest songbirds to decline? *Bioscience* 33 : 31
- BURGES L. D. 1994: Effects of prairie fragmentation on predation on artificial nests. *Journal of wildlife management* 58 : 249
- BURKE D. M., ELLIOTT K., MOORE L., DUNFORD W., NOL E., PHILLIPS J., HOLMES S., FREEMARK K. 2004: Patterns of nest predation on artificial a natural nests in forests. *Conservation Biology* 18: 381 – 388.
- BURKE D. M. 1998: Influence of food abundance, nest-site habitat, and forest fragmentation on breeding ovenbirds. *AUK* 115 : 96
- CASTILLA A. M., DHONDT A. A., DÍAZ-URIARTE R., WESTMORELAND D. 2007: Predation in ground-nesting birds: an experimental study using natural egg-color variation. *Écologie et conservation des oiseaux* 2 (1): 2
- CLARK R., NUDDS T. D. 1991: Habitat patch size and duck nesting success: the crucial experiments have not been performed. *Wildl. Soc. Bull.* 19: 534 – 543.
- CLAWSON M. R. 1998: Success of artificial nests in CRP fields, native vegetation, and field borders in Southwestern Montana. *Journal of Field Ornithology* 69 : 180
- DELIBES M., GAONA P., FERRARAS P. 2001: Effects of an attractive sink leading into maladaptive habitat selection. *American Naturalist* 158: 277–285.
- 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. *Agr. Ecosyst. Environ.* 116: 189–196.
- DONOVAN T. M., 1995: Reproductive success of migratory birds in habitat sources and sinks. *Conservation Biology* 9 : 1380

- DONOVAN T. M., JONES P. W., ANNAND E. M., THOMPSON III. F. R., 1997: Variation in local-scale edge effects: mechanisms and landscape context. *Ecology* 78: 2064–2075.
- DONOVAN T. M. 2001: Area-sensitive distributions counteract negative effects of habitat fragmentation on breeding birds. *Ecology* 82 : 1170
- DONOVAN T. M., THOMPSON F. R. 2001: Modelling theecological trap hypothesis: a habitat and demographic analysis for migrant songbirds. *Ecological Applications* 11: 871–882.
- DUFEK J., JEDLIČKA J., ADAMEC V. 2003: Fragmentace lokalit dopravní infrastrukturou – ekologické efekty a možná řešení v projektu COST 341. Citováno z www.cdv.cz, 24.3. 2008
- ERICKSSON L. M., EDENIUS L., ARESKOUG V., MERITT D. A. Jr. 2001: Nest-predation at the edge: an experimental study contrasting two types of edges in the dry Chaco, Paraguay. *Ecography* 24: 742 – 750.
- FAHRIG L. 1994: Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology* 8 : 50
- FORMAN R. T. T., GODRON M. 1993: Krajinná ekologie. *Academia, Praha*.
- GATES J. E., GYSEL L. W. 1978: Avian nest dispersion and fledging outcome in field-forest edges. *Ecology* 59: 871–883
- GERING J. C., BLAIR R. B. 1999: Predation on artificial bird nests along an urban gradient: predatory risk or relaxation in urban environments? *Ecography* 22: 532–541.
- GILPIN M. E., SOULÉ M. E. 1986: Minimum viable populations: the processes of species extinctions. In: Soulé, M. E., (ed.): *Conservation Biology: the Science of Scarcity and Diversity*: 13–34. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- GIBBS J. P. 1991: Avian nest predation in tropical wet forest: an experimental study. *Oikos* 60: 155–161.
- GUSTAFSON T. 2005: Nest predation in birds – important concepts and methodological problems, Introductory Research Essay No 22 Department of Conservation Biology SLU Uppsala 2005
- GUYN K. L., CLARK R. G. 1997: Cover characteristics and success of natural and artificial duck nests. *Journal of Field Ornithology* 68: 33 – 41
- HERKERT J. R. 1994: The Effects of habitat fragmentation on midwestern grassland bird communities. *Ecological Applications* 4 : 461.
- HERKERT J. R. 2003: Effects of prairie fragmentation on the nest success of breeding birds in the midcontinental United States. *Conservation Biology* 17 : 587
- HOLMES R. T., MARRA P. P., SHERRY T. W. 1996: Habitatspecific demography of breeding black-hroated blue warblers (*Dendroica caerulescens*): implications for population dynamics. *Journal of Animal Ecology* 65:183–195.

