MASARYKOVA UNIVERZITA
PŘÍRODOVĚDECKÁ FAKULTA
ÚSTAV BOTANIKY A ZOOLOGIE

STRUKTURA DOMOVSKÉHO OKRSKU KOROPTVE POLNÍ *PERDIX PERDIX*

Diplomová práce

Martin Černý

Vedoucí práce: prof. Mgr. Miroslav Šálek, Dr. **Brno 2013**

Bibliografický záznam

Autor:	Bc. Martin Černý Přírodovědecká fakulta, Masarykova univerzita Ústav botaniky a zoologie
Název práce:	Struktura domovského okrsku koroptve polní *Perdix perdix*
Studijní program:	Ekologická a evoluční biologie, magisterský studijní program
Studijní obor:	Zoologie
Vedoucí práce:	prof. Mgr. Miroslav Šálek, Dr. Fakulta životního prostředí, ČZU v Praze
Akademický rok:	2012/2013
Počet stran:	63
Klíčová slova:	domovský okrsek, koroptev polní, biotop, telemetrie, lineární model, Coxův model proporcionálních rizik, kompoziční analýza

Bibliographic entry

Author	Bc. Martin Černý Faculty of Science, Masaryk University Department of Botany and Zoology
Title of Thesis:	The home range structure of Grey Partridge *Perdix perdix*
Degree programme:	Ecological and Evolutionary Biology, Master´s degree programme
Field of Study:	Zoology
Supervisor:	prof. Mgr. Miroslav Šálek, Dr. Faculty of Environmental Sciences, ČZU in Prague
Academic Year:	2012/2013
Number of Pages:	63
Keywords:	home range, grey partridge, habitat, telemetry, linear model, Cox proportional hazard model, compositional analysis

Abstrakt

V této práci se zabývám analýzou domovských okrsků zkoumající biotopové nároky koroptve polní. Posuzuji vztahy mezi kvalitou domovských okrsků a přežíváním individuí a jejich hnízd. Z pochopení těchto vztahů mezi biotopovým zastoupením a domovskými okrsky lze navrhnout možná opatření pro zvýšení koroptví populace v zemědělské krajině.

V letech 2009-2010 bylo sledováno 119 telemetricky označených jedinců koroptve polní v okolí Milešína. Z celkového počtu 4290 získaných lokací bylo utvořeno pomocí minimálního konvexního polygonu 167 domovských okrsků rozdělených do tří období v průběhu roku. Z terénních pozorování a podkladových map byly nadefinovány biotopové vrstvy a pomocí nich byl hodnocen vliv krajiny na velikost okrsku a přežívání za použití zobecněného lineárního modelu a Coxova modelu proporcionálních rizik. Užitím kompoziční analýzy byla stanovena preference biotopů a také bylo vyhodnoceno umístění 35 hnízd v jednotlivých biotopech.

Rozloha domovských okrsků se v průběhu roku měnila v závislosti na zastoupení biotopů v nich. Z jara velikost okrsku signifikantně souvisela se zastoupením obilí, luk a ostatních plodin. V hnízdním období pak průkazný vliv na plochu okrsku mělo obilí, řepka, zahrada a louka. Vliv biotopů na přežívání se ukázal jako důležitý faktor v průběhu hnízdění, kdy s rostoucím procentem zaměřených lokací v lese rostlo i predační riziko. Krajinné struktury, jako jsou okrajové partie biotopů a vzdálenost od vesnice, měly významný vliv na predační riziko především v pohnízdní době. V průběhu hnízdění bylo predační riziko ovlivněno vzdáleností od vesnice. Okraje zástavby také snižovaly přežívání v předhnízdním období. Koroptve v průběhu celého roku nejvíce upřednostňovaly meze a remízy, přičemž se vyhýbají zástavbě vesnic a lesům. Co se týče umisťování hnízd, koroptve se vyhýbají dominantnímu biotopu v domovském okrsku a soustřeďují se spíše na neobhospodařované biotopy.

Abstract

In this thesis I deal with the analysis of home range exploring habitat reguirements of Grey Partridge. I consider the relationship between the quality of home ranges and survival of individuals and their nests. The understanding of the relationship between habitat proportion and home ranges can propose possible measures to increase the partridge population in the agricultural landscape.

In years 2009-2010 were monitored 119 radio-tracked individuals of Grey Partridge around Milešín. From a total of 4290 gathered locations was formed by a minimum convex polygon 167 home ranges divided into three period during the year. From field observations and background maps were defined habitat layer and using them was evaluated the effect of landscape on the size of the range and survival using generalized linear models and Cox proportional hazard model. Using compositional analysis was determined habitat preferences and were evaluated the location of 35 nests in different habitats.

Area of home ranges changed in dependence on habitat representation during the year. In the spring the home range size was significantly related to the proportion of cereals, meadows and other crops. In the breeding season significant effect on the home range area had cereals, rape, garden and meadow. Influence of habitat on survival has emerged as an important factor during the breeding season, with the increasing percentage of targeted locations in the forest increased a predation risk. Landscape structures such as peripheral parts of habitats and distance from the village, had a significant effect on predation risk, especially in post-breeding period. During the nesting predation risk was influenced by the distance from the village. Margins of buildings also decreased survival in the pre-breeding period. Partridges during the year the most favored baulks and game refuges, while avoiding area of villages and forests. As for the placement of nests, partridges avoid the dominant habitat in home ranges and focus more on unmanaged habitats.

Vysoká škola: Masarykova univerzita | Fakulta: Přírodovědecká

Ústav botaniky a zoologie | Školní rok: 2011/2012

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

pro: **Martina Černého**

obor: Systematická biologie a ekologie – zaměření zoologie

Název tématu: **Struktura domovského okrsku koroptve polní *Perdix perdix***

Anglický název: The home range structure of Grey Partridge *Perdix perdix*

Zásady pro vypracování:

Koroptev polní je široce rozšířeným, avšak silně ubývajícím druhem zemědělské krajiny vázaným na nabídku pestré mozaiky raně sukcesních ploch s dostatkem potravy a bohatým vegetačním krytem. Příčiny poklesu početnosti tkví především v intenzifikaci zemědělství a ochuzení strukturální pestrosti krajinné mozaiky. Hlavním mortalitním faktorem v koroptvích populacích je predace, jež může být považována za indikátor kvality vybraných domovských okrsků. Důkladná analýza domovských okrsků je jednou z moderních metod zkoumání biotopových nároků druhu, posouzení vztahu různých vlastností okrsků a přežívání individuí a jejich hnízd pak ukazatelem kvality domovských okrsků. Výsledky těchto studií nacházejí praktická využití v druhovém a krajinném managementu.

Cílem této práce je důkladně vyhodnotit data o domovských okrscích a individuálním přežívání telemetricky sledovaných koroptví shromážděná v rámci bakalářské práce v letech 2009-2011 u volně žijící populace koroptve polní na Vysočině a řešit následující otázky:

1. Charakteristika domovského okrsku koroptve polní: Jaká je variabilita velikosti zimního a hnízdního okrsku v závislosti na zastoupení různých biotopů a celkové biotopové diverzitě v rámci okrsku?
2. Vliv kvality okrsku na přežívání: Jaký je vztah mezi kvalitativními ukazateli domovského okrsku (velikost, zastoupení biotopů, diverzita) a přežíváním koroptví?
3. Vliv krajinného kontextu na přežívání: Jak ovlivňují daší krajinné struktury (vzdálenost okrsku a hnízd od lesa a vesnice) přežívání koroptví?
4. Význam vybraných struktur pro koroptev: V jaké míře (s ohledem na nabídku v krajině) upřednostňuje koroptev při volbě okrsku a místa pro hnízdo následující biotopy, tradičně považované za významné pro tento ptačí druh: meze, remízy, biopásy, zimní strniště?

Rozsah grafických prací:

Práce bude zpracována na PC, včetně grafického vyhodnocení.

Rozsah průvodní zprávy:

50-80 stran včetně tabulek, obrázků a grafů, 12ti bodové písmo, pevná vazba

Seznam odborné literatury:

Vedoucí práce doporučí základní studijní literaturu (podle citačních zvyklostí):

Buner F., Jenny M., Zbinden N. & Naef-Daenzer B., 2005: Ecologically enhanced areas – a key habitat structure for re-introduced grey partridges Perdix perdix. Biol. Conserv. 124: 373-381.

Hooge P.N., Eichenlaub B., 2000: Animal movement extension to Arcview, ver. 2.0. Alaska Science Center - Biological Science Office, US Geological Survey, Anchorage.

Meriggi A., Montagna D., Zacchetti D., 1991: Habitat use by partridges (Perdix perdix and Alectoris rufa) in an area of northern Apennines, Italy. Boll. Zool., 58: 85-90.

Millspaugh J.J., Marzluff J.M. (eds), 2001: Radio Tracking and Animal Populations. Academic Press, San Diego etc.

Novoa, C., Aebischer, N.J., Landry, P., 2002: Upland habitat use by Pyrenean grey partridges Perdix perdix hispaniensis during the breeding season. Wildl. Biol., 8: 99-108.

Šálek M., Marhoul P., Pintíř J., Kopecký T., Slabý L., 2004: Importance of unmanaged wasteland patches for the grey partridge Perdix perdix in suburban habitats. Acta Oecol. 25: 23-33.

Wübbenhorst D., Leuschner C., 2006: Vegetation structure at the breeding sites of the partridge (Perdix perdix L.) in central Europe and its possible importance for population density. Polish Journal of Ecology 54: 57-67.

Vedoucí diplomové práce: Doc. Mgr. Miroslav Šálek, Dr., fakulta životního prostředí, ČZU v Praze

Konzultant: Mgr. Dana Rymešová

Datum zadání diplomové práce: listopad 2011

Termín odevzdání diplomové práce: 30. duben 2013

L.S.

Vyjádření vedoucího oddělení:

vedoucí diplomové práce

ředitel ústavu

V Brně dne 30 -11- 2011

převzal (diplomant)

MASARYKOVA UNIVERZITA
Přírodovědecká fakulta
ÚSTAV BOTANIKY A ZOOLOGIE
611 37 Brno, Kotlářská 2

Poděkování

Na tomto místě bych rád poděkoval svému vedoucímu prof. Mgr. Miroslavu Šálkovi, Dr. za odborné vedení, pomoc při statistickém zpracovávání dat a v neposlední řadě za trpělivost při vypracovávání této práce. Také bych chtěl poděkovat Mgr. Daně Rymešové za pomoc v terénu a užitečné konzultace v oblasti dané problematiky. Dále bych rád poděkoval kolegům, kteří se začlenili do terénního výzkumu Oldovi Tomáškovi, Marii Adámkové a všem ostatním lidem podílejících se na zpracování níže zmiňovaného grantu.

Diplomová práce byla vypracována za finanční podpory grantového projektu GAČR 206/08/1281 Složky pohlavního výběru monogamního kura koroptve polní.

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem svoji diplomovou práci vypracoval samostatně s využitím informačních zdrojů, které jsou v práci citovány.

Brno 9. května 2013 . . . . . .

jméno příjmení

OBSAH

1 ÚVOD ... 11
1.1 Domovský okrsek ... 11
1.2 Změny velikosti okrsku v průběhu roku ... 12
1.3 Biotopy ... 13
1.4 Predační riziko a biotopy ... 14
1.5 Cíle práce ... 15
2 MATERIÁL A METODIKA ... 16
2.1 Charakteristika sledovaného území ... 16
2.2 Data ... 16
2.2.1 Období sledování ... 16
2.2.2 Odchyty ... 17
2.2.3 Telemetrie ... 18
2.2.4 Hnízda ... 18
2.3 Biotopy ... 18
2.4 Analýza dat ... 19
2.4.1 Jednoduchý lineární model ... 20
2.4.2 Coxův model proporcionálních rizik ... 20
2.4.3 Kompoziční analýza ... 21
2.4.4 Analýza umístění hnízda ... 22
3 VÝSLEDKY ... 23
3.1 Velikost domovského okrsku v průběhu roku ... 23
3.2 Vliv biotopů na velikost okrsku ... 24
3.2.1 Předhnízdní období ... 24
3.2.2 Hnízdní období ... 25
3.2.3 Pohnízdní období ... 27
3.3 Vliv kvality okrsku na přežívání ... 28
3.4 Vliv krajinných prvků na přežívání ... 31
3.4.1 Vliv okrajů ... 31
3.4.2 Vliv vzdálenosti lesa a vesnice ... 34
3.5 Preference biotopů v rámci okrsků v průběhu roku ... 36
3.5.1 Předhnízdní období ... 36

3.5.2 Hnízdní období 39
3.5.3 Pohnízdní období 42
3.6 Umístění hnízda 44
4 DISKUZE 47
5 LITERATURA 54

1 ÚVOD

Koroptev polní (*Perdix perdix* Linnaeus, 1758) je jedním z našich původních druhů ptáků z řádu Galliformes čeledi Phasianidae. Jedná se o druh polní krajiny rozšířený téměř po celém území ČR. Nejhojnější je v nížinách a teplejších pahorkatinách do nadmořské výšky 600-800 m n. m. Místy se však vyskytuje i ve vyšších polohách (HUDEC et al. 2005). Zemědělská krajina představuje dominantní krajinný prvek v Evropě a významná část biodiverzity je vázána právě na zemědělská stanoviště (ROBINSON & SUTHERLAND 2002). Avšak od 50. let 20. století byl zaznamenán pokles početnosti mnoha druhů zemědělské krajiny (CRAMP & SIMMONS 1979) vlivem intenzifikace, mechanizace a chemizace zemědělství (HUDEC et al. 2005). Naneštěstí i pro tento místy ještě hojný druh byl v poslední době zaznamenán úbytek populace. Od roku 1973 se počet hnízdících koroptví v České republice snížil o 20 % (ŠŤASTNÝ et al. 2006). Dříve rozmanitá krajina se stala homogennější vlivem utváření velkých polních celků. Tímto způsobem dotčená biodiverzita byla dále postižena užíváním pesticidů, které omezily dostupnost potravních zdrojů, které představuje hmyz a plevele. Celkově vzato modernizace zemědělství měla za následek změnu heterogenního prostředí na jednolité celky, které vedly ke ztrátě dostupné potravy pro koroptev, míst k hnízdění a krytu před predátory (REYNOLDS & TAPPER 1996), tudíž konečným faktorem stojícím za poklesem je zhoršení ptačích stanovišť v zemědělské krajině (AEBISCHER & EWALD 2004). Studium výběru prostředí druhem v kulturní krajině má proto význam jak teoretický např. při posuzování adaptability různých druhů v prostředí postiženém činností člověka, tak zejména praktický při hledání vhodných opatření pro zajištění druhové ochrany.

1.1 Domovský okrsek

Jedním z prvních autorů popisujících domovský okrsek byl Seton (1909), který ve své práci popisuje domovský region. Doslova udává: „Žádné divoké zvíře se netoulá náhodně krajinou, každé má domácí region, i když se nemusí jednat o skutečný domov. Velikost domovského regionu odpovídá velikosti zvířete.“ Tuto definici upřesnil Burt (1943) dodávající, že Seton nejspíš myslel dospělé jedince, neboť mladí jedinci často vykonávají potulky před ustálením domovského okrsku. Formální znění tedy zní:

„Domovský okrsek je území využívané jedincem při jeho běžných činnostech od shromažďování potravy, po páření a péče o mladé. Občasné výpady mimo oblast, nejspíš za průzkumným účelem v přírodě, by neměly být považovány za součást domovského okrsku.“ (BURT 1943).

Dnešní definice je taková, že domovský okrsek je území, ve kterém se jedinci pravidelně zdržují. Na rozdíl od teritoria není domovský okrsek aktivně bráněn. Často se jedná o neutrální území nad rámec jednotlivých teritorií, většinou se zdrojem potravy a vody, často zahrnuje i hromadná nocoviště (VESELOVSKÝ 2008). Teritorium je většinou součástí domovského okrsku a poskytuje jedinci určité zdroje, které aktivně brání (např. sexuálního partnera). Domovský okrsek lze najít u každého jedince, avšak teritorium nemusí být vytvořeno (TKADLEC 2008). Domovský okrsek nelze zaměňovat s akčním prostorem, územím obývaným jedincem, párem nebo skupinou po celou dobu jejich života zahrnující teritoria, místa pobytu mimo rozmnožování, letní a zimní stanoviště a místa odpočinku během migrace (VESELOVSKÝ 2008). Studiem těchto okrsků se dozvídáme důležité okolnosti týkající se druhových nároků i rizik spojených s přežíváním a reprodukcí (SPENCER 2012).

1.2 Změny velikosti okrsku v průběhu roku

Domovský okrsek není stejný v průběhu života a mění se v závislosti na pohlaví, případně věku a ročním období (BURT 1943). Mění se v závislosti na dostupnosti zdrojů v jednotlivých ročních obdobích. Tyto změny mohou být u koroptve v rozmezí od několika hektarů do stovek hektarů (SMITH et al 1982). Všeobecně nejnižší rozlohy domovských okrsků koroptve lze nalézt během hnízdění. Naopak největší okrsky jsou na podzim a z jara. Proměnlivost tudíž souvisí se změnami stanovišť v průběhu roku. Hlavně na konci léta a na podzim, kdy jsou sklízena a zaorávána pole, jež tvoří významnou část koroptvího okrsku (SMITH et al. 1982). Dobrá stanoviště mohou snížit velikost domovského okrsku ve srovnání s biotopově chudými stanovišti (ŠÁLEK et al. 2002). Výrazné změny mohou souviset i se změnami v sociální organizaci populace, kdy na jaře dochází k párování, v létě jsou pak okrsky utvářeny hnízdícím párem, zatímco na podzim a v zimě celými rodinými hejny, ve kterých zůstávají ptáci do pozdní zimy (BUNER et al. 2005). Rodinná hejna jsou obvykle tvořena párem a jejich potomky. K takovému hejnu se mohou přidat i další nepříbuzné koroptve, které

v předcházející sezóně nevyvedly kuřata, nebo mohou vzniknout velká hejna spojením dvou rodin (CRAMP & SIMMONS 1979). Pro důkladné pochopení rizik přežívání koroptve v zemědělské krajině je potřeba zkoumat její domovský okrsek celoročně, tedy nejen v době hnízdění, na které bývají některé studie bohužel omezeny (např. RANDS 1986, PANEK 1997a, NOVOA et al. 2006, WÜBBENHORST & LEUSCHNER 2006).

1.3 Biotopy

Koroptev polní jako druh otevřené krajiny se obecně vyhýbá stanovištím s hustým krytem (les), neboť tyto biotopy ležící často v sousedství polní krajiny jsou spojeny se zvýšeným predačním rizikem (TWOREK 2002). Využívá úzké pásy mezi poli jako vhodná místa pro hnízdění, odpočinek a shánění potravy (MERIGGI et al. 1991). Stanoviště ležící mezi dvěma sousedícími biotopy jsou typické vysokou diverzitou. Ekotony či biotopové okraje v zemědělské krajině, jako jsou souvratě, krajnice, pásy divoce rostoucích rostlin, náspy a příkopy, zvyšují obecně hodnotu okolních stanovišť pro ptačí druhy (HINSLEY & BELLAMY 2000). Atraktivita těchto plodin pro koroptve souvisí hlavně s dostupností potravních zdrojů (např. PANEK 1997b, VICKERY et al. 2009, EWALD et al. 2010, RANTANEN et al. 2010) a zajištěním vyšší reprodukční úspěšnosti ptáků (ŠÁLEK et al. 2002). Okraje polí jsou preferovány jak pro umístění hnízda (např. HUDEC et al. 2005, RANTANEN et al. 2010), tak i pro následné vodění kuřat. Dostupnost hmyzu, důležitá v prvních dvou týdnech života (FORD et al. 1938), je v okrajových stanovištích stejná v krajině tvořené velkými polními celky i v krajině s malými polními celky (PANEK 1997b). Avšak jako vhodnější se jeví heterogenní stanoviště s malými poli, která jsou rozdělená mezemi a remízy (SOUTHWOOD & CROSS 1969). Z tohoto důvodu je nutná ochrana těchto přechodných biotopů včetně omezeného užívání pesticidů na okrajích polí (PANEK 1992). Kvalitní okrsek by měl tedy zahrnovat co nejvyšší podíl okrajových biotopů a neobdělávaných pozemků (lad, mezí, remízků).

Jedním z hlavních problémů dnešní intenzivně obhospodařované krajiny je ztráta přirozeného prostředí a rozmanitosti při současném vytváření monokultur (HINSLEY & BELLAMY 2000). Figala et al. (2001) uvádí změnu počtu zemědělských jednotek z 542 na 38 a zvýšení průměrné velikosti pole z 1,0 ha na 13,7 ha. Pestrá kombinace různých biotopů je důležitým prvkem pro zajištění existence mnoha druhů v krajině,

zejména těch, které vyžadují pestrou biotopovou mozaiku s nabídkou různých zdrojů ke své existenci. Avšak při přílišné fragmentaci může dojít až k izolaci biotopů, která naopak působí negativně a může docházet k poklesu populace (TWOREK 2002).

1.4 Predační riziko a biotopy

K poklesu koroptví populace kromě změn v zemědělské krajině samozřejmě přispívá i predace, protože koroptev je obvyklou kořistí mnoha druhů ptačích i savčích mesopredátorů (TAPPER et al. 1996). Avšak nejen predace způsobuje úbytek počtu jedinců, nýbrž jsou zde i jiné příčiny jako jsou klimatické podmínky, choroby a vliv člověk, ať už přímo (lovem, odchytem), nebo nepřímo (technická zařízení, elektrická vedení, atd., BOUCHNER & FIŠER 1967). Studie z Francouzských Pyrenejí ukazuje malý podíl úmrtnosti způsobené predací za měsíc (5 %) rozložené do celého roku, oproti 30% míře odlovu během jednoho měsíce, čímž se pak lov stává hlavním faktorem ovlivňujícím přežívání koroptví v tomto měsíci (BESNARD 2010). Predace je tedy soustavně působícím faktorem na míru přežívání, tudíž je klíčovým prvkem ovlivňujícím mortalitu. Mění se ale během roku v závislosti na nabídce krytu, potravy a sociálním uspořádání populace, s nimiž úzce souvisí i charakter domovského okrsku (REYNOLDS & TAPPER 1996).

Populační pokles je často přičítán buď změnám stanovišť, nebo zvýšené míře predace. Je však zřejmé, že oba faktory spolupůsobí ve vzájemné součinnosti (EVANS 2004). Kupř. v nevhodném biotopu koroptev nenachází dostatek krytu a potravy, zvýšenou aktivitou se stává nápadnější a může být snáze nalezena a ulovena predátorem (např. BENTON et al. 2003, WATSON 2007). Nedostatečné zohlednění potenciálu těchto dvou faktorů dohromady pak může vést ke zkreslenému popisu příčin poklesu populace, např. přecenění role predátorů, a tím i výběru nevhodných řešení pro druhový management (EVANS 2004). Predační tlak může ovlivnit výběr biotopu, kdy se jedinci budou vyhýbat stanovištím se zvýšeným výskytem predátorů (WHITTINGHAM & EVANS 2004). Toto spojení však může působit i obráceně, kdy struktura biotopu může ovlivnit míru predace. Otevřená travnatá stanoviště poskytují malou ochranu před predátory (NOVOA et al. 2002), ale obecně platí, že při shánění potravy je lepší nízká a řídká vegetace snižující riziko predace zvýšením viditelnosti při ostražitém postoji (WHITTINGHAM & EVANS 2004). Watson et al. (2007) zjistili, že ostražitost

se zvyšuje s výskytem ve vysokostébelném porostu a se snižujícím se počtem jedinců v hejně. Ostražitý postoj je pak více pozorován u samců než u samic a nejspíš má vliv na párování z jara, neboť dobří „strážci“ se rychleji párují (BEANI & DESSÌ-FULGHERI 1998). Avšak bdělost jedinců demonstrovaná vztyčeným postojem může přilákat i pozornost predátora a snížit tak šance se ukrýt nebo utéct (RYMEŠOVÁ et al. 2012). Nejen ostražitý postoj zvyšuje šanci být spatřen predátory. U samců v jarním období také vokální projevy mohou přitáhnout pozornost predátorů (KASPRZYKOWSKI & GOŁŁAWSKI 2009). Tudíž je vždy důležitá i vzdálenost a dostupnost úkrytu. Hustota a heterogenita úkrytů může také ovlivnit predaci hnízda. Navíc vhodná stanoviště mohou podpořit i kryptické maskování hnízda (WILSON et al. 2001). Vhodnými biotopy z hlediska antipredační strategie jsou křoviny se středním korunovým zápojem (40-80 %, NOVOA et al. 2002). Také struktura křovin je důležitá, kdy se zvyšující se strukturou křovin liniového charakteru se snižuje výskyt predace (HINSLEY & BELLAMY 2000). Spolu s velikostí domovského okrsku je proto důležité důkladně sledovat strukturu biotopu v něm a výběr mikrostanovišť samotnými koroptvemi. I v rámci okrsku jsou místa upřednostňovaná a místa, jimž se ptáci spíše vyhýbají.

1.5 Cíle práce

Cílem této diplomové práce bylo:

1. Charakterizovat domovský okrsek koroptve polní; zejména zodpovědet na otázku: Jaká je variabilita velikosti zimního a hnízdního okrsku v závislosti na zastoupení různých biotopů a celkové biotopové diverzitě v rámci okrsku?

2. Popsat vliv kvality okrsku na přežívání koroptví: Jaký je vztah mezi kvalitativními ukazateli domovského okrsku (velikost, zastoupení biotopů, diverzita) a přežíváním jedinců?

3. Zhodnotit vliv krajinného kontextu na přežívání: Jak ovlivňují další krajinné struktury (vzdálenost okrsku a hnízd od lesa a vesnice) přežívání koroptví?

4. Posoudit význam vybraných biotopových struktur pro koroptev: V jaké míře (s ohledem na jejich nabídku v krajině) upřednostňuje koroptev při volbě okrsku a místa pro hnízdo následující biotopy, tradičně považované za významné pro tento ptačí druh: meze, remízy, biopásy, zimní strniště?

2 MATERIÁL A METODIKA

2.1 Charakteristika sledovaného území

Zájmové území se nachází na východním okraji kraje Vysočina (49°23'N, 16°12'E) mezi obcemi Heřmanov, Nová Ves, Radňoves, Vidonín a Milešín. Průměrná nadmořská výška je 545 m n. m. (min. 473 m n. m., max. 618 m n. m.). Oblast zaujímá přibližnou plochu 15 km^2 a je tvořena z 65-70 % obhospodařovanými plochami, na kterých se převážně pěstuje ozimé i jarní obilniny (ječmen setý *Hordeum vulgare*, oves setý *Avena sativa*, pšenice setá *Triticum aestivum* a žito seté *Secale cereale*) a řepka olejka (*Brassica napus*). Dále zde v menším množství můžeme nalézt hrách setý (*Pisum sativum*), jetel luční (*Trifolium pratense*), kukuřici (*Zea mays*), lilek brambor (*Solanum tuberosum*) a mák setý (*Papaver somniferum*). Zbývající část území tvoří z přibližně 10 % louky, 10 % lesy, 6 % meze a remízy, 3 % zahrady a zbytek zástavba vesnic a komunikace.

2.2 Data

Pro práci byla použita kolektivně sbíraná data v rámci grantového projektu GAČR 206/08/1281 Složky pohlavního výběru monogamního kura koroptve polní a disertační práce Dany Rymešové. Na sběru dat jsem se v roce 2010 aktivně podílel.

2.2.1 Období sledování

Sledováni byli jedinci koroptve polní zaměřovaní telemetricky v letech 2009 a 2010. Ptáci byli sledováni celoročně, ale do pozdějších analýz vstupovala data rozdělená do tří období a to předhnízdního, hnízdního a pohnízdního. Předhnízdní období bylo definováno jako doba od utvoření páru po snesení prvního vejce. Do hnízdního období pak byl zahrnut časový úsek, po který probíhalo snášení vajec a inkubace až do vyvedení mláďat nebo predace hnízda či samice. Pohnízdní období je dáno obdobím následujícím po vyvedení mláďat do opětovného utvoření páru, kdy se koroptve obvykle sdružují do pohnízdních a zimních hejn.

Ve dvouletém období bylo nasbíráno celkem 4290 lokací (2262 lokací za rok 2009 a 2028 lokací za rok 2010) pro 119 jedinců. V roce 2009 bylo sledováno 57 jedinců, v roce 2010 62 jedinců. Z tohoto počtu 5 jedinců přežilo z roku 2009 a 17 jedinců bylo

vypuštěno z odchovny (tj. nešlo o ptáky z volně žijící populace). Z těchto telemetricky zaměřených lokací byly v programu ArcView 3.3 (Home range extension) utvořeny stoprocentní minimální konvexní polygony pro jednotlivé okrsky. V práci jsou analyzovány lokace pro 74 jedinců v předhnízdním období, 66 jedinců v hnízdním období a 27 jedinců v pohnízdním období. Ostatní ptáci byli buď predováni velmi časně po vypuštění nebo se přesunuli mimo sledovanou oblast, takže nebylo možné nasbírat dostatečné množství bodů pro vynesení věrohodného okrsku. Jako spodní mez pro vytvoření představy o okrsku jedince bylo stanoveno minimálně 5 lokací daného jedince. Vyřazeny byly i okrsky, které se nacházely mimo oblast dostupných mapových podkladů, tudíž nemohly být dále zpracovány.

2.2.2 Odchyty

Odchyty ptáků se uskutečnily v zimním období, kdy koroptve tvoří hejna a odchyty jsou tedy jednodušší, za aktivní účasti mysliveckého sboru Borovina-Vidonín. Koroptve byly odchytávány pomocí podražce, sklopného zařízení tvořeného dřevěným nebo kovovým rámem, na němž je natažená síť, nainstalovaného u zásypů. Obsluha podražce pak ve vhodný okamžik podražením jistící tyče ptáky přiklopí. Následovalo komorování ptáků do první poloviny března, kdy byli změřeni, okroužkováni a označeni vysílačkami (viz níže). Po té byli všichni vypuštěni zpět do přírody, a to vždy na místě odchytu.

Následovalo selektivní noční dochytávání ptáků, které probíhalo po utvoření páru do konce dubna. Tyto odchyty byly prováděny za účelem doplnění datasetu o neoznačené jedince přítomné v párech s označenými jedinci. Noční odchyty probíhaly s využitím příklopné sítě a silného reflektoru. Příklopná síť je drátěná obruč o průměru cca 2 m potažená jemnou černou sítí volně zavěšené na 5 m dlouhé tyči. Po setmění byly telemetricky dohledávány páry podle označeného jedince. Reflektorem a s pomocí dalekohledu byl pak pár vizuálně vyhledán, oslněn a takto „oslepený“ byl po opatrném přiblížení přiklopen sítí. Metoda byla úspěšně použita také pro odchyt již značených jedinců kvůli výměně transmiteru, u kterého vypršela životnost (1 rok) a neznačených koroptví, hlavně samic, pro snadnější nalezení hnízda a sledování průběhu snášení a inkubace.

2.2.3 Telemetrie

Jedinci byli označeni transmitery TW-4 firmy Biotrack Ltd. Tyto transmitery byly koroptvím umisťovány na krk. K zaměřování v terénu byly použity radiopřijímače AR 8000 (AOR Japan), IC-R10 (Icom GmbH) a SIKA (Biotrack Ltd). K přijímačům byla užita Yagi anténa optimalizovaná na 151 MHz. Zaměřování jedinců probíhalo ve třech obdobích a to v předhnízdním, hnízdním a pohnízdním (viz výše). Těmto třem obdobím odpovídá i intenzita zaměřování. V prvním předhnízdním období byly lokace sbírány jednou denně, v období hnízdění byly koroptve zaměřovány 2-5x do týdne a v pohnízdním období jsme jedince zaměřovali jednou týdně.

2.2.4 Hnízda

Začátkem května bylo započato vyhledávání hnízd označených koroptví. Z tohoto důvodu byly pozorovány především samice v poledních hodinách, kdy se předpokládá, že se budou pohybovat v blízkosti hnízda a snášet vejce (ŠÁLEK ústní sdělení). Pro každé nalezené hnízdo byl zaznamenán biotop, ve kterém bylo umístěno, počet vajec a z tohoto počtu odhadnuto datum snesení prvního vejce. Pokud byla nalezena již inkubovaná snůška, byl dopočítán medián snesení prvního vejce podle stadia nasezení vajec s využitím vodního testu (VAN PAASEN et al. 1984). K některým hnízdům byly nainstalovány kamery pro pozorování aktivity na hnízdě a predaci (ADÁMKOVÁ 2011). Celkem bylo nalezeno 44 hnízd pro celkem 55 sledovaných jedinců, z toho 7 snůšek bylo náhradních po předchozí predaci nebo po opuštění předchozího hnízda. Pro účely analýz bylo nakonec použito 35 hnízd. Ostatní byla vyloučena z důvodu nekompletnosti sebraných dat.

2.3 Biotopy

V prvním kroku byly biotopy rozděleny do sedmnácti jednotlivých biotopových kategorií (biopás, brambory, hrách, jetel kukuřice, les, lesní školka, louka, mák, mez, obilí, remíz, rybník, řepka, úhor, zahrada, zástavba) pro celou studijní oblast. Tyto kategorie byly pro analýzy následně sloučeny do devíti skupin: les, louka, mez, obilí, ostatní plodiny, remíz, řepka, zahrada, zástavba. Tyto zastupující biotopy byly zvoleny na základě rozdílů mezi jejich výškou porostu, krytem, který poskytují pro koroptve

a dostupností potravy v nich. Ostatní biotopy byly začleněny do těchto kategorií na základě podobností s uvedenými charakteristikami.

Kategorie les zahrnuje souvislé stromové porosty na rozloze větší jak 1 ha, tudíž jsou zde zahrnuty nejen lesy, ale i lesní školky. Pod louku je zahrnut i jetel, jakožto travnatý porost, který je minimálně jednou za rok sečen. Meze zahrnují biotopy převážně liniového charakteru s travnatým porostem, které nejsou obhospodařovány. Do skupiny mez jsou tedy zahrnuty okraje polí, silnic, porosty podél potoků, biopásy a úhory. Jednotlivé druhy obilí pěstované v této oblasti (ječmen setý, oves setý, pšenice setá a žito seté) byly zahrnuty do jediné kategorie - obilí. Stejně tak nebylo rozlišeno obilí ozimé a jarní z hlediska stejného zdroje potravy a rychlého vyrovnání výškového rozdílu. Do kategorie ostatní plodiny byly sloučeny zemědělské plodiny (brambory, hrách, kukuřice a mák) zastoupené u méně jak poloviny okrsků sledovaných jedinců, tudíž by neměly vypovídající hodnotu. Jako remíz byly stanoveny křovinaté ostrůvky v polích nebo na jejich okrajích, v mnoha případech i se stromovým porostem do 1 ha. Řepka je hodnocena zvlášť jako samostatná skupina pro svoje specifické charakteristiky v poskytování potravy, krytu, průchodnosti a rychlosti růstu. Toto rozdělení potvrzuje i fakt, že je hned po obilí nejrozšířenější plodinou. Do zahrad (včetně sadů) jsou zahrnuty pozemky u domů nebo volně v krajině, které jsou pravidelně obhospodařovány a mají typickou pestrou skladbu plodin a jsou charakteristické výsadbami ovocných stromů. Zástavba obsahuje infrastrukturu vesnic, silnice cesty, zemědělské objekty a rybníky. Tyto biotopy jsou koroptvemi téměř nebo zcela nevyužívané.

Ve vrstvách užitých pro analýzy pohnízdního období jsou pak sloučeny kategorie obilí, řepka a ostatní plodiny do jediné skupiny pole. Hlavním důvodem této změny je nestálost a rychlá proměnlivost těchto biotopů v tomto období, kdy jsou plodiny sklizeny a pole jsou dále upravována.