- HOWARD M. N. 2001: Does habitat fragmentation influence nest predation in the shortgrass rairie?. *Condor* 103 : 530
- HUDEK K. & ŠŤASTNÝ K. 2005: Fauna ČR. Ptáci 2. *Academia*. Praha.
- HUHTA E., MAPPES T., JOKIMÄKI, J. 1996: Predation on artificial ground nests in relation to forest fragmentation, agricultural land and habitat structure. *Ecography* 140: 214–222.
- HUHTA E., JOKIMÄKI J., HELLE P. 1998: Predation on artificial nests in a forest dominated landscape – the effects of nest type, patch size and edge structure. *Ecography* 21: 464 – 71.
- CHALFOUN A. D., THOMPSON F. R., RATNASWAMY M. J. 2002: Nest predators and fragmentation: review and meta-analysis. *Conservation Biology* 16: 306–318
- JOHNSSON K., NILSON S. G., TJERNBERG M. 1993: Increased nest predation on hole-nesting birds to forest edges? In The black woodpecker *Dryocopus martius* as a keystone species in forest. PhD thesis, Report 24, Department of Wildlife Ecology, Swedish University of Agricultural Science, Uppsala, Sweden.
- JOKIMÄKI J., HUHTA E. 2000: Artificial nest predation and abundance of birds along an urban gradient. *Condor* 102: 838–847.
- KING D. I., DEGRAAF R. M., GRIFFIN C. R. 1998: Edge-related nest predation in clearcut and groupcut stands. *Conservation Biology* 12: 1412 – 1415.
- KOKKO H., SUTHERLAND W. J., 2001: Ecological traps in changing environments: ecological and evolutionary consequences of a behaviourally mediated Allee effect. *Evolutionary Ecology Research* 3:537–551.
- KORPIMÄKI E. 1988: Effects of territory quality on occupancy, breeding performance and breeding dispersal in Tengmalm's owl. *Journal of Animal Ecology* 57: 97–108.
- KOUBOVÁ M., MRŠTNÝ L., LOUDOVÁ J., SVOBODOVÁ J., ŠÁLEK MA., ŠÁLEK MI. 2008: Ekotonální efekt ve fragmentované krajině. Environmental Science, sborník abstraktů 1. ročníku konference 13. – 14. března 2008: 22.
- KRISTAN W. B. 2003: The role of habitat selection behaviour in population dynamics: source-sink systems and ecological traps. *Oikos* 103: 457–468.
- KURKI S., NIKULA A., HELLE P., LINDÉN H. 2000: Landscape fragmentation and forest composition effects on grouse breeding success in boreal forests. *Ecology* 81: 1985–1997.
- LACK D. 1954: The natural regulation of animal numbers. Clarendon Press, Oxford.
- LAHTI D. C. 2001: The „edge effect on nest predation“ hypothesis after twenty years. *Biological Conservation* 99: 365–374.