2.4 Analýza dat

Prvním krokem bylo zpracování dat v programu ArcView 3.3, kde byly pomocí podkladové ortofotomapy a terénních záznamů ručně nadefinovány vrstvy jednotlivých biotopů pro rok 2009 a 2010. Z těchto vrstev jsem pomocí extenze XTools, funkce „Convert Polygons to Polylines“, odvodil okrajové linie jednotlivých biotopů. Následovalo vyřezání vrstev biotopů (plochy i linie) pro jednotlivé domovské okrsky

koroptví za použití jejich stoprocentních minimálních konvexních polygonů. K tomu byly využity extenze Spatial Analyst, Animal Movement a XTools. Pomocí extenze XTools byly spočítány plochy biotopů v okrscích. Dále byly určeny lokace jednotlivých ptáků v rámci daného okrsku vyskytující se v daných biotopech. Takto zpracovaná data byla uložena v programu Microsoft Office Excel 2007, kde byla utříděna do tabulek a převedena na procenta.

2.4.1 Jednoduchý lineární model

Jednoduchým lineárním modelem byl testován vliv zastoupení jednotlivých biotopů na velikost domovského okrsku v rámci tří sledovaných období během roku. Původní data však bylo nutno upravit. Z plochy okrsku byla odečtena plocha lesa a zástavby, tudíž i v modelu byly tyto dvě biotopové kategorie vynechány jako komplementární kategorie k ostatním zbývajícím. Důvodem k vynechání právě těchto biotopů bylo, že ani les ani zástavba nebyla koroptvemi vyhledávána, a tak jejich zahrnutí do okrsku bylo v převážné většině způsobeno vytvořením minimálního konvexního polygonu, který překryl dané biotopy „hluchými“ místy.

Upravená data byla pomocí programu Statistica v. 10 (StatSoft) testována na normalitu. Proměnné s odchylkou od normality byly tranformovány logaritmicky, odmocninově nebo pomocí arscinové transformace. Do dalších analýz vstupovala transformovaná data (Shapiro-Wilksův test normality, $p > 0,05$). Byla provedena analýza hlavních komponent (PCA) s cílem definovat navzájem nekorelované proměnné zastupující jednotlivé biotopy a snižující jejich celkový počet. Do lineárního modelu tedy vstupovaly zastupující hlavní komponenty, které měly hodnotu vlastního čísla lambda vyšší než jedna. Model byl počítán pomocí programu R 2.15.1, příkazu lm(). Každá testovaná komponenta byla z plného modelu odstraněna a vzniklý model byl porovnán s původním modelem. Za průkaznou proměnnou byla považována ta, jejíž $p < 0,05$.

2.4.2 Coxův model proporcionálních rizik

Pomocí Coxova modelu jsem počítal vliv kvality okrsku a krajinného kontextu na přežívání telemetrovaných jedinců. Jako kvalitativní ukazatele vstupovaly do modelu velikost okrsku, procentuální zastoupení biotopů v okrsku, Simpsonův a Shannonův index diverzity (počítáno v programu Past) a procenta lokací v jednotlivých biotopech.

V rámci krajinného kontextu byl hodnocen vliv délky linií jednotlivých biotopů v okrscích a vzdálenosti okrsků a hnízd od lesa a vesnice. K hodnocení přežívání koroptví byla použita data kódovaná binomicky (0 – přežití, 1 – predace) a počet přežitých dnů (COX 1972). Samotný výpočet modelu probíhal v programu R 2.15.1, balíku survival (THERNEAU 2012). Příkaz pro model zněl: coxph(Surv(expo,fate)~„testované vlivy“, data=„datový balík“; FOX 2002).

Pro výsledné ukazatele, které měly vliv na přežívání koroptví, byl následovně vytvořen Kaplan-Meierův model odhadu přežívání. Data však musela být upravena na binární. Pro podíly zastoupených biotopů, jejich linií a vzdálenosti od lesa a vesnice, byla data rozdělena na kategorii větší než medián a kategorii menší nebo rovno mediánu. Pro lokace v daném prostředí byla data upravena dle zaznamenaného výskytu nebo bez výskytu. Odhad byl opět proveden pomocí programu R 2.15.1 za použití příkazu survfit(Surv(expo, fate)~„testovaný ukazatel“, data= „datový balík“; FOX 2002) a následně vyobrazen pomocí příkazu plot().

2.4.3 Kompoziční analýza

Na zjištění preference biotopů u koroptví jsem použil kompoziční analýzu. Kompoziční analýza může být provedena dvěma způsoby. První z nich je určení preference biotopů v okrscích vůči dostupnosti biotopů na celém sledovaném území. Druhý způsob je pak určení preference biotopů v rámci domovského okrsku (např. AEBISCHER & ROBERTSON 1992, AEBISCHER et al. 1993, ERICKSON et al. 2001, KENWARD 2001). V obou případech se však hodnotí rozdíl přirozených logaritmů podílu mezi biotopy podle vzorce:

$$d_i = \ln(u_i/u_j) - \ln(a_i/a_j)$$

Kde d_i je výsledný rozdíl, u značí využité biotopy a a dostupné biotopy. K výpočtu byl použit program R 2.15.1, balík adehabitat vytvořený ke studiu prostorového využití a biotopového výběru (CALENGE 2006). Použitým příkazem byl compana (used, avail, test = c (“randomisation“, “parametric“), rnv = 0.0001, nrep = 500, alpha = 0.05). Jako parametr „used“ vstupovalo do analýzy při prvním způsobu hodnocení procentuální zastoupení biotopů v domovském okrsku a při druhém způsobu procentuální zastoupení zaměřených lokací v daném biotopu. Parametr „avail“ pak zastupoval pro první způsob procenta biotopů ve sledovaném území a pro druhý způsob procenta biotopů v okrsku.

Příkaz „rnv“ určoval, čím mají být nahrazeny nulové hodnoty v souboru dat, „nrep“ udával počet opakování při randomizaci a „alpha“ znamenala hladinu průkaznosti testu (CALENGE 2013).

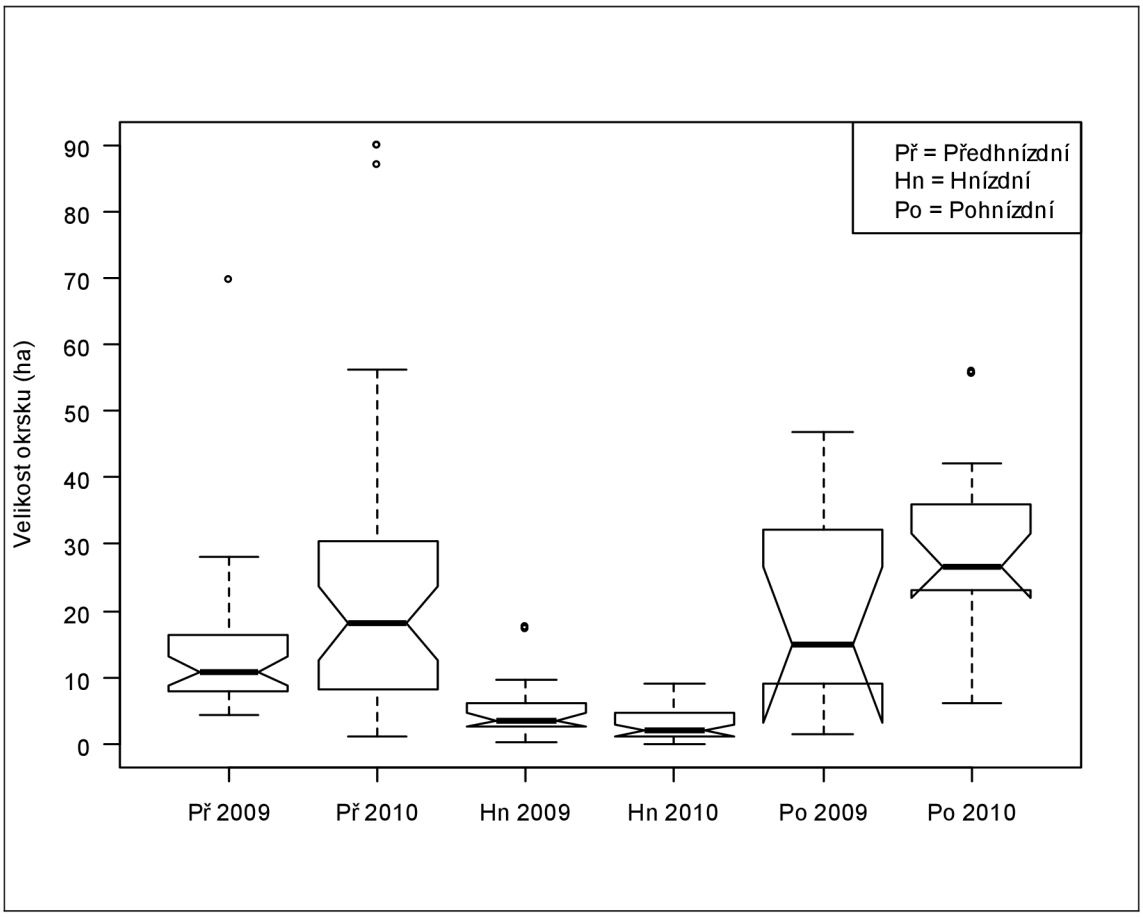
2.4.4 Analýza umístění hnízda

Pro účely této analýzy byla použita data pouze od hnízdících samic. Nejdříve jsem spočítal kompoziční analýzu hnízdního okrsku pro každého jedince zvlášť, abych určil nejpreferovanější biotop. Dále jsem z procentuálního zastoupení biotopů určil dominantní biotop. Po porovnání s reálným umístěním hnízd byla data upravena na binární (1 – hnízdo se nacházelo v daném typu biotopu, 0 – hnízdo se nacházelo v jiném typu biotopu). Následně byla data testována χ^2-kvadrát testem pro určení umisťování hnízda. Jelikož se zdá, že koroptve hnízda umisťovaly náhodně a vyhýbaly se pouze dominantnímu biotopu, vyvstala otázka, které biotopy jsou tedy vhodné pro umístění hnízda. Do analýzy byla tedy přibrána procentuální zastoupení biotopů v rámci celého území a na základě jejich hodnot byly spočítány očekávané četnosti v jednotlivých biotopech. Z důvodu nízkých četnosti u jednotlivých kategorií byly biotopy sloučeny do dvou skupin na obhospodařované a neobdělávané plochy. Do obhospodařovaných ploch byly kromě polí zahrnuty i louky, které se v tomto období sekají. Naopak do neobdělávaných ploch byly zahrnuty meze, remízy a zahrady. Les a zástavba byly opět vynechányy z výše uvedených důvodů. Data tedy opět vstupovala do χ^2-kvadrát testu pozorovaných četností (umístění hnízd) a očekávaných četností.

3 VÝSLEDKY

3.1 Velikost domovského okrsku v průběhu roku

Velikosti domovských okrsků koroptví polních se v průběhu roku lišily pro jednotlivá období (P<0,001, Obr. 1). Průměrná velikost domovského okrsku v předhnízním období činila 19,967 ha (N = 74, medián (Me) = 14,448 ha), přičemž pro rok 2009 byla 13,999 ha (N = 35, Me = 10,923 ha) a pro rok 2010 25,323 ha (N = 39, Me = 18,158 ha). Tato velikost pak v hnízdním období poklesla na průměrnou hodnotu 3,825 ha (N = 67, Me = 2,774 ha), kdy pro rok 2009 byla 4,925 ha (N = 30, Me = 3,467 ha) a pro rok 2010 2,934 ha (N = 37, Me = 1,910 ha). Největších ploch pak dosahovaly pohnízdní okrsky, jejichž průměrná hodnota činila 26,647 ha (N = 27, Me = 25,283 ha). V roce 2010 se průměrná velikost pohnízdního okrsku dostala až na 30,579 ha (N = 17, Me = 26,740 ha) a v roce 2009 na 19,963 ha (N = 10, Me = 14,879 ha).



Obr. 1: Srovnání velikostí okrsků ve třech sledovaných obdobích v rámci roku v letech 2009 a 2010 (P < 0,001)

3.2 Vliv biotopů na velikost okrsku

3.2.1 Předhnízdní období

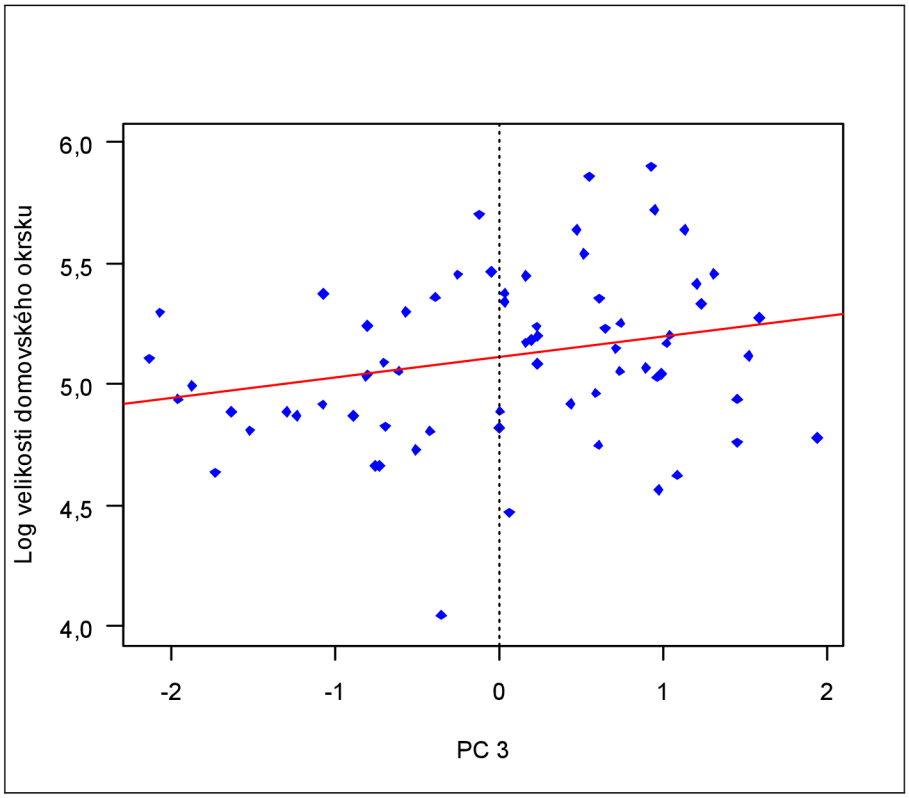
Z analýzy hlavních komponent pro předhnízdní období byly na základě vlastních čísel lambda využity pro lineární model hlavní komponenty 1-4 (PC 1-4), kde první komponenta pozitivně korelovala s obilím na úkor louky a obou indexů diverzity, druhá komponenta pak vykazovala pozitivní korelaci se zahradou a ostatními plodinami na úkor řepky a remízu, komponenta tři pozitivně korelovala s obilím a loukou na úkor ostatních plodin a komponenta čtyři vypovídala o pozitivní korelaci s mezí na úkor zahrady (Tab. 1). Výsledkem lineárního modelu byla jediná signifikantně významná komponenta, a to komponenta 3 (Tab. 2). To znamená, že s velikostí domovského okrsku v předhnízdním období nejvýrazněji korelovalo procento obilí a luk, s jejichž rostoucím podílem se domovský okrsek zvětšoval. Naopak podíl ostatních plodin působil na velikost okrsku negativně, tudíž s rostoucím podílem se okrsek zmenšoval (Obr. 2).

Tab. 1: Faktorové souřadnice proměnných podle korelací pro předhnízdní období

	PC 1	PC 2	PC 3	PC 4	PC 5	PC 6	PC 7	PC 8	PC 9
Obilí	**0,528**	0,368	**0,607**	0,344	0,131	-0,075	0,262	0,085	-0,025
Řepka	-0,099	**-0,759**	-0,439	-0,208	0,372	0,082	0,150	0,098	-0,029
Louka	**-0,593**	-0,182	**0,553**	-0,064	-0,334	0,408	-0,145	0,079	-0,016
Mez	-0,397	0,268	-0,292	**0,669**	0,413	0,154	-0,207	0,003	-0,013
Remíz	-0,435	**-0,589**	0,330	0,198	-0,056	**-0,534**	-0,162	0,018	-0,011
Zahrada	-0,051	**0,558**	0,274	**-0,567**	0,483	-0,109	-0,210	0,026	-0,014
Ostatní plodiny	-0,176	**0,602**	**-0,594**	-0,044	-0,453	-0,187	-0,026	0,100	-0,026
Simpson	**-0,938**	0,202	0,066	-0,080	0,007	-0,018	0,227	-0,123	-0,041
Shannon	**-0,941**	0,216	0,039	0,000	0,149	-0,067	0,175	0,080	0,056

Tab. 2: Výsledek jednoduchého lineárního modelu pro použité hlavní komponenty a jejich vlivu na velikost předhnízdního domovského okrsku

	Df(num)	Df(denom)	F	P
PC 1	1	69	0,8282	0,366
PC 2	1	69	0,2459	0,6215
PC 3	**1**	**69**	**4,6206**	**0,0351**
PC 4	1	69	0,1894	0,6647



Obr. 2: Graf závislosti velikosti domovského okrsku na hlavní komponentě 3 pro předhnízdní období

3.2.2 Hnízdní období

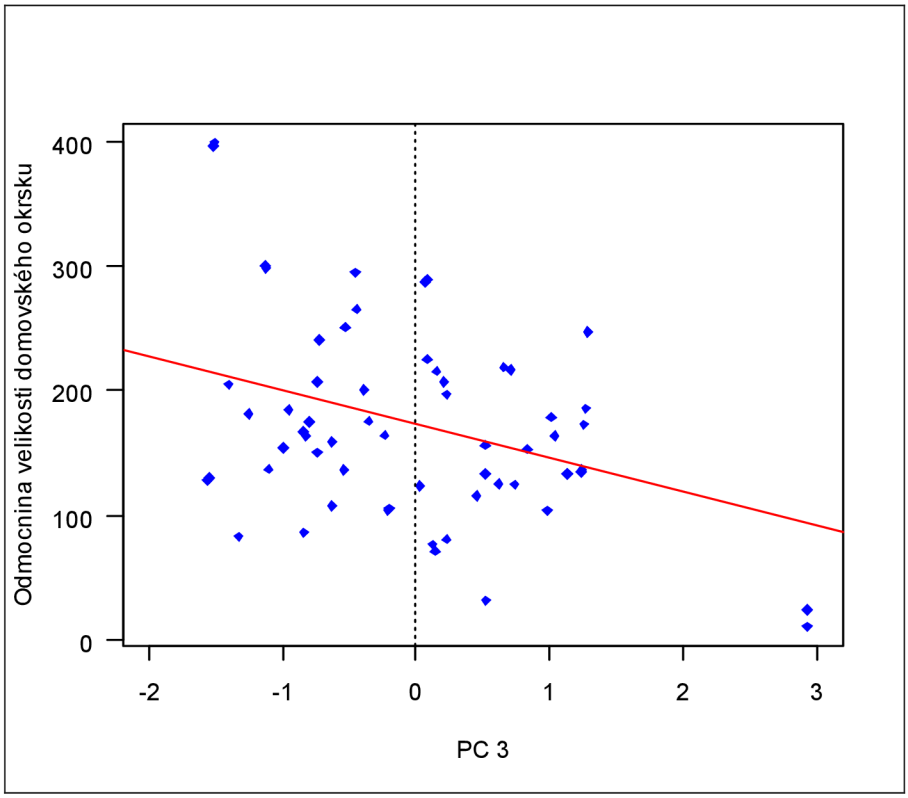
Pro analýzu vlivu biotopů na velikost domovského okrsku v hnízdním období se opět využily první čtyři hlavní komponenty. Zde však první komponenta pozitivně korelovala s mezí a indexy diverzity na úkor louky, komponenta číslo dvě vykazovala pozitivní korelaci s řepkou a remízem a negativní korelaci s obilím, třetí komponenta korelovala pozitivně se zahradou a negativně s obilím a poslední čtvrtá komponenta vypovídala o rostoucím podílu louky na úkor řepky (Tab. 3). Do lineárního modelu pak byly použity i ostatní plodiny, které nekorelovaly s žádnou použitou hlavní komponentou. Z výsledku modelu je patrné, že signifikantní vliv na velikost domovského okrsku měly komponenty 3 a 4 (Tab. 4). To znamená, že velikost okrsku byla ovlivněna procentuálním zastoupením obilí, řepky, louky a zahrady. S rostoucím podílem zahrady se velikost snižovala, přičemž komponenta 3 vypovídá i o negativním vlivu obilí, tudíž s jeho rostoucím podílem se velikost zvětšovala (Obr. 3). Stejný trend byl pak pozorován i u louky, kde velikost negativně ovlivňoval podíl řepky (Obr. 4).

Tab. 3: Faktorové souřadnice proměnných podle korelací pro hnízdní období

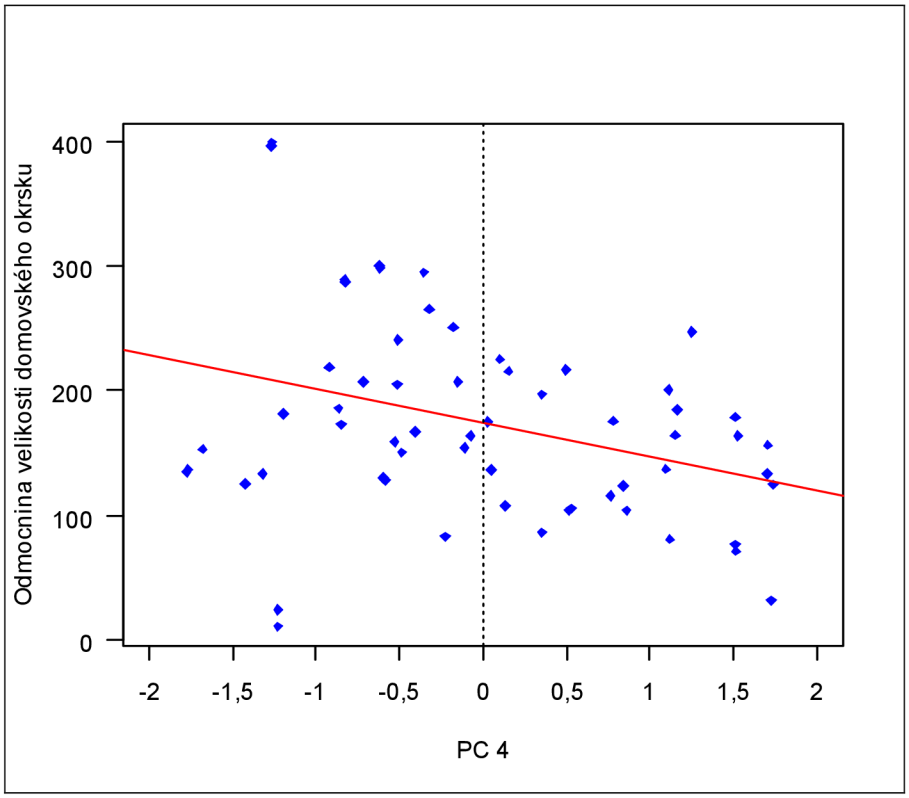
	PC 1	PC 2	PC 3	PC 4	PC 5	PC 6	PC 7	PC 8	PC 9
Obilí	-0,044	**-0,540**	**-0,783**	-0,298	-0,007	0,011	0,020	0,049	-0,034
Řepka	0,270	**0,538**	0,389	**-0,591**	-0,306	0,177	0,097	0,037	-0,029
Louka	**-0,559**	0,398	-0,003	**0,628**	-0,188	-0,309	0,036	0,048	-0,033
Mez	**0,776**	-0,120	0,122	-0,099	-0,214	-0,431	-0,357	0,003	-0,007
Remíz	0,122	**0,710**	-0,366	0,047	0,456	0,267	-0,255	0,010	-0,008
Zahrada	-0,274	-0,310	**0,584**	-0,171	**0,650**	-0,184	-0,001	0,030	-0,021
Ostatní plodiny	0,357	-0,473	0,344	0,465	-0,131	**0,532**	-0,114	0,024	-0,019
Simpson	**0,924**	0,078	-0,102	0,206	0,180	-0,087	0,199	-0,074	-0,037
Shannon	**0,944**	0,076	-0,064	0,175	0,155	-0,082	0,168	0,088	0,032

Tab. 4: Výsledek jednoduchého lineárního modelu pro použité hlavní komponenty s ostatními plodinami a jejich vlivu na velikost hnízdního domovského okrsku

	Df(num)	Df(denom)	F	P
PC 1	1	60	1,436	0,2355
PC 2	1	60	2,4763	0,1208
PC 3	**1**	**60**	**11,334**	**0,0013**
PC 4	**1**	**60**	**6,2017**	**0,0156**
ostpl	1	60	1,0625	0,3068



Obr. 3: Graf závislosti velikosti domovského okrsku na hlavní komponentě 3 pro hnízdní období



Obr. 4: Graf závislosti velikosti domovského okrsku na hlavní komponentě 4 pro hnízdní období

3.2.3 Pohnízdní období

Do lineárního modelu hodnotícího vliv biotopů na velikost domovského okrsku v pohnízdním období byly analýzou hlavních komponent určeny dvě komponenty, mající vlastní číslo lambda větší než 1. Komponenta 1 zde pozitivně korelovala s biotopovou kategorií pole, zatímco negativně s loukou, mezí a oběma indexy diverzity. Komponenta 2 pak pozitivně korelovalae s remízem na úkor mezí a zahrad (Tab. 5). Z výsledků modelu nevyšla žádná signifikantní závislost velikosti okrsku na biotopech (Tab. 6). Velikost v pohnízdním období tedy souvisí s jinými faktory než je biotopové zastoupení a diverzita.

Tab. 5: Faktorové souřadnice proměnných podle korelací pro pohnízdní období

	PC 1	PC 2	PC 3	PC 4	PC 5	PC 6	PC 7
Pole	**0,979**	0,089	0,029	0,001	-0,176	0,029	0,029
Louka	**-0,807**	0,434	0,052	0,378	-0,111	-0,046	0,003
Mez	**-0,539**	**-0,643**	0,479	-0,240	-0,092	-0,032	0,001
Remíz	-0,381	**0,795**	-0,248	-0,396	-0,059	-0,025	-0,001
Zahrada	-0,088	**-0,803**	**-0,586**	0,007	-0,065	-0,029	0,001
Simpson	**-0,990**	-0,083	-0,053	-0,028	0,089	0,016	0,043
Shannon	**-0,987**	-0,068	-0,073	0,003	-0,095	0,080	-0,017

Tab. 6: Výsledek jednoduchého lineárního modelu pro použité hlavní komponenty a jejich vliv na velikost pohnízdního domovského okrsku

	Df(num)	Df(denom)	F	P
PC 1	1	24	2,6369	0,1175
PC 2	1	24	2,3755	0,1363

3.3 Vliv kvality okrsku na přežívání

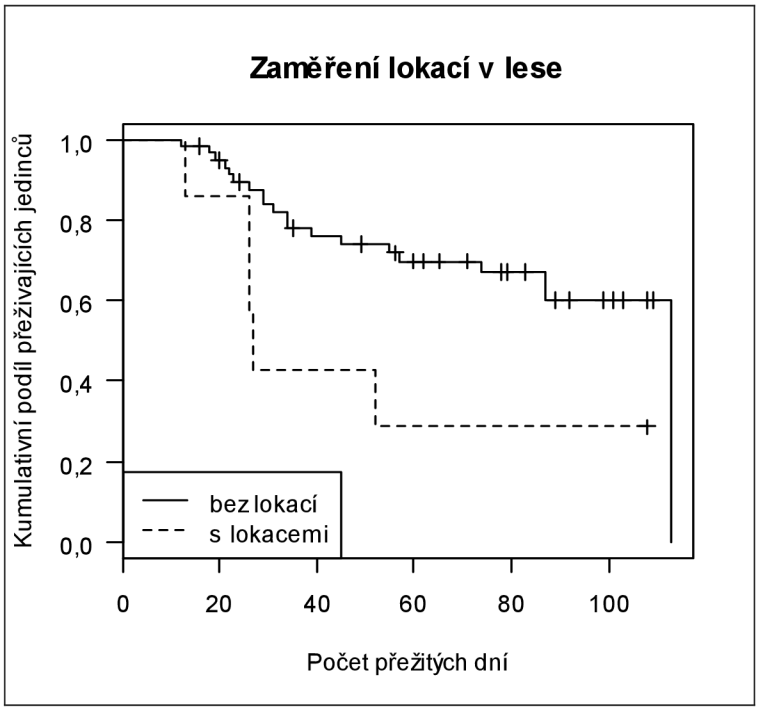
Při testování vlivu kvalitativních ukazatelů okrsku (tj. velikost okrsku, zastoupení jednotlivých biotopů a indexy diverzity) nevyšel ani jeden ukazatel statisticky významný pro okrsky zastoupené minimálním konvexním polygonem (Tab. 7). Vliv kvality na přežívání tedy nebyl prokázán. Jakmile však byla pro Coxův model proporcionálních rizik použita data s podílem lokací v daných biotopech, vyšly lokace zaměřené v lese jako signifikantně významné pro přežívání koroptví v hnízdním období (P = 0,002; Tab. 8). Hodnota multiplikativních účinků lesa na riziko predace byla 1,35, což znamená, že zvyšovala riziko predace o 35 %. Názorně je tento vliv ukázán Kaplan-Meierovým odhadem přežívání v Obr. 5.

Tab. 7: Parametry Coxova modelu proporcionálních rizik pro vliv velikosti okrsku, biotopů a indexů diverzity na přežívání koroptví ve třech obdobích v rámci roku. Sloupec Exp(coef) značí multiplikativní účinky na riziko (riziko roste pro hodnoty > 1; riziko se snižuje pro hodnoty < 1), sloupec se(coef) vyjadřuje spolehlivost odhadovaných rozdílů a sloupec z zaznamenává poměr jednotlivých regresních koeficientů k jejich standardním chybám.

Faktor	Coef	Exp(coef)	se(coef)	z	P
Předhnízdní období					
Velikost okrsku	1,00E-06	1,00E+00	3,18E-06	0,315	0,753
Zástavba	-8,04E+00	3,24E-04	6,50E+00	-1,236	0,217
Les	-8,34E+00	2,38E-04	6,47E+00	-1,289	0,197
Obilí	-8,11E+00	3,01E-04	6,51E+00	-1,246	0,213
Řepka	-8,23E+00	2,67E-04	6,49E+00	-1,267	0,205
Louka	-8,18E+00	2,81E-04	6,52E+00	-1,254	0,21
Mez	-7,96E+00	3,48E-04	6,47E+00	-1,231	0,218
Remíz	-8,08E+00	3,09E-04	6,47E+00	-1,248	0,212
Zahrada	-8,05E+00	3,19E-04	6,46E+00	-1,246	0,213
Ostatní plodiny	-8,13E+00	2,94E-04	6,51E+00	-1,249	0,212
Símpson	-4,33E+00	1,31E-02	1,29E+01	-0,336	0,737
Shannon	-2,36E+00	9,40E-02	6,40E+00	-0,37	0,712
Hnízdní období					
Velikost okrsku	3,72E-06	1,00E+00	7,51E-06	0,495	0,621
Zástavba	-4,72E+01	3,27E-21	1,42E+02	-0,333	0,739
Les	-4,71E+01	3,66E-21	1,42E+02	-0,333	0,739
Obilí	-4,73E+01	2,83E-21	1,42E+02	-0,334	0,738
Řepka	-4,73E+01	2,76E-21	1,42E+02	-0,335	0,738
Louka	-4,73E+01	2,87E-21	1,42E+02	-0,334	0,738
Mez	-4,73E+01	2,94E-21	1,42E+02	-0,334	0,738
Remíz	-4,73E+01	2,92E-21	1,42E+02	-0,334	0,738
Zahrada	-4,73E+01	2,81E-21	1,42E+02	-0,334	0,738
Ostatní plodiny	-4,73E+01	2,82E-21	1,42E+02	-0,334	0,738
Símpson	7,16E+00	1,29E+03	5,82E+00	1,23	0,219
Shannon	-3,14E+00	4,32E-02	2,94E+00	-1,07	0,285
Pohnízdní období					
Velikost okrsku	-1,81E-06	1,00E+00	2,06E-05	-0,088	0,93
Zástavba	-3,65E+00	2,59E-02	3,65E+00	-1,002	0,317
Les	-5,50E-02	9,47E-01	1,90E+00	-0,029	0,977
Pole	-2,72E+00	6,56E-02	3,61E+00	-0,755	0,45
Louka	2,57E-01	1,29E+00	2,46E+00	0,105	0,917
Mez	8,80E-01	2,41E+00	1,64E+00	0,536	0,592
Remíz	2,95E-01	1,34E+00	1,23E+00	0,239	0,811
Zahrada	NA	NA	0,00E+00	NA	NA
Símpson	-1,17E+02	1,26E-51	1,46E+02	-0,802	0,423
Shannon	-3,89E+01	1,34E-17	3,67E+01	-1,059	0,29

Tab. 8: Parametry Coxova modelu proporcionálních rizik pro vliv podílu lokací v jednotlivých biotopech na přežívání koroptví ve třech obdobích v rámci roku. Sloupec Exp(coef) značí multiplikativní účinky na riziko (riziko roste pro hodnoty > 1; riziko se snižuje pro hodnoty < 1), sloupec se(coef) vyjadřuje spolehlivost odhadovaných rozdílů a sloupec z zaznamenává poměr jednotlivých regresních koeficientů k jejich standardním chybám.

Faktor	Coef	Exp(coef)	se(coef)	z	P
Předhnízdní období					
Zástavba	-1953	0	1636	-1,194	0,2325
Les	-1946	0	1042	-1,868	0,0618
Obilí	-1946	0	1042	-1,868	0,0618
Řepka	-1947	0	1042	-1,868	0,0618
Louka	-1946	0	1042	-1,868	0,0618
Mez	-1946	0	1042	-1,868	0,0618
Remíz	-1946	0	1042	-1,868	0,0618
Zahrada	-1946	0	1042	-1,868	0,0618
Ostatní plodiny	-1946	0	1042	-1,868	0,0618
Hnízdní období					
Zástavba	-0,08723	0,91646	0,25089	-0,348	0,72807
Les	**0,30199**	**1,35255**	**0,09779**	**3,088**	**0,00201**
Obilí	0,10174	1,10709	0,08695	1,17	0,24198
Řepka	0,08019	1,08349	0,08495	0,944	0,34518
Louka	0,10852	1,11463	0,08517	1,274	0,2026
Mez	0,10168	1,10703	0,08643	1,176	0,23944
Remíz	0,10245	1,10789	0,08474	1,209	0,22665
Zahrada	0,09839	1,1034	0,0854	1,152	0,24928
Ostatní plodiny	NA	NA	0	NA	NA
Pohnízdní období					
Zástavba	1,4293	4,17578	3624,495	0	0,9997
Les	0,22445	1,25164	0,11925	1,882	0,0598
Pole	0,05875	1,06051	0,06064	0,969	0,3327
Louka	-3,18404	0,04142	2273,348	-0,001	0,9989
Mez	0,10797	1,11402	0,06197	1,742	0,0815
Remíz	0,03557	1,03621	0,09042	0,393	0,694
Zahrada	NA	NA	0	NA	NA



Obr. 5: Kaplan-Meierův odhad přežívání v závislosti na procentuálním podílu lokací v lese