- LANDE R. 1993: Risk of population extinction from demographic and environmental stochasticity and random catastrophes. *Am. Nat.* 142: 911–927.
- LANGEN T. A., BOLGER D. T., CASE T. J. 1991: Predation on artificial bird nests in chaparral fragments. *Oecologia* 86: 395 – 401.
- LEIMGRUBER P., MCSHEA W. J., RAPPOLE J. H. 1994: Predation on artificial nests in large forest blocks. *J. Wildl. Manage* 58: 254 – 260.
- LEOPOLD A. 1933: Game Management. Charles Scribner's Sons, New York.
- LIMA S. L., ZOLLNER P. A. 1996: Towards a behavioral ecology of ecological landscapes. *Trends in Ecology and Evolution* 11:131–135.
- LIPSKÝ Z. 2000: Sledování změn v kulturní krajině. ČZU, Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy.
- MAJOR R. E. & KENDAL C. E. 1996: The contribution of artificial nests experiments to understanding avian reproductive success: a review of methods and conclusions. *Ibis* 138: 298–307.
- MANKIN P. C. 1992: Vulnerability of ground nests to predation on an agricultural habitat island in east-central Illinois. *American midland naturalist* 128 : 281
- MARINI M. A., ROBINSON S. K., HESKE E. J. 1995: Edge effects on nest predation in the Shawnee national forest, southern Illinois. *Biological Conservation* 74: 203 – 213.
- MARTIN T. E. 1987: Artificial nests experiments: effects of nest appearance and type of predators. *Condor* 89: 925–928.
- MARTIN T. E. 1988: On the advantage of being different: nest predation and the koexistence of bird species. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 85: 431 – 440.
- MARTIN T. E. 1992: Breeding productivity considerations: what are the appropriate habitat features for management?. In: Hagan, J. M. I., Johnston, D. W., (eds.): *Ecology and Conservation of Neotropical Migrant Landbirds*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, pp. 455–473.
- MARTIN T. E. 1995: Avian life-history evolution in relation to nest sites, nest predation, and food. *Ecol. Monogr.* 65: 101–127.
- MAYFIELD H. 1961: Nesting success calculated from exposure. *Wilson Bull.* 73: 255–261.
- MAZGAJSKI T. D., REJT L. 2006: The effect of forest patch size on the breeding biology of the great spotted woodpecker *Dendrocopos major*. *Ann. Zool. Fennici* 43: 211 – 220.
- MCARTHUR R. H., WILSON E. O. 1967: The theory of Island Biogeography. Princeton University Press, Princeton, NJ

- MCDONELL M. J., PICKETT S. T. A., POUVAT R.V. 1993: The application of the ecological gradient paradigm to the study of urban effects. *Humans as components of the ecosystem*: 175 – 189. New York: Springer-Verlag.
- MØLLER A. P. 1989: Nest site selection across field-woodland ecotones: the effect of nest predation. *Oikos* 56: 240–246.
- MOSS R., WATSON A. 2001: Population cycles in birds of the grouse family (Tetraonidae). *Advances in Ecological Research* 32: 53 – 111.
- MORNEAU F., LEPINE C., DECARIE R., VILLARD M. A., DESGRANGES J. L. 1995: Reproduction of American robin (*Turdus migratorius*) in a suburban environment. *Landscape and Urban Planning* 32: 55–62.
- NEWTON I. 1991: Habitat variation and population regulation in sparrowhawks. *Ibis* 133: 76–88
- NOUR N., MATTHYSEN E., DHONDT A. A. 1993: Artificial nest predation and habitat fragmentation: different trends in bird and mammal predators. *Ecography* 16: 111 – 116.
- OSTERHOLM H. 1964: The significance of distance reception in the feeding behaviour of fox (*Vulpes vulpes* L.). *Acta Zool. Fenn.* 106: 1 – 31.
- ODUM, E. P., 1977: Základy ekologie. *Academia, Praha.* 219–221.
- ORIAN G. H., WITTENBERGER J. F. 1991. Spatial and temporal scales in habitat selection. *American Naturalist* 137: 29 – 49.
- PASITSCHNIAK-ARTS M. 1998: Duck nesting success in a fragmented prairie landscape: is edge effect important?. *Biological Conservation* 85: 55
- PARSONS H., MAJOR R. E., FRENCH K. 2006: Species interactions and habitat associations of birds inhabiting urban areas of Sydney, Australia. *Austral Ecology* 31: 217 – 227.
- PÄRT T. 2001: The effects of territory quality on age-dependent reproductive performance in the northern wheatear, *Oenanthe oenanthe*. *Animal Behaviour* 62: 379–388.
- PÄRT T. & WRETENBERG J. 2002: Do artificial nests reveal relative nest predation risk on real nests? *Journal of Avian Biology* 33: 39–46.
- PATON P. W. C. 1994: The effect of edge on avian nest success: How strong is the evidence? *Conservation Biology* 8 (1): 17–26.
- PETIT L. J., PETIT D. R. 1996: Factors governing habitat selection by Prothonotary Warblers: field tests of the Fretwell-Lucas models. *Ecological Monographs* 66: 67–387.
- PICMAN J. 1988: Experimental study of predation on eggs of ground nesting birds: effects of habitat and nest distribution. *Condor* 90: 124–131.
- PIPER S. D., CATTERAL C. P. 2006: Is the conservation value of small urban remnants of eucalypt forest limited by increased levels of nest predation? *EMU* 106: 119–125