3.4 Vliv krajinných prvků na přežívání

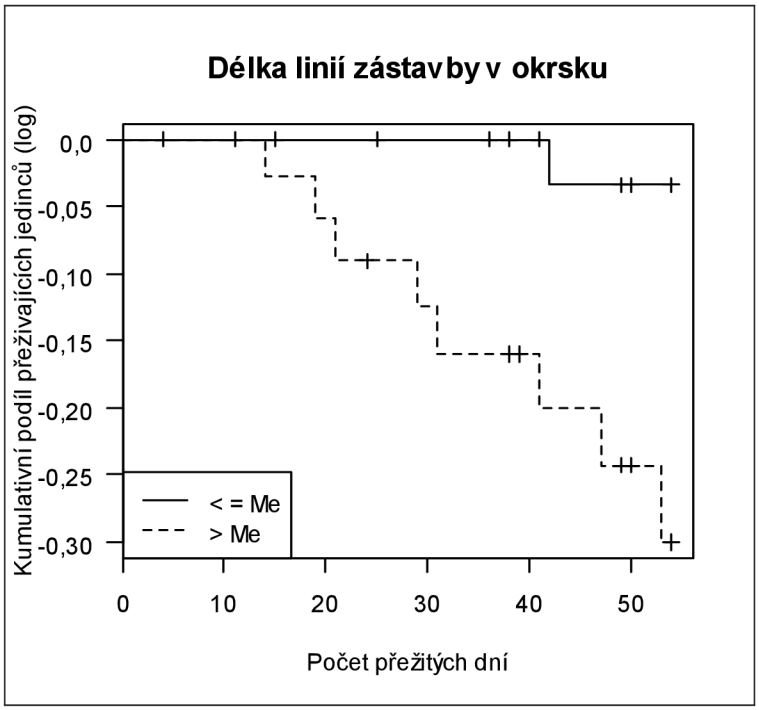
3.4.1 Vliv okrajů

Při hodnocení vlivu okrajových partií na přežívání se jako významný faktor ovlivňující přežívání koroptví v předhnízdním období ukázala zástavba, která zvyšovala riziko predace o necelých 48 % (P = 0,043). Tento vliv potvrzuje i Kaplan-Meierův odhad přežívání znázorňující nižší přežívání u jedinců s podílem linií zástavby vyšším než medián (Obr. 6). Pod hranicí významnosti se v předhnízdním období ukázal i vliv délky linií mezí v okrscích na přežívání (P = 0,053). Okrajové partie mezí pak mají signifikantní význam v pohnízdním období (P = 0,021). V hnízdním období nevyšel žádný vliv okrajů na přežívání koroptví. Vliv okrajů se jeví nejvýznamnější na podzim (pohnízdní období), kdy kromě již zmiňované meze přežívání ovlivňuje celková délka okrajových linií v okrsku (P = 0,018), okraje lesa (P = 0,015), polí (P = 0,044) a remízu (P = 0,021; Tab. 9). Kaplan-Meierovým odhadem byl znázorněn vliv celkové délky okrajových partií v okrscích, rozdělených do dvou skupin, vyšší než medián a nižší nebo rovno mediánu (Obr. 7). Stejným způsobem byly hodnoceny podíly okrajů dalších biotopů, kdy do Kaplan-Meierova odhadu vstupovala data rozdělená na vyšší než

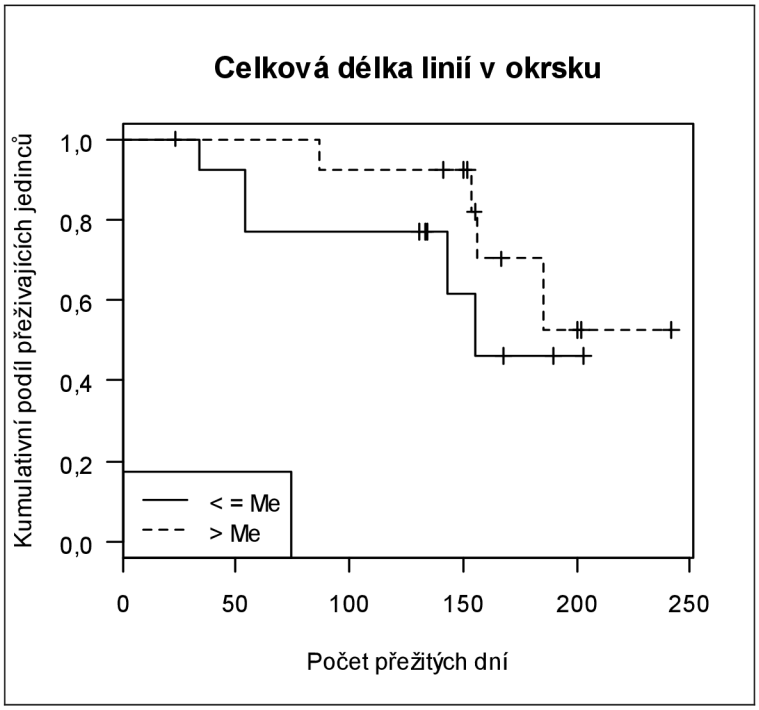
medián a nižší. Výsledkem byl silný vliv okrajových partií lesa a polí s podílem vyšším než medián. Naopak se zvyšujícím se podílem linií remízu se zvyšovalo i riziko predace. Mez jakožto biotop převážně liniového charakteru vykazovala přibližně stejný trend pro obě skupiny (Obr. 8).

Tab. 9: Parametry Coxova modelu proporcionálních rizik pro vliv okrajových linií biotopů na přežívání koroptví ve třech obdobích v rámci roku. Sloupec Exp(coef) značí multiplikativní účinky na riziko (riziko roste pro hodnoty > 1; riziko se snižuje pro hodnoty < 1), sloupec se(coef) vyjadřuje spolehlivost odhadovaných rozdílů a sloupec z zaznamenává poměr jednotlivých regresních koeficientů k jejich standardním chybám.

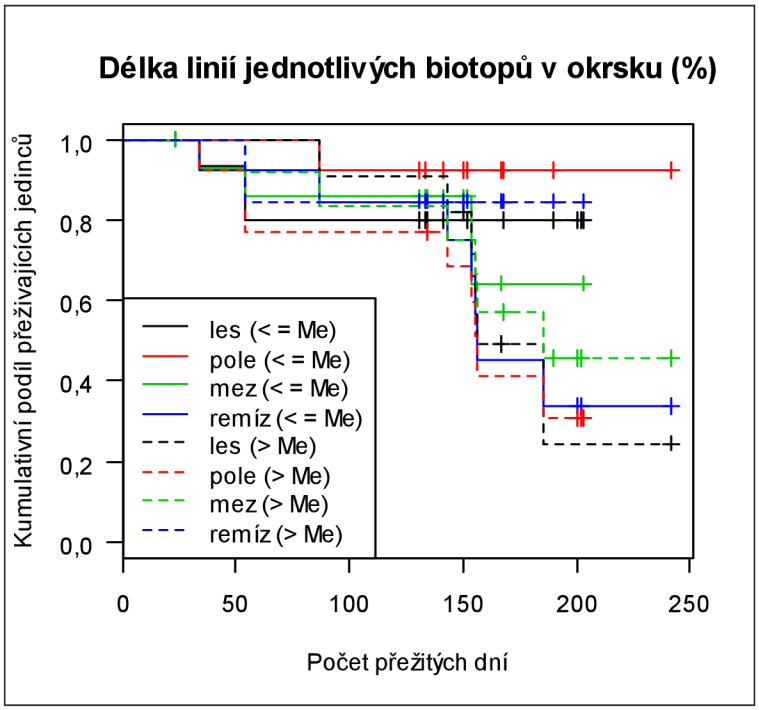
Faktor	Coef	Exp(coef)	se(coef)	z	P
Předhnízdní období					
Celková délka linií v okrsku	-0,0001522	0,9998478	0,0002044	-0,745	0,4565
Zástavba	**0,3895195**	**1,4762713**	**0,1928183**	**2,020**	**0,0434**
Les	0,2846642	1,3293155	0,2436050	1,169	0,2426
Obilí	0,2521961	1,2868484	0,1985323	1,270	0,2040
Řepka	-0,0858424	0,9177388	0,2285675	-0,376	0,7072
Louka	0,0608604	1,0627505	0,2231231	0,273	0,7850
Mez	0,4621803	1,5875315	0,2384449	1,938	0,0526
Remíz	0,3218721	1,3797083	0,2143463	1,502	0,1332
Zahrada	0,4125844	1,5107170	0,2447250	1,686	0,0918
Ostatní plodiny	NA	NA	0,0000000	NA	NA
Hnízdní období					
Celková délka linií v okrsku	-0,0005956	0,9994046	0,0003759	-1,584	0,113
Zástavba	0,1926762	1,2124901	56,4999571	0,003	0,997
Les	0,2938085	1,3415270	56,4999674	0,005	0,996
Obilí	0,1810069	1,1984234	56,4999482	0,003	0,997
Řepka	0,1009724	1,1062461	56,4999550	0,002	0,999
Louka	0,2372601	1,2677708	56,4999514	0,004	0,997
Mez	0,2154514	1,2404216	56,4999499	0,004	0,997
Remíz	0,1382038	1,1482095	56,4999518	0,002	0,998
Zahrada	0,2102401	1,2339743	56,4999602	0,004	0,997
Ostatní plodiny	0,1447762	1,1557809	56,4999520	0,003	0,998
Pohnízdní období					
Celková délka linií v okrsku	**-0,0017215**	**0,9982799**	**0,0007296**	**-2,359**	**0,0183**
Zástavba	0,8225393	2,2762727	0,4869440	1,689	0,0912
Les	**3,3835616**	**29,4755644**	**1,3885875**	**2,437**	**0,0148**
Pole	**1,0595020**	**2,8849338**	**0,5268450**	**2,011**	**0,0443**
Louka	0,3726956	1,4516424	0,3790599	0,983	0,3255
Mez	**0,6906062**	**1,9949244**	**0,2987523**	**2,312**	**0,0208**
Remíz	**0,5424332**	**1,7201873**	**0,2343020**	**2,315**	**0,0206**
Zahrada	NA	NA	0,0000000	NA	NA



Obr. 6: Kaplan-Meierův odhad přežívání v závislosti na procentuálním podílu délky linií zástavby v předhnízdním okrsku (< = Me: okrsky s nižším podílem linií než medián; > Me: okrsky s vyšším podílem linií než medián)



Obr. 7: Kaplan-Meierův odhad přežívání v závislosti na celkové délce linií v pohnízdním okrsku (< = Me: okrsky s nižším podílem linií než medián; > Me: okrsky s vyšším podílem linií než medián)



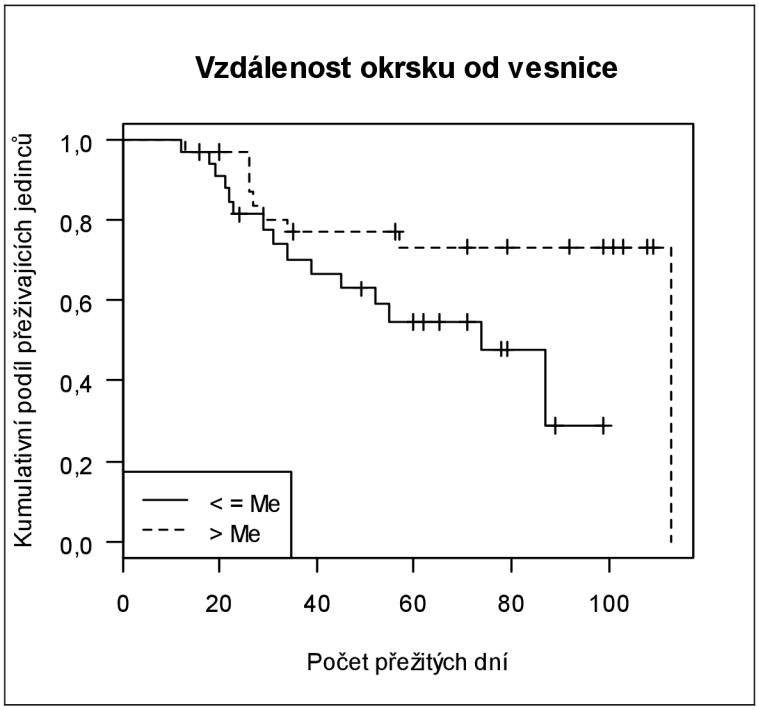
Obr. 8: Kaplan-Meierův odhad přežívání v závislosti na procentuálním podílu délky linií jednotlivých biotopů v pohnízdním okrsku (< = Me: okrsky s nižším podílem linií než medián; > Me: okrsky s vyšším podílem linií než medián)

3.4.2 Vliv vzdálenosti lesa a vesnice

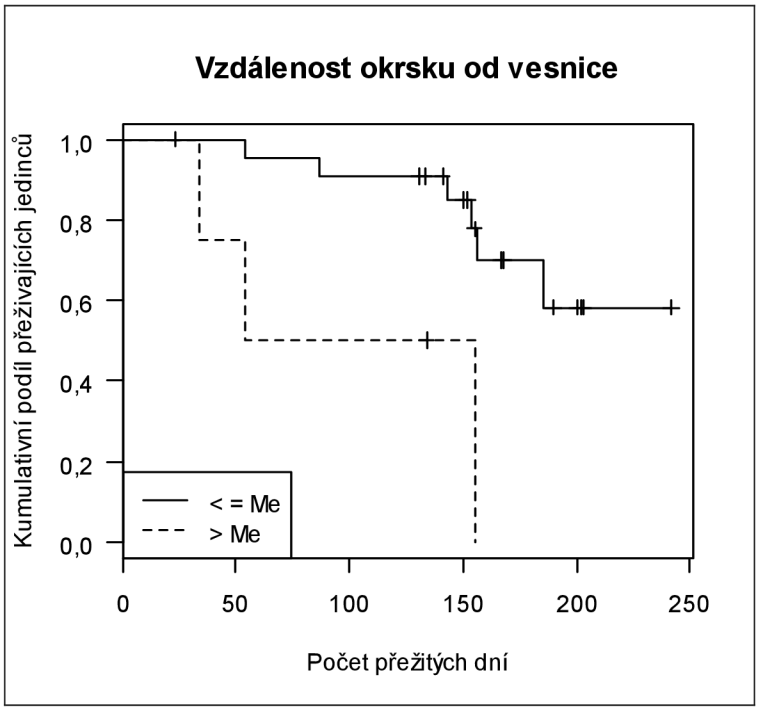
Les a zástavba vesnic, jako potenciálně nejrizikovější biotopy na přežívání koroptví, mohou ovlivnit i okrsky, které nezasahují přímo do těchto stanovišť, proto byl spočítán Coxův model proporcionálních rizik i pro vzdálenosti okrsků od těchto dvou biotopů. Pro hnízdní období pak vstupovala i data o vzdálenosti umístění hnízda od vesnice a lesa. Signifikantně významný vliv na přežívání měla vzdálenost okrsku od vesnice pro hnízdní (P = 0,025) a pohnízdní období (P = 0,028; Tab. 10), avšak tento vliv byl pro daná období opačný. Zatímco pro hnízdní období zvyšující se vzdálenost zvyšovala šance na přežití (Obr. 9), pro pohnízdní období znamenaly okrsky ležící dále od vesnic vyšší mortalitu (Obr. 10).

Tab. 10: Parametry Coxova modelu proporcionálních rizik pro vliv vzdálenosti okrsku a hnízda od lesa a vesnice na přežívání koroptví ve třech obdobích v rámci roku. Sloupec Exp(coef) značí multiplikativní účinky na riziko (riziko roste pro hodnoty > 1; riziko se snižuje pro hodnoty < 1), sloupec se(coef) vyjadřuje spolehlivost odhadovaných rozdílů a sloupec z zaznamenává poměr jednotlivých regresních koeficientů k jejich standardním chybám.

Faktor	Coef	Exp(coef)	se(coef)	z	P
Předhnízdní období					
Okrsek od lesa	6,88E-05	1,00E+00	1,94E-03	0,035	0,972
Okrsek od vesnice	3,06E-03	1,00E+00	3,47E-03	0,88	0,379
Hnízdní období					
Okrsek od lesa	-0,00048	0,999517	0,002224	-0,217	0,8279
Okrsek od vesnice	**-0,00568**	**0,994333**	**0,002543**	**-2,235**	**0,0254**
Hnízdo od lesa	-0,00113	0,998869	0,002204	-0,513	0,6077
Hnízdo od vesnice	0,001654	1,001656	0,001601	1,033	0,3014
Pohnízdní období					
Okrsek od lesa	-0,00242	0,997583	0,002833	-0,854	0,393
Okrsek od vesnice	**0,006482**	**1,006503**	**0,002957**	**2,192**	**0,0284**



Obr. 9: Kaplan-Meierův odhad přežívání v závislosti na vzdálenosti hnízdního okrsku od vesnice (< = Me: okrsky vzdálené méně než medián; > Me: okrsky vzdálené více než medián)



Obr. 10: Kaplan-Meierův odhad přežívání v závislosti na vzdálenosti pohnízdního okrsku od vesnice (< = Me: okrsky vzdálené méně než medián; > Me: okrsky vzdálené více než medián)

3.5 Preference biotopů v rámci okrsků v průběhu roku

3.5.1 Předhnízdní období

Nejprve byla pro účely kompoziční analýzy ověřena nenáhodnost využívání biotopů testem randomizace pro dané roky v obou případech hodnocení a to z hlediska preference v rámci celého území (2009: Λ = 0,134, P = 0,002; 2010: Λ = 0,250, P = 0,002; 2009+2010: Λ = 0,254, P = 0,002) i z hlediska individuální preference v rámci okrsků (2009: Λ = 0,040, P = 0,002; 2010: Λ = 0,047, P = 0,002; 2009+2010: Λ = 0,062, P = 0,002). Z kompoziční analýzy pro předhnízdní období vyšla mez jako nejpreferovanější biotop v rámci sledovaného území (Tab. 11, 12, 13) navzdory svému nízkému zastoupení cca. 4 %. V roce 2010 se však jako nejpreferovanější ukázala být zástavba a mez byla po ní druhá v pořadí (Tab. 13). Tento výsledek může být zapříčiněn vysokým zastoupením zástavby v domovských okrscích koroptví, které mohlo být způsobeno tzv. „hluchými místy“ v minimálních konvexních polygonech. Tomu nasvědčuje i umístění zástavby na třetím místě v hodnocení obou let dohromady. Oblíbenost mezí se ukázala i u analýzy individuálních preferencí v okrscích, kde nejvíce

preferovanými biotopy byly meze a remízy (Tab. 14, 15, 16). Zde se již zástavba ukazuje jako velmi neoblíbený biotop, což také potvrzuje výše zmíněnou úvahu. Jako nejpreferovanější plodina se v obou případech, okrsek x území a lokace x okrsek, jeví obilí, jehož procentuální zastoupení se pohybuje kolem 60 % území. Také porost řepky se zdá být pro koroptve atraktivní, hlavně při hodnocení v rámci okrsku pro rok 2009 a pro oba roky dohromady (Tab. 14, 15).

Tab. 11: Zjednodušená klasifikace preference biotopů pro předhnízdní období v letech 2009 a 2010 v pořadí od nejméně upřednostňovaného po nejpreferovanější 0-8 hodnocená prvním způsobem (Λ = 0,254, P = 0,002, N = 74 ex.)

	Zástavba	Les	Obilí	Řepka	Louka	Mez	Remíz	Zahrada	Ostatní plodiny	Pořadí
Zástavba		+++	-	+++	+	-	+	+++	+++	6
Les	---		---	---	---	---	---	---	---	0
Obilí	+	+++		+++	+	-	+	+++	+++	7
Řepka	---	+++	---		---	---	---	-	+	2
Louka	-	+++	-	+++		---	-	+++	+++	4
Mez	+	+++	+	+++	+++		+	+++	+++	8
Remíz	-	+++	-	+++	+	-		+++	+++	5
Zahrada	---	+++	---	+	---	---	---		+	3
Ostatní plodiny	---	+++	---	-	---	---	---	-		1

Tab. 12: Zjednodušená klasifikace preference biotopů pro předhnízdní období v roce 2009 v pořadí od nejméně upřednostňovaného po nejpreferovanější 0-8 hodnocená prvním způsobem (Λ = 0,134, P = 0,002, N = 35 ex.)

	Zástavba	Les	Obilí	Řepka	Louka	Mez	Remíz	Zahrada	Ostatní plodiny	Pořadí
Zástavba		+++	-	+++	-	---	-	+	+	4
Les	---		---	-	---	---	---	---	---	0
Obilí	+	+++		+++	+	-	+	+++	+++	7
Řepka	---	+	---		---	---	---	-	-	1
Louka	+	+++	-	+++		-	+	+++	+	6
Mez	+++	+++	+	+++	+		+	+++	+++	8
Remíz	+	+++	-	+++	-	-		+++	+	5
Zahrada	-	+++	---	+	---	---	---		-	2
Ostatní plodiny	-	+++	---	+	-	---	-	+		3

Tab. 13: Zjednodušená klasifikace preference biotopů pro předhnízdní období v roce 2010 v pořadí od nejméně upřednostňovaného po nejpreferovanější 0-8 hodnocená prvním způsobem (Λ = 0,250, P = 0,002, N = 39 ex.)

	Zástavba	Les	Obilí	Řepka	Louka	Mez	Remíz	Zahrada	Ostatní plodiny	Pořadí
Zástavba		+++	+	+	+++	+	+	+++	+++	8
Les	---		---	---	---	---	---	---	-	0
Obilí	-	+++		+	+	-	+	+	+++	6
Řepka	-	+++	-		+	-	-	+	+++	4
Louka	---	+++	-	-		-	-	+	+++	3
Mez	-	+++	+	+	+		+	+++	+++	7
Remíz	-	+++	-	+	+	-		+	+++	5
Zahrada	---	+++	-	-	-	---	-		+	2
Ostatní plodiny	---	+	---	---	---	---	---	-		1

Tab. 14: Zjednodušená klasifikace preference biotopů pro předhnízdní období v letech 2009 a 2010 v pořadí od nejméně upřednostňovaného po nejpreferovanější 0-8 hodnocená druhým způsobem (Λ = 0,062, P = 0,002, N = 74 ex.; ČERNÝ 2011)

	Zástavba	Les	Obilí	Řepka	Louka	Mez	Remíz	Zahrada	Ostatní plodiny	Pořadí
Zástavba		---	---	---	---	---	---	---	-	0
Les	+++		-	-	-	---	---	-	+++	2
Obilí	+++	+		-	-	---	---	+	+++	4
Řepka	+++	+	+		+	---	---	+	+++	6
Louka	+++	+	+	-		---	---	-	+++	4
Mez	+++	+++	+++	+++	+++		-	+++	+++	7
Remíz	+++	+++	+++	+++	+++	+		+++	+++	8
Zahrada	+++	+	-	-	+	---	---		+++	4
Ostatní plodiny	+	---	---	---	---	---	---	---		1

Tab. 15: Zjednodušená klasifikace preference biotopů pro předhnízdní období v roce 2009 v pořadí od nejméně upřednostňovaného po nejpreferovanější 0-8 hodnocená druhým způsobem (Λ = 0,040, P = 0,002, N = 35 ex.; ČERNÝ 2011)

	Zástavba	Les	Obilí	Řepka	Louka	Mez	Remíz	Zahrada	Ostatní plodiny	Pořadí
Zástavba		---	---	---	---	---	---	---	-	0
Les	+++		-	-	-	-	---	-	+++	2
Obilí	+++	+		-	-	-	---	+	+++	4
Řepka	+++	+	+		+	-	---	+	+++	6
Louka	+++	+	+	-		-	---	-	+	4
Mez	+++	+	+	+	+		-	+	+++	7
Remíz	+++	+++	+++	+++	+++	+		+++	+++	8
Zahrada	+++	+	-	-	+	-	---		+++	4
Ostatní plodiny	+	---	---	---	-	---	---	---		1

Tab. 16: Zjednodušená klasifikace preference biotopů pro předhnízdní období v roce 2010 v pořadí od nejméně upřednostňovaného po nejpreferovanější 0-8 hodnocená druhým způsobem (Λ = 0,047, P = 0,002, N = 39 ex.; ČERNÝ 2011)

	Zástavba	Les	Obilí	Řepka	Louka	Mez	Remíz	Zahrada	Ostatní plodiny	Pořadí
Zástavba		---	---	---	---	---	---	---	+	1
Les	+++		---	-	-	---	---	-	+++	2
Obilí	+++	+++		+	+	---	---	+	+++	6
Řepka	+++	+	-		-	---	---	-	+++	3
Louka	+++	+	-	+		---	---	-	+++	4
Mez	+++	+++	+++	+++	+++		+	+++	+++	8
Remíz	+++	+++	+++	+++	+++	-		+	+++	7
Zahrada	+++	+	-	+	+	---	-		+++	5
Ostatní plodiny	-	---	---	---	---	---	---	---		0

3.5.2 Hnízdní období

Z výsledků testu randomizace bylo opět určeno nenáhodné užívání biotopů pro kompoziční analýzu vůči celému území (2009: Λ = 0,118, P = 0,002; 2010: Λ = 0,155, P = 0,002; 2009+2010: Λ = 0,196, P = 0,002) i jednotlivým okrskům (2009: Λ = 0,289, P = 0,004; 2010: Λ = 0,322, P = 0,002; 2009+2010: Λ = 0,375, P = 0,002). Kompoziční analýza procentuálního zastoupení biotopů v hnízdních okrscích proti podílu biotopů na celém území ukázala preferenci mezí, které byly pouze v roce 2010 nahrazeny remízem (Tab. 17, 18, 19). Jako nejpreferovanější plodina se opět ukázalo obilí následované řepkou. Naopak nejméně vyhledávaným biotopem se stal les a zahrada. Oproti tomu však analýza lokací v rámci okrsku poukazuje na preferenci právě zahrad oproti ostatním biotopům (Tab. 20, 21, 22). Tento protiklad je nejspíš způsoben tím, že navzdory malému zastoupení zahrad v okrscích (cca. 3 %) bylo zaznamenáno velké množství lokací právě v nich (8,5 %) a naopak s porovnání s tím se na celém území vyskytoval stejný podíl zahrad (cca. 3 %) nevykazující preferenci. Po zahradách pak jako druhý nejoblíbenější biotop následovala louka pro oba roky dohromady a pro rok 2009 a obilí pro rok 2010. Nejméně preferovaným biotopem se pak stala zástavba, ostatní plodiny a v roce 2010 překvapivě mez.

Tab. 17: Zjednodušená klasifikace preference biotopů pro hnízdní období v letech 2009 a 2010 v pořadí od nejméně upřednostňovaného po nejpreferovanější 0-8 hodnocená prvním způsobem (Λ = 0,196, P = 0,002, N = 66 ex.)

	Zástavba	Les	Obilí	Řepka	Louka	Mez	Remíz	Zahrada	Ostatní plodiny	Pořadí
Zástavba		+++	-	-	+	---	-	+++	+++	4
Les	---		---	---	---	---	---	---	---	0
Obilí	+	+++		+	+	-	+	+++	+++	7
Řepka	+	+++	-		+	-	-	+++	+++	5
Louka	-	+++	-	-		---	-	+++	+	3
Mez	+++	+++	+	+	+++		+	+++	+++	8
Remíz	+	+++	-	+	+	-		+++	+++	6
Zahrada	---	+++	---	---	---	---	---		-	1
Ostatní plodiny	---	+++	---	---	-	---	---	+		2

Tab. 18: Zjednodušená klasifikace preference biotopů pro hnízdní období v roce 2009 v pořadí od nejméně upřednostňovaného po nejpreferovanější 0-8 hodnocená prvním způsobem (Λ = 0,118, P = 0,002, N = 30 ex.)

	Zástavba	Les	Obilí	Řepka	Louka	Mez	Remíz	Zahrada	Ostatní plodiny	Pořadí
Zástavba		+++	---	+	+	---	+	+++	+++	6
Les	---		---	---	---	---	---	-	-	0
Obilí	+++	+++		+++	+++	-	+++	+++	+++	7
Řepka	-	+++	---		+	---	-	+	+	4
Louka	-	+++	---	-		---	-	+	+	3
Mez	+++	+++	+	+++	+++		+++	+++	+++	8
Remíz	-	+++	---	+	+	---		+	+	5
Zahrada	---	+	---	-	-	---	-		-	1
Ostatní plodiny	---	+	---	-	-	---	-	+		2

Tab. 19: Zjednodušená klasifikace preference biotopů pro hnízdní období v roce 2010 v pořadí od nejméně upřednostňovaného po nejpreferovanější 0-8 hodnocená prvním způsobem (Λ = 0,155, P = 0,002, N = 36 ex.)

	Zástavba	Les	Obilí	Řepka	Louka	Mez	Remíz	Zahrada	Ostatní plodiny	Pořadí
Zástavba		+++	-	-	-	-	---	+	+	3
Les	---		---	---	---	---	---	---	---	0
Obilí	+	+++		-	-	-	-	+++	+	4
Řepka	+	+++	+		-	-	-	+	+	5
Louka	+	+++	+	+		-	-	+++	+	6
Mez	+	+++	+	+	+		-	+++	+	7
Remíz	+++	+++	+	+	+	+		+++	+	8
Zahrada	-	+++	---	-	---	---	---		-	1
Ostatní plodiny	-	+++	-	-	-	-	-	+		2

Tab. 20: Zjednodušená klasifikace preference biotopů pro hnízdní období v letech 2009 a 2010 v pořadí od nejméně upřednostňovaného po nejpreferovanější 0-8 hodnocená druhým způsobem (Λ = 0,375, P = 0,002, N = 66 ex.)

	Zástavba	Les	Obilí	Řepka	Louka	Mez	Remíz	Zahrada	Ostatní plodiny	Pořadí
Zástavba		---	---	---	---	---	---	---	---	0
Les	+++		-	+++	-	+	+	---	+++	5
Obilí	+++	+		+	-	+	+	---	+++	6
Řepka	+++	---	-		-	-	-	---	+	2
Louka	+++	+	+	+		+	+	---	+++	7
Mez	+++	-	-	+	-		-	---	+	3
Remíz	+++	-	-	+	-	+		-	+	4
Zahrada	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+		+++	8
Ostatní plodiny	+++	---	---	-	---	-	-	---		1

Tab. 21: Zjednodušená klasifikace preference biotopů pro hnízdní období v roce 2009 v pořadí od nejméně upřednostňovaného po nejpreferovanější 0-8 hodnocená druhým způsobem (Λ = 0,289, P = 0,004, N = 30 ex.)

	Zástavba	Les	Obilí	Řepka	Louka	Mez	Remíz	Zahrada	Ostatní plodiny	Pořadí
Zástavba		---	---	---	---	---	---	---	---	0
Les	+++		+	+	-	-	+	-	+	5
Obilí	+++	-		+	-	-	+	---	+	4
Řepka	+++	-	-		-	-	-	---	+	2
Louka	+++	+	+	+		+	+	-	+	7
Mez	+++	+	+	+	-		+	-	+	6
Remíz	+++	-	-	+	-	-		---	+	3
Zahrada	+++	+	+++	+++	+	+	+++		+++	8
Ostatní plodiny	+++	-	-	-	-	-	-	---		1

Tab. 22: Zjednodušená klasifikace preference biotopů pro hnízdní období v roce 2010 v pořadí od nejméně upřednostňovaného po nejpreferovanější 0-8 hodnocená druhým způsobem (Λ = 0,322, P = 0,002, N = 36 ex.)

	Zástavba	Les	Obilí	Řepka	Louka	Mez	Remíz	Zahrada	Ostatní plodiny	Pořadí
Zástavba		---	---	---	---	---	---	---	---	0
Les	+++		-	+	+	+	-	---	+++	5
Obilí	+++	+		+++	+	+++	+	-	+++	7
Řepka	+++	-	---		-	+	-	---	+	3
Louka	+++	-	-	+		+	-	---	+++	4
Mez	+++	-	---	-	-		-	---	-	1
Remíz	+++	+	-	+	+	+		-	+	6
Zahrada	+++	+++	+	+++	+++	+++	+		+++	8
Ostatní plodiny	+++	---	---	-	---	+	-	---		2

3.5.3 Pohnízdní období

Pro pohnízdní období se ukázala v rámci hodnocení lokací koroptví vůči okrsku v roce 2009 náhodnost ve vyhledávání jednotlivých biotopů (Λ = NaN, P = 1). Ta mohla být zapříčiněna nedostatečným množstvím koroptví, které přežily do tohoto období (N = 10). Pro ostatní analýzy hodnocené prvním (2009: Λ = 0,075, P = 0,042; 2010: Λ = 0,292, P = 0,006; 2009+2010: Λ = 0,263, P = 0,002) i druhým způsobem (2010: Λ = 0,032, P = 0,014; 2009+2010: Λ = 0,037, P = 0,002) byla nenáhodnost potvrzena. Jako nejvyhledávanější biotop pak bylo pro pohnízdní období určeno pole, které dominovalo v analýze podílu biotopů v okrsku proti biotopům na celém území a pohybovalo se i mezi prvními třemi v hodnocení lokací oproti okrsku. Také meze a remízy vykazovaly vysokou preferenci (Tab. 23, 24, 25, 26, 27, 28). Z výsledků pak lze jasně vidět vyhýbání se lesu, zástavbě a louce.

Tab. 23: Zjednodušená klasifikace preference biotopů pro pohnízdní období v letech 2009 a 2010 v pořadí od nejméně upřednostňovaného po nejpreferovanější 0-6 hodnocená prvním způsobem (Λ = 0,263, P = 0,002, N = 27 ex.)

	Zástavba	Les	Pole	Louka	Mez	Remíz	Zahrada	Pořadí
Zástavba		+++	---	+	---	-	+	3
Les	---		---	---	---	---	---	0
Pole	+++	+++		+++	+	+++	+++	6
Louka	-	+++	---		---	---	-	1
Mez	+++	+++	-	+++		+	+++	5
Remíz	+	+++	---	+++	-		+	4
Zahrada	-	+++	---	+	---	-		2

Tab. 24: Zjednodušená klasifikace preference biotopů pro pohnízdní období v roce 2009 v pořadí od nejméně upřednostňovaného po nejpreferovanější 0-6 hodnocená prvním způsobem (Λ = 0,075, P = 0,042, N = 10 ex.)

	Zástavba	Les	Pole	Louka	Mez	Remíz	Zahrada	Pořadí
Zástavba		+++	---	+++	---	+	+	4
Les	---		---	-	---	---	---	0
Pole	+++	+++		+++	+	+++	+	6
Louka	---	+	---		---	---	---	1
Mez	+++	+++	-	+++		+	+	5
Remíz	-	+++	---	+++	-		-	2
Zahrada	-	+++	-	+++	-	+		3

Tab. 25: Zjednodušená klasifikace preference biotopů pro pohnízdní období v roce 2010 v pořadí od nejméně upřednostňovaného po nejpreferovanější 0-6 hodnocená prvním způsobem (Λ = 0,292, P = 0,006, N = 17 ex.)

	Zástavba	Les	Pole	Louka	Mez	Remíz	Zahrada	Pořadí
Zástavba		+++	---	-	---	-	+	2
Les	---		---	---	---	---	---	0
Pole	+++	+++		+	+	+	+++	6
Louka	+	+++	-		-	-	+	3
Mez	+++	+++	-	+		-	+++	4
Remíz	+	+++	-	+	+		+	5
Zahrada	-	+++	---	-	---	-		1

Tab. 26: Zjednodušená klasifikace preference biotopů pro pohnízdní období v letech 2009 a 2010 v pořadí od nejméně upřednostňovaného po nejpreferovanější 0-6 hodnocená druhým způsobem (Λ = 0,037, P = 0,002, N = 27 ex.)

	Zástavba	Les	Pole	Louka	Mez	Remíz	Zahrada	Pořadí
Zástavba		---	---	---	---	---	---	0
Les	+++		-	+++	---	-	-	2
Pole	+++	+		+++	-	+	+	5
Louka	+++	---	---		---	---	---	1
Mez	+++	+++	+	+++		+	+	6
Remíz	+++	+	-	+++	-		+	4
Zahrada	+++	+	-	+++	-	-		3

Tab. 27: Zjednodušená klasifikace preference biotopů pro pohnízdní období v roce 2009 v pořadí od nejméně upřednostňovaného po nejpreferovanější 0-6 hodnocená druhým způsobem (Λ = NaN, P = 1, N = 10 ex.)

	Zástavba	Les	Pole	Louka	Mez	Remíz	Zahrada	Pořadí
Zástavba		---	---	-	---	---	---	0
Les	+++		-	+++	-	-	+	3
Pole	+++	+		+++	+	-	+	5
Louka	+	---	---		---	---	---	1
Mez	+++	+	-	+++		-	+	4
Remíz	+++	+	+	+++	+		+	6
Zahrada	+++	-	-	+++	-	-		2

Tab. 28: Zjednodušená klasifikace preference biotopů pro pohnízdní období v roce 2010 v pořadí od nejméně upřednostňovaného po nejpreferovanější 0-6 hodnocená druhým způsobem (Λ = 0,032, P = 0,014, N = 17 ex.)