- PRANGE S., GEHRT S. D. 2004: Changes in mesopredator-community structure in response to urbanization. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne de Zoologie* 82: 1804–1817
- PRIMACK R. B., KINDLMANN P., JERSÁKOVÁ, J. 2001: Biologické principy ochrany přírody. *Portál, Praha*.
- PULLIAM H. R., DANIELSON B. J. 1991: Sources, sinks, and habitat selection: a landscape perspective on population dynamics. *American Naturalist* 137: 50 – 66.
- RATTI J. T., REESE K. P. 1988: Preliminary test of the ecological trap hypothesis. *J. Wildl. Manage* 52: 484 – 491.
- REALE J. A., BLAIR R. B. 2005: Nesting Success and Life-History Attributes of Bird Communities Along an Urbanization Gradient. Department of Zoology, Miami University, Oxford
- REITSMA L. 1992: Is nest predation density dependent? A test using artificial nests. *Can. J. Zoo.* 70: 2498–2500.
- RICKLEFS R. E. 1969: An analysis of nesting mortality in birds. *Smithsonian Contributions to Zoology* 9: 1–48.
- RICKLEFS R. E. 2000: Density depense, evolutionary optimization, and the diversification of avian life. *Condor* 102: 9–22
- ROBBINS C. S. 1979: Effect of forest fragmentation on bird populations. *USDA Forest Service, Gen. Tech. Report NC-5 1*: 198 – 212.
- ROBERTSON G. A., HUTTO R. L. 2006: A framework for understanding ecological traps and an evaluation of existing evidence. *Ecology* 87:1075–1085.
- ROBINSON S. K., THOMPSON F. R., DONOVAN T. M., WHITEHEAD D. R., FAABORG J. 1995: Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. *Science* 267: 1987–1990.
- ROBINSON S. K. 1998: Another threat posed by forest fragmentation: Reduced food supply. *AUK* 115
- RUDNICKY T. C., HUNTER M. L. 1993: Avian nest predation in clearcuts, forests, and edges in a forest-dominated landscape. *Journal of Wildlife Management* 57: 358–364.
- SAALFELD S. T., DITCHKOFF S. S. 2007: Survival of neonatal white-tailed deer in an exurban population. *Journal of Wildlife Management*. 940–944.
- SANTOS T., TELLERIA J. L. 1992: Edge effects on nest predation in Mediterranean fragmented forest. *Biological Conservation* 60: 1–5.

- SEYMOUR A. S., HARRIS S., RALSTON C., WHITE P. C. L. 2003: Factors influencing the nesting success of lapwings *Vanellus vanellus* and fox *Vulpes vulpes* behaviour in lapwing nesting sites. *Bird Study* 50: 39 – 46.
- SEYMOUR A. S., HARRIS S., RALSTON C., WHITE P. C. L. 2004: Potential effects of reserve size on incidental nest predation by red foxes (*Vulpes vulpes*). *Ecological Modelling* 175: 101 – 114.
- SCHLAEPFER M. A., RUNGE M. C., SHERMAN P. W. 2002: Ecological and evolutionary traps. *Trends in Ecology and Evolution* 17: 474–480.
- SKAGEN S. K., ADAMS A. A. Y., ADAMS R. D. 2005: Nest survival relative to patch size in a highly fragmented shortgrass prairie landscape. *Wilson Bulletin*
- SKLENIČKA P. 2003: Základy krajinného plánování (2. vydání). *Vydavatelství Naděžda Skleničková, Praha.*
- SMALL M. F., HUNTER M. L. JR. 1988: Forest fragmentation and avian nest predation in forested landscapes. *Oecologia* 76: 62–64
- STATISTIKA, Statsoft 2007
- STORAAS T., WEGGE P. 1987: Nesting habitats and nest predation in sympatric populations of Capercaillie and Black Grouse. *Journal of Wildlife Management* 51: 167–172.
- STORCH I., LINDSTROM E., DE JOUNGE J. 1990: Diet and habitat selection of the pine marten in relation to competition with the red fox. *Acta Theriol.* 35: 311 – 320.
- STORCH I. 1991: Habitat fragmentation, nest site selection, and nest predation risk in Capercaillie. *Ornis Scandinavica* 22: 213–217.
- STORCH D. 1995: Okrajový efekt. *Vesmír* 74 (10): 594.
- SMALL M. F. & HUNTER M. L. JR., 1988: Forest fragmentation and avian nest predation in forested landscapes. *Oecologia* 76: 62–64
- SVOBODOVÁ J., ŠÁLEK M., ALBRECHT T., 2004: The relationship between predation risk and occurrence of blafl grouse (*Tetrao tetrix*) in a highly fragmentes landscape: An experiment based on artificial nests. *Ésociance* 11: 431 – 427.
- ŠÁLEK M., SVOBODOVÁ J., BEJČEK V., ALBRECHT T. 2004: Predation on artificial nests in relation to the numbers of small mammals in the Krušné hory Mts, the Czech Republic. *Foolia Zool.* 53 (3): 312–318.
- THOMPSON F. R., BURHANS D. E. 2004: Differences in pradators of artificial and real songbird nests: evidence of bias in artificial nest studies. *Conservation Biology* 18: 373 – 380.
- THORINGTON K. K., BOWMAN R. 2003: Predation rate on artificial nests increases with human housing density in suburban habitats. *Ecography* 26: 188–196.

- VANDER HAEGEN W. M., DEGRAAF R. M. 1996: Predation rates on artificial nests in an industrial landscape. *Forest Ecology and Management* 86: 171–179.
- VERGARA P. M., SIMONETTI J. A. 2003: Forest fragmentation and rhinocryptid nest predation in central Chile. *Acta Oecologica – International Journal of Ecology* 24 (5 – 6): 285 – 288.
- VICKERY P. D., HUNTER M. L. JR., WELLS J. V. 1992: Evidence of incidental nest predation and its effects on nests of threatened grassland birds. *Oikos* 63: 281–288.
- WEIDINGER K. 2002: Interactive effects of concealment, parent behaviour and predators on the survival of open passerine nests. *Journal of Animal Ecology* 71: 424–437
- WEIDINGER K. 2003: Hnízdní úspěšnost – co to je a jak se počítá. *Sylvia* 39: 1–24.
- WIENS J. A. 1995: Habitat Fragmentation – Island landscape perspectives on bird conservation. *Ibis* 137 : 97
- WINTER M., JOHNSON D. F., SHAFFER J. A., DONOVAN T. M., SVEDARSKY W. D. 2006: Patch size and landscape effects on density and nesting success of grassland birds. *Journal of Wildlife Management* 70 (1): 158 – 172.
- WILCOVE D. S. 1985: Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. *Ekology* 66: 1211 – 1214.
- WILCOVE D. W., MCLELLAN C. H., DOBSON, A. P. 1986: Habitat fragmentation in the temperate zone. *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. pp. 237–256 Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- WILLEBRAND T., MARCSTRÖM V. 1988: On the danger of using dummy nests to study predation. *Auk* 105: 378–379.
- YAHNER R. H., WRIGHT A. L. 1985: Depredation on artificial ground nests: effects of edge and plot age. *Journal of Wildlife Management* 49:508–513.
- YAHNER R. H. 1988: Changes in wildlife communities near edges. *Conservation Biology* 2: 333–339.
- ZANETTE L. 2002: What do artificial nests tells us about nest predation? *Biological Conservation* 103: 323 – 329.
- ZANETTE L., JENKINS B. 2000: Nesting success and nest predators in forest fragments: a study using real and artificial nests. *Auk* 117: 445–454.