	Zástavba	Les	Pole	Louka	Mez	Remíz	Zahrada	Pořadí
Zástavba		---	---	---	---	---	---	0
Les	+++		-	+++	---	-	-	2
Pole	+++	+		+++	---	+	-	4
Louka	+++	---	---		---	-	---	1
Mez	+++	+++	+++	+++		+++	+	6
Remíz	+++	+	-	+	---		-	3
Zahrada	+++	+	+	+++	-	+		5

3.6 Umístění hnízda

Vypočítáním individuálních preferencí pro každou samici v hnízdní době se zjistilo, že 7 jich preferuje louku, 9 mez, 1 obilí, 1 ostatní plodiny, 12 remíz a 5 zahradu. Po porovnání s umístěním hnízda se 21 hnízd nacházelo v preferovaném biotopu (11 pro rok 2009 a 10 pro rok 2010) a 14 v jiném než preferovaném (5 pro rok 2009 a 9 pro rok 2010).

Následovalo určení dominantního biotopu z jednotlivých procentuálních zastoupení v domovském okrsku. Celkem bylo určeno 5 dominantních biotopů pro každou samici zvlášť: louka pro 8 samic, obilí pro 17, ostatní plodiny pro 2, řepka pro 6 a zahrada pro dvě samice. V tomto případě se v dominantním biotopu nacházelo 11 hnízd (3 pro rok 2009 a 8 pro rok 2010) a v ostatních biotopech 24 hnízd (13 pro rok 2009 a 11 pro rok 2010).

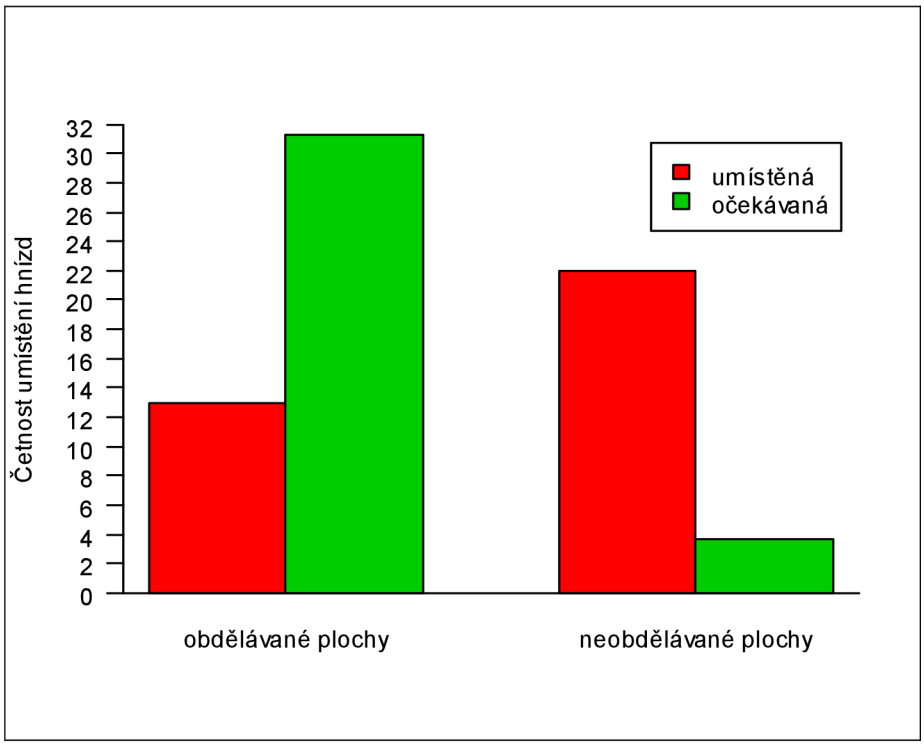
Z výsledků χ^2-kvadrát testu vyplynulo, že není zřejmá souvislost mezi preferovaným biotopem a umístěním hnízda. Hnízda jsou však průkazně umisťována mimo dominantní biotop. Tento trend byl potvrzen pro rok 2009 (P = 0,012) a pro oba roky dohromady (P = 0,028) nikoli však pro rok 2010 (P = 0,491; Tab. 29). Z tohoto důvodu byla následně provedena analýza, v níž byla použita procenta zastoupení biotopů na celém území jako očekávané četnosti umístění hnízda. Z důvodu nízkých očekávaných četností byly kategorie biotopů sloučeny do dvou zástupných skupin a to na obdělávané plochy (obilí, řepka, louka a ostatní plodiny) a neobdělávané plochy (mez, remíz a zahrada). Vyšla zde signifikantní závislost pro reálné umístění hnízd vůči očekávaným četnostem (Tab. 30), podle níž koroptve umisťují hnízda spíše do neobdělávaných biotopů a vyhýbají se polím a loukám (Obr. 11, 12, 13).

Tab. 29: Výsledek χ^2-kvadrát testu pro umístění hnízda v preferovaném a dominantním biotopu

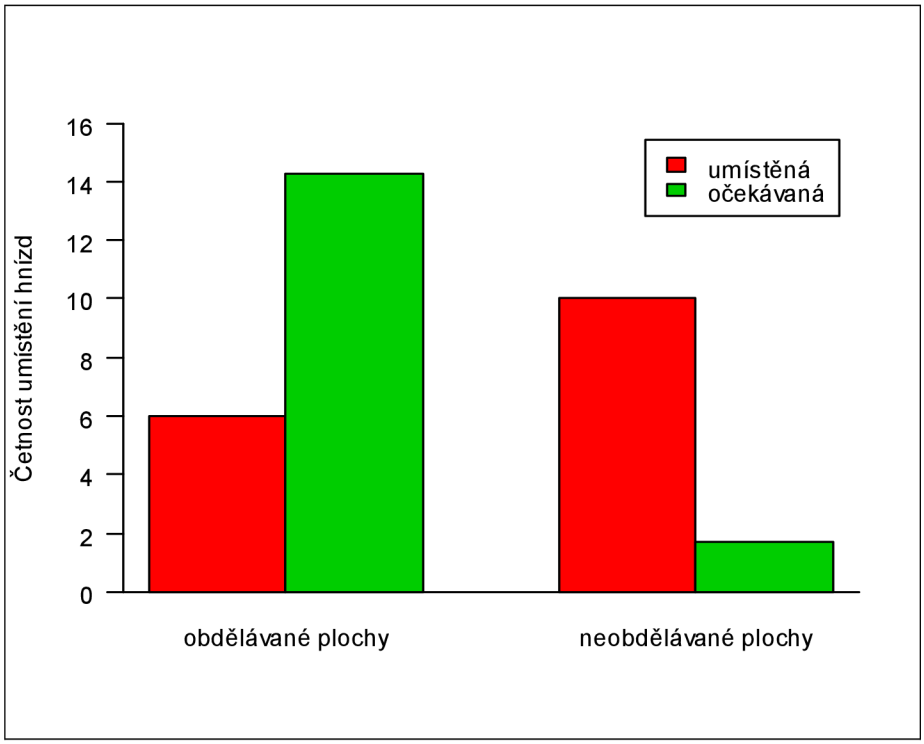
	Chi	df	P
Preferované biotopy			
2009	2,2500	1	0,1336
2010	0,0526	1	0,8185
2009+2010	1,4000	1	0,2367
Dominantní biotopy			
2009	**6,2500**	**1**	**0,0124**
2010	0,4737	1	0,4913
2009+2010	**4,8286**	**1**	**0,0280**

Tab. 30: Výsledek chi kvadrát testu pro umístění hnízda v neobhospodařovaných biotopech

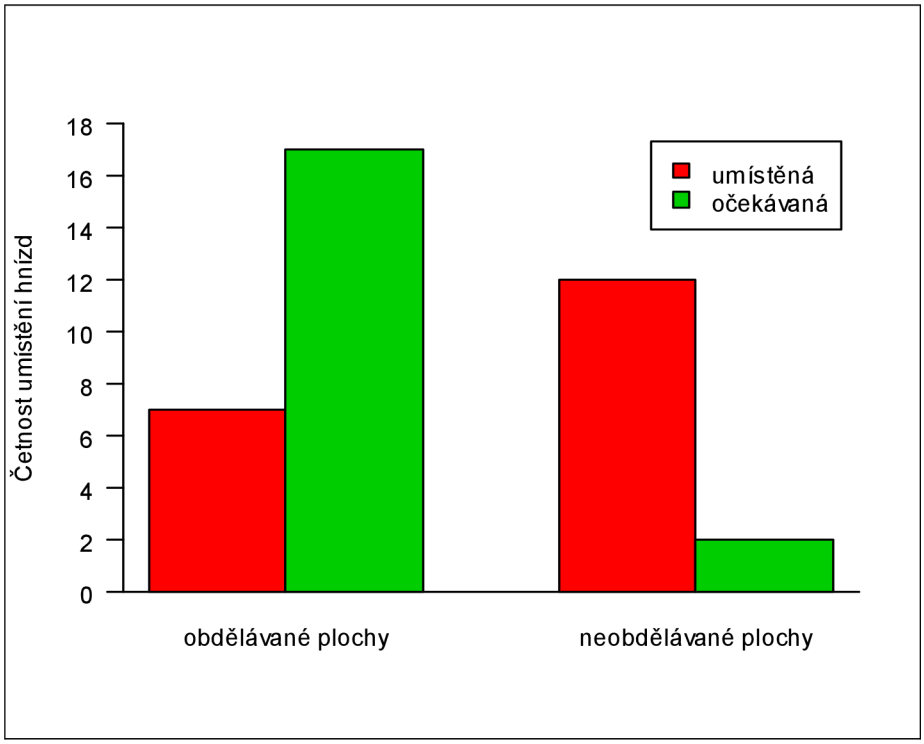
	Chi	df	P
2009	44,6605	1	2.343e-11
2010	54,8234	1	1.319e-13
2009+2010	99,4747	1	2.2e-16



Obr. 11: Porovnání umístění pozorovaných hnízd oproti očekávané četnosti v biotopech v letech 2009 a 2010 ($p < 0,001$)



Obr. 12: Porovnání umístění pozorovaných hnízd oproti očekávané četnosti v biotopech za rok 2009 ($p < 0,001$)



Obr. 13: Porovnání umístění pozorovaných hnízd oproti očekávané četnosti v biotopech za rok 2010 ($p < 0,001$)

4 DISKUZE

Jak je patrné z výsledků, velikost domovského okrsku koroptve polní se v průběhu roku výrazně měnila. Největších rozloh okrsky dosahovaly na podzim v pohnízdním období, kdy se průměrná hodnota velikosti okrsku pohybovala nad 25 ha. V tomto období je většina polí již sklizena nebo zaorána, a tak se koroptve musí pohybovat na větší ploše pro zajištění dostatečných potravních zdrojů. Hejna obecně rozšiřují svůj denní okrsek tak, aby zahrnoval oblíbené plochy s potravou (tj. nezoraná nebo zasetá strniště; BLANK & ASH 1962). Z jara v předhnízdním období se pak okrsky zmenšily, ale i tak se jejich plocha pohybovala mezi 13-25 ha. V tuto dobu koroptve utváří páry a hledají vhodná stanoviště pro umístění hnízda a vyvedení mladých, a tak dochází ke zvýšení prostorové aktivity. Hnízdní okrsky, jejichž rozloha byla nejmenší, se pak nejčastěji nachází v prostoru okrsků utvořených předtím v období párování (ČERNÝ 2011). Hnízdní okrsky, kdy probíhá inkubace vajec, mají průměrnou velikost mezi 3-5 ha. V tuto dobu samice převážně sedí na hnízdě a i samec se málokdy pohybuje dále od hnízda. Výsledky odpovídají studii provedené ve Velké Británii, kde se velikost domovského okrsku v průběhu roku pohybovala od 0,34 ha do 38,92 ha (RANTANEN et al. 2010). Buner et al. (2005) uvádí průměrnou velikost domovských okrsků na jaře a v létě mezi 6,8 ha a 6,9 ha, zatímco pohnízdní okrsky (pozdní léto až do konce zimy) byly průkazně větší (pozdní léto 15,2 ha; podzim 17,0 ha; zima 14,4 ha). Studie koroptví v okolí Prahy udává průměrnou velikost okrsků od dubna do června 2,9 ha (pro samice; ŠÁLEK et al. 2004a), přičemž v předchozí práci na stejné lokalitě byla rozloha hnízdního okrsku 3,73 ha a v pohnízdním období se zvýšila na 8,69 ha (ŠÁLEK et al. 2002). Naopak Novoa et al. (2006) uvádí zvýšení klíčového území okrsku z 6,2 ha na jaře na 10,8 ha v létě.

Odchýlené hodnoty, které jsou nejvíce markantní na jaře v období párování, jsou způsobeny přesuny nespárovaných samců, kteří se často v populaci vyskytují v nadbytku (RYMEŠOVÁ et al. 2012). Carroll (1990) při výzkumu koroptví v Severní Dakotě zjistil poměr pohlaví 64:46 ve prosěch samců, tudíž samci jsou zde v nadbytku o 16,4 %. U samců dochází obecně k vyšší disperzi než u samic (ŠÁLEK & MARHOUL 2008), avšak nespárovaní samci se přesunují více než spárovaní samci (NOVOA et al. 2006). U samců může tedy velikost domovského okrsku v době

párování dosahovat až 224 ha (SMITH et al. 1982). K tomuto extrému dochází také při predaci partnera, kdy se opuštění jedinci přesouvají ve snaze nalézt nového partnera. Největší rozloha okrsku pak byla zaznamenána u páru koroptví, který se během vymezování předhnízdního okrsku přemístil na vzdálenost cca 2 km. Dálkový přesun celého páru může být způsoben vysokou hustotou koroptví populace v lokalitě utvoření páru. Jelikož na původním území výskytu byly koroptve vypouštěny, nemohl nejspíš tento pár vlivem vnitrodruhové kompetice utvořit dostatečně velký okrsek, který by měl dostatek vhodných biotopů a potravní nabídky. Benton et al. (2003) udává, že ptáci v tomto období mají tendenci vyhledávat místa bohatá na potravu. Kvalita biotopů tudíž přímo ovlivňuje velikost domovského okrsku; čím lepší jsou zdroje a biotopy v okrsku, tím menší je domovský okrsek (ŠÁLEK et al. 2002). To by vysvětlovalo další extrém v hnízdním období, kdy domovský okrsek páru dosahoval velikosti přes 17 ha. Tento okrsek se však nacházel na území s minimem mezí a z necelých 90 % jej tvořilo pole s obilím. Vysoký podíl obilovin ovlivňuje hmyzí složku potravy a to nejen kvantitativně, ale i kvalitativně co se týče nutriční hodnoty (BORG & TOFT 2000), a proto dochází ke zvýšení pohybové aktivity v důsledku hledání potravy (SMITH 1982).

Rozdílné rozlohy okrsků mezi jednotlivými roky jsou nejspíše způsobeny změnou plodin na polích v jednotlivých letech. V roce 2010 došlo k navýšení podílu řepky na celém území o 4 % na úkor ostatních plodin. Tím došlo k větší homogenizaci prostředí. Následkem potom bylo zvětšení okrsků oproti roku 2009. Změna ve velikostech okrsků mohla nastat i vlivem počasí. Tato data nebyla v rámci práce sbírána a hodnocena, ale k domněnce o vlivu počasí napovídá studie na reintrodukovaných koroptvích polních v Itálii, kde mělo počasí přímý i nepřímý vliv na populaci (ROSIN et al. 2010).

Jak již bylo výše naznačeno, velikost okrsku závisí na kvalitě a dostupnosti biotopů. Čím kvalitnější jsou dostupná stanoviště, tím menší jsou domovské okrsky v závislosti na hustotě populace. Okrsky v prostředí s menším počtem rozdílných biotopů mohou dosahovat i dvojnásobných hodnot oproti okrskům nacházejícím se v diverzifikovanější krajině (KAISER 1998). Také vliv biotopů v rámci roku je odlišný. Koroptve v předhnízdním období využívají větší diverzitu biotopů než na podzim a v zimě (CHURCH & PORTER 1990). Na jaře v době utváření párů má největší vliv na velikost

okrsku podíl obilných plodin, luk a ostatních zemědělských plodin. Louky a obilí v tomto směru zvyšují velikost domovského okrsku. Naopak s rostoucím podílem ostatních plodin se rozloha okrsku snižovala. Zde je nejspíš patrný trend, kdy velké plochy jedné plodiny neposkytují dostatek zdrojů jako menší polní celky s různou skladbou plodin. V jarním období je také důležité zastoupení neobhospodařovaných plošek, kdy s rostoucím podílem výskytu koroptví v těchto ploškách se velikost okrsku snižovala (ŠÁLEK et al. 2004a). Kaiser (1998) uvádí vyšší hustotu populace v jarním období na ploše s vyšší heterogenitou (malá pole s větším počtem okrajových partií) až 15,8 jedinců/km^2 oproti méně pestré lokalitě s 8,8 jedince/km^2. Během hnízdního období pak velikost okrsku nejvíce závisela na dostupnosti luk, zahrad, obilí a řepky. Opět velké celky zemědělských plodin působily negativně a koroptve musely zvětšovat domovské okrsky s rostoucím podílem obilí a řepky. Touto dobou již louky poskytovaly vhodná stanoviště, a tak s jejich podílem se plocha okrsku snižovala. I zahrady jako většinou stálá stanoviště se ukázaly jako vhodné biotopy s dostatkem zdrojů pro vhodné hnízdní okrsky, zvláště jednalo-li se o zahrady a sady umístěné volně v krajině.