9 Seznam příloh

Příloha č. 1: Výběr fragmentů (orámované plochy)

Příloha č. 2: Fragment v Hostavicích

Příloha č. 3: Pokusné hnízdo

Příloha č. 4: Označení polohy hnízda

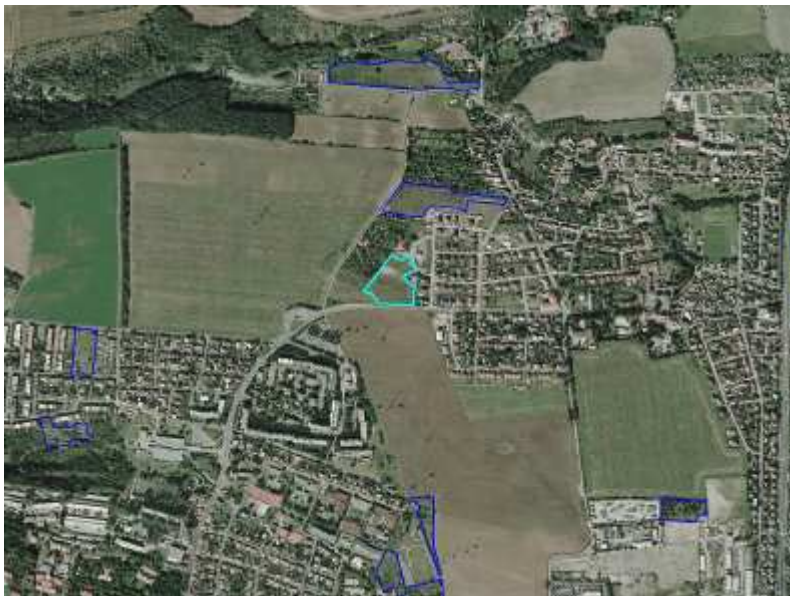
Příloha č. 5: Fragment s označením místa umělého hnízda

Příloha č. 6: Vypredované hnízdo

Příloha č. 7: Umělé vejce predované ptákem

Příloha č. 8: Sběr stop po savčích predátorech

Příloha č. 1: Ukázka z výběru fragmentů (orámované plochy)



Příloha č. 2: Fragment v Hostavicích



Příloha č. 3: Pokusné hnízdo



Příloha č. 4: Označení polohy hnízda



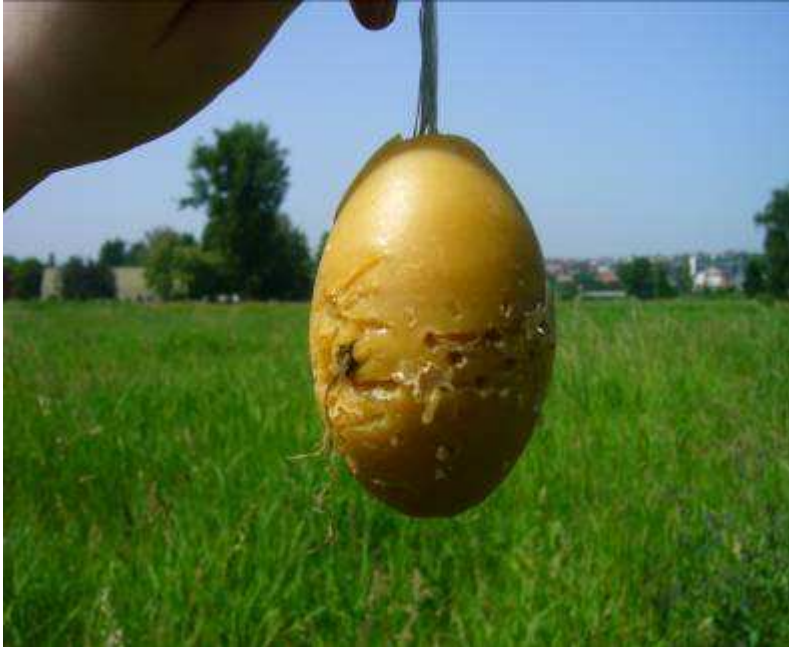
Příloha č. 5: Fragment s označením místa umělého hnízda



Příloha č. 6: Vypredované hnízdo



Příloha č 7: Umělé vejce predované ptákem



Příloha č. 8: Sběr stop po savčích predátorech