Jak dokazují četné studie (např. BLANK et al. 1967, GREEN 1984, BRO et al. 2000, AEBISCHER & EWALD 2004), zásadním pilířem pro stabilitu lokálních populací je přežívání kuřat a samic (zvláště sedících na hnízdě). Zároveň Bro et al. (2000) poukazuje na důležitost přežívání ptáků v zimním období. Z tohoto důvodu se práce zabývá také vlivem biotopů na přežívání koroptví. Hlavním faktorem působícím na mortalitu je predace (např. BRO et al. 1999, BRO et al. 2001, BUNER et al. 2011, RYMEŠOVÁ et al. 2012), a proto bývá často jako vhodné řešení doporučována kontrola predátorů, která může zvýšit podíl úspěšně vyvedených snůšek i průměrnou velikost snůšky (TAPPER et al. 1996). Ovšem k takovému řešení je nutné znát spoustu dalších exaktních informací podložených důkladnýmvýzkumem, vztah mezi predátorem a kořistí i populační dynamiku, aby nedošlo např. až k úplnému vyhubení predátora (REYNOLDS & TAPPER 1996). Proto je kontrola predátorů velmi nákladná ať už finančně nebo časově a z dlouhodobého hlediska je neudržitelná. Vhodnějším řešením je management polní krajiny, který by zvýšil možnost úkrytů pro polní druhy. Z mých výsledků se ukazuje, že není žádný přímý vztah mezi podílem biotopů v okrscích a přežíváním koroptví. Podobné výsledky pocházejí i z Francie, kde míra predace korelovala na hranici průkaznosti pouze s dostupností obilovin a u ostatních biotopů

nebyl potvrzen vztah k predačnímu riziku (BRO et al. 2001). Avšak mé výsledky mohou být ovlivněny užitím minimálních konvexních polygonů jako domovských okrsků, neboť při použití užívaných biotopů v podobě zaměřených lokací se ukazuje jako kritický faktor podíl lesa. Každý výskyt koroptve v lese (tj. stromovém porostu nad 0,5 ha) a lesních školkách zvyšuje pravděpodobnost predace o 35 %.

Více než kvalita okrsku působí na přežívání koroptví zastoupení okrajů jednotlivých biotopů. Tento trend byl pozorován hlavně na podzim, kdy koroptve utváří rodinná hejna. Se zvyšující se celkovou délkou okrajových partií v tomto období se snižovalo riziko predace. Zde nejspíš působí vliv rozředění celkových linií v terénu, neboť pro okraje jednotlivých biotopů (les, pole, mez) vyšlo, že se zvyšujícím se podílem linií se riziko predace zvyšovalo. Mez jako jediný biotop ovšem neměla výrazný rozdíl délek linií mezi hodnotami nad medián a menší jak medián. Do mezí byly zahrnuty i biopásy, valy a škarpy podél silnic. To všechno jsou stanoviště převážně liniového charakteru, a tak jsou sama o sobě často okrajovým ekotonem mezi dvěma biotopy. Pro remíz však vyšel trend opačný: čím méně bylo okrajových partií remízu, tím vyšší působil tlak ze strany predace. V homogenním prostředí tedy menší podíl okrajů remízu a vyšší procento přechodných liniových biotopů může působit atraktivně nejen pro koroptve, ale i pro predátory. Tento jev je nazván ekologickou pastí, kdy jsou stejné biotopy upřednostňovány jak kořistí, tak i predátory. Je nutné zmínit, že výskyt predátorů nelze zdůvodnit výskytem koroptví jako možné kořisti vzhledem k její nízké dostupnosti, neboť se jedná o pouhý zlomek potravy predátorů (ŠÁLEK et al. 2004b). Biotopy liniového charakteru jako jsou meze a biopásy, které v krajině obecně fungují jako biokoridory, mohou být cíleně vyhledávány predátory (BRO et al. 2004). Hlavně v zimě dochází k soustředění kořisti i predátora na malých izolovaných plochách v biopásech s vysokým podílem krytu (BRO et al. 2005). Z tohoto hlediska jsou tyto biotopy méně kvalitní než pole, neboť mohou snižovat šance na přežití. Studie na reintrodukovaných koroptvích z umělého chovu ukazuje preferenci mezí a plodin, avšak meze na rozdíl od polí měly negativní vliv na přežívání vlivem zvýšené predace (RANTANEN et al. 2010). Liniová stanoviště však nemusí obecně vždy zhoršovat míru přežívání, pokud jsou kombinována s dalšími vhodnými biotopy (úhory a stanoviště s meziplodinami), které mohou zlepšovat celkovou míru biotopové diverzity (KLANSEK 2002). Volně žijící koroptve si ovšem vyvinuly chování, které může snížit míru predace v mezích

a okrajích polí vyhýbáním se okrajovým partiím v době zvýšené aktivity pozemních predátorů mezi soumrakem a úsvitem (TILLMANN 2009).

Také vzdálenost okrsku od vesnice, která je obecně považována jako stanoviště s potenciálně vyšším rizikem predace, se jeví jako důležitý ukazatel pro přežívání koroptví, hlavně v hnízdním a pohnízdním období. V hnízdním období se s menší vzdáleností okrsku od vesnice zvyšovalo riziko predace. Na podzim se však situace otočila, kdy vyšší riziko predace hrozilo v okrscích, které se nacházely dále od vesnice. To může souviset s hlavními predátory v daném období: v době hnízdění se mohou uplatňovat kočky a zejména kuny vázané na lidská obydlí, zatímco na podzim mohou být pro koroptev daleko nebezpečnější mnozí jiní predátoři vázaní na les – liška, výr aj. Faragó et al. (2012) popisuje asociaci mezi hustotou koroptví populace v srpnu s ulovenými liškami a ptačími predátory (strakami a vránami). Oproti tomu jarní hustota populace více souvisí s úlovky divokých psů a koček.

Ve sledované oblasti koroptve nejvíce preferovaly remízy a meze v rámci celého roku. Tyto dva biotopy se jeví jako ideální stanoviště pro koroptve, neboť celoročně poskytují stálý vegetační kryt a zároveň dostatek potravy pro vodění kuřat (NOVOA et al. 2002). Hlavně na jaře jsou meze na okrajích polí preferovány více z hlediska větší nabídky potravy než polní plodiny (VICKERY et al. 2009). V hnízdním období se však koroptve stahovaly více do zahrad, alespoň podle hodnocení v rámci domovského okrsku. Přírodě blízké zahrady s korunovým zápojem ovocných stromů mohou poskytovat dostatek zdrojů a ochrany pro hnízda. Svým charakterem mohou připomínat rozvolněné remízy v krajině. Výsledky odpovídají výsledkům studie z Itálie, kde koroptve preferovaly po celý rok remízy. Zemědělské plodiny, vinice a sady byly využívány úměrně k jejich dostupnosti. V létě se však v určitých typech plodin koroptve vyskytovaly ve vyšší míře oproti nabídce (MERIGGI et al. 1991). V pozdější době, kdy ptáci již vodili kuřata, se dá očekávat zvýšení preference pro polní plodiny. Z mých výsledků je patrné, že kromě mezí a zahrad jsou v období hnízdění preferovaná také pole s obilím a louky, což bylo nejspíš způsobeno hledáním hmyzí potravy pro kuřata. Koroptve tedy vyhledávají okrajové partie polí (do 50 m od okraje), v okolí biotopu s hnízdem, v závislosti na dostupné potravě (GREEN 1984).

Naopak nejméně vyhledávanými biotopy se podle očekávání staly les (při hodnocení preferencí v rámci celého území) a zástavba (při hodnocení v rámci okrsku). Tento

rozdíl mezi hodnoceními je ovlivněna blízkostí výskytu koroptví v okolí infrastruktury vesnic a cest, tudíž fragmenty zástavby byly v okrscích zahrnuty ve většině případů, avšak s minimálním podílem zaměřených lokací. Atraktivita výskytu v okolí městské zástavby a vesnic je známa i z Písecka, kde se snižující se vzdáleností od zástavby zvyšoval počet koroptví (ŠÁLEK et al. 2004b).

Tato práce ukazuje, že při umisťování hnízd nejsou koroptve ovlivněny zastoupením preferovaného biotopu v okrscích. Avšak snaží se vyhýbat dominantnímu biotopu, kterým jsou v 95 % obdělávané plochy (včetně luk). Další analýza pak ukázala trend umisťování hnízd do neobdělávaných ploch, jako jsou meze, remízy a zahrady. Preference pro úhory a ruderální stanoviště potvrzuje i německá studie ze střední Evropy. Koroptve upřednostňovaly hlavně zaorávané úhory (preferenční faktor 20,7 pro střední Německo a 10,3 pro jihovýchodní Polsko). Preferenční faktor zde znamená podíl koroptvích párů v daném biotopu oproti všem párům dělený podílem rozlohy biotopu oproti celkové ploše sledované oblasti (WÜBBENHORST & LEUSCHNER 2006). Meriggi et al. (1991) popisuje, že je důležité, aby hnízdní biotop měl bohaté zastoupení rostlinného krytu a suché trávy, což odpovídá remízům a úhorům. Podobných výsledků dosáhl i Rands (1986), který uvádí závislost hustoty odchovaných kuřat na dostupnosti hnízdních biotopů, především polních okrajů tvořených křovinami liniového charakteru. Jiná studie z Norfolku udává upřednostňování okrajů polí, otevřených křovin liniového charakteru a travnatých cest, jako vhodných biotopů pro hnízdění (BLANK et al. 1967).

V předchozí studii ve sledované oblasti se prokázalo, že s větším podílem remízů v předhnízdním období se zvyšovala úspěšnost hnízda (ČERNÝ 2011), tudíž je nasnadě, že koroptve se snaží umisťovat hnízda právě do takovýchto biotopů. S umístěním hnízda souvisí i úspěšnost hnízda: např. predace se snižovala s rostoucím podílem suché trávy a zvyšující se vzdáleností od mezery v křovinách liniového charakteru (RANDS 1988).

Pokoušet se zjistit vlivy jednotlivých složek zemědělské intensifikace ovlivňujících pokles populací polních druhů je obtížné, neboť stejné načasování lze nalézt u několika proměnných zároveň (CHAMBERLAIN et al. 2000). Proto je možné, že spíš než jednotlivé složky jako jsou užívání pesticidů a změny v prostředí bez plodin, je důležité sledovat společné multivariační účinky zemědělských postupů (BENTON et al. 2003).

Jak ukazuje Panek (1992) na studii v Polsku, vliv herbicidů na dostupnost potravy ve velkých polních celcích pro koroptve nemusí být fatální, pokud je na okrajích zachován dostatek biotopů poskytujících vhodný hmyz pro přežívání kuřat. Důležité je tedy v zemědělské krajině ponechat okrajové partie bez postřiků, neboť na stanovištích neošetřených pesticidy se šance na přežití u kuřat zvyšuje a i velikost snůšky je až o 33 % větší (např. RANDS 1985, CHIVERTON 1999). Jako nejdůležitější faktory s pozitivním účinkem na populaci koroptví se jeví zastoupení vystouplých náspů, ochrana souvratí a biopásy (EWALD et al. 2010). Vhodným řešením by proto mohlo být zavedení nových stanovišť do krajiny, např. včlenění biopásů mezi intenzivně obhospodařovaná stanoviště (BUNER et al. 2005). Dalším možným typem hospodaření je vyjmutí určité části zemědělských ploch z produkce jako možných stanovišť pro zvýšení odchovu kuřat (např. KUIJPER et al. 2009, AEBISCHER & EWALD 2010). Acevedo et al. (2007) předpokládá jako vhodné řešení i posilování tradičního chovu dobytka. Studie z Francouzských východních Pyrenejí ukázala vhodnost řízeného vypalování na obnovu krytů, kdy křoviny bez vypalování vykazovaly nižší ochranářskou hodnotu (PONS et al. 2003). Naopak negativní vliv má vypalování pro hnízdní stanoviště, kdy dochází ke ztrátě křovinného krytu a tím se zvyšuje riziko predace. Vypalování však může přispět k výživě koroptví před započetím snůšky, protože nově narostlá vegetace poskytuje potravu s vysokým obsahem bílkovin (NOVOA et al. 1998). Důležitou roli zde má proto načasování tohoto managementu.

V souhrnu lze konstatovat, že důležitou součástí domovských okrsků koroptve polní jsou zemědělsky neobhospodařované biotopy, jako jsou meze, remízy a zahrady. Tato stanoviště jsou nejen preferována v průběhu celého roku, ale slouží jako vhodné místo pro hnízdění daného druhu. Z tohoto důvodu by se ochranný management měl zaměřit na rozšíření a ochranu těchto biotopů v zemědělské krajině pro zachování a zvýšení populace koroptve polní.

5 LITERATURA

Adámková M. 2011: Riziko predace a predační ztráty koroptve polní (*Perdix perdix*). Bakalářská práce, Masarykova univerzita, Brno.

Acevedo P., Alzaga V., Cassinello J. & Gortázar C. 2007: Habitat suitability modelling reveals a strong niche overlap between two poorly known species, the broom hare and the Pyrenean grey partridge, in the north of Spain. Acta Oecologica 31: 174-184.

Aebischer N. J. & Robertson P. A. 1992: Practical aspects of compositional analysis as applied to pheasant habitat utilization. In: Priede I. G. & Swift S. M. (eds.): Wildlife Telemetry: Remote Monitoring and Tracking of Animals. Elis Horwood, Chichester, pp. 285-293.

Aebischer N. J., Robertson P. A. & Kenward R. E. 1993: Compositional Analysis of Habitat Use From Animal Radio-Tracking Data. Ecology 74: 1313-1325.

Aebischer N. J. & Ewald J. A. 2004: Managing the UK Grey Partridge *Perdix perdix* recovery: population chase, reproduction, habitat and shooting. Ibis 146: 181-191.

Aebischer N. J. & Ewald J. A. 2010: Grey Partridge *Perdix perdix* in the UK: recovery status, set-aside and shooting. Ibis 152: 530-542.

Beani L. & Dessì-Fulgheri F. 1998: Anti-predator behaviour of captive Grey partridges (*Perdix perdix*). Ethology Ecology & Evolution 10: 185-196.

Benton T. G., Vickery J. A., & Wilson J. D. 2003: Farmland biodiversity: is habitat heterogenity the key?. TRENDS in Ecology and Evolution 18 (4): 182-188.

Besnard A., Novoa C. & Gimenez O. 2010: Hunting impal on the population dynamics of Pyrenean grey partridge *Perdix perdix hispaniensis*. Wildlife Biology 16: 135-143.

Blank T. H. & Ash J. S. 1962: Fluctuations in a partridge population. In: Le Crew E. D. & Holdgate M. W. (eds.): The Exploitation of Natural Animal populations. Blackwells, Oxford, pp. 118-130.

Blank T. H., Southwood T. R. E. & Cross D. J. 1967: The Ecology of the Partridge: I. Outline of Population Processes with Particular Reference to Chick Mortality and Nest Density. Journal of Animal Ecology 36 (3): 549-556.

Borg C. & Toft S. 2000: Importance of insect prey quality for grey partridge chicks *Perdix perdix*: a self-selection experiment. Journal of Applied Ecology 37: 557-563.

Bouchner M. & Fišer Z. 1967: Příspěvek ke hnízdní bionomii koroptví a ke ztrátám na hnízdech a vejcích. Lesnický časopis 13: 713-725.

Bro E., Clobert J. & Reitz F. 1999: Effects of radiotransmitters on survival ond reproductive Access of Gray partridge. Journal of Wildlife Management 63 (3): 1044-1051.

Bro E., Sarrazin F., Clobert J. & Reitz F. 2000: Demography and the dechne of the grey partridge *Perdix perdix* in France. Journal of Applied Ecology 37: 432-448.

Bro E., Reitz F., Clobert J., Migot P. & Massot M. 2001: Diagnosing the environmental causes of the decline in Grey Partridge *Perdix perdix* survival in France. Ibis 143: 120-132.

Bro E., Mayot P., Corda E. & Reitz F. 2004: Impact of habitat management on grey partridge populations: assessing wildlife cover using a multisite BACI experiment. Journal of Applied Ecology 41: 846-857.

Bro E., Reitz F. & Landry P. 2005: Grey partridge *Perdix perdix* population status in central northern France: spatial variability in density and 1994-2004 trend. Wildlife Biology 11 (4): 287-298.

Buner F., Jenny M., Zbinden N. & Naef-Daenzer B. 2005: Ecologically enhanced areas – a key habitat structure for re-introduced grey partridges *Perdix perdix*. Biological Conservation 124: 373-381.

Buner F. D., Browne S. J. & Aebischer N. J. 2011: Experimental assessment of repase methods for the re-establishment of a red-listed galliform, the grey partridge (*Peridx perdix*). Biological Conservation 144: 593-601.

Burt W. H. 1943: Territoriality and home range concepts as applied to mammals. Journal of Mammalogy 24: 346-352.

Calenge C. 2006: The package "adehabitat" for the R software: A tool for the analysis of space and habitat use by animals. Ecological Modelling 197: 516-519.

Calenge C. 2013: Analysis of habitat selection by animals.

Carroll J. P. 1990: Winter and spring survival of radio-tagged Gray Partridge in North Dakota. Journal of Wildlife Management 54: 657-662.

Chamberlain D. E., Fuller R. J., Bunce R. G. H., Duckworth J. C. & Shrubb M. 2000: Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. Journal of Applied Ecology 37 (5): 771-788.

Chiverton P. A. 1999: The benefits of unsprayed cereal crop margine to grey partridges *Perdix perdix* and pheasants *Phasianus colchicus* in Sweden. Wildlife Biology 5: 83-92.

Church K. E. & Porter W. F. 1990: Winter and Spring Habitat Use by Gray Partridge in New York. The Journal of Wildlife Management 54 (4): 653-657.

Cox D. R. 1972: Regression Models and Life-Tables. Journal of the Royal Statistical Society 34: 187-220.

Cramp S. & Simmons K. E. L. 1979: Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa: Hawks to Bustards v. 2. Oxford University Press, Oxford.

Černý M. 2011: Biotopové preference koroptve polní (*Perdix perdix*). Bakalářská práce, Masarykova univerzita, Brno.

Erickson W. P., McDonald T. L., Gerow K. G. Howlin S. & Kern J. W. 2001: Statistical Issues in Resource Selection Studies with Radio-Marked Animals. In: Millspaugh J. J. & Marzluff J. M. (eds.): Radio Tracking and Animal Populations, Academil Press, San Diego etc., pp. 209-242.

Evans K. L. 2004: The potential for interactions between predation and habitat change to cause population declines of farmland birds. Ibis 146: 1-13.

Ewald J. A., Aebischer N. J., Richardson S. M., Grice P. V. & Cooke A. I. 2010: The effect of agri-environment schemes on grey partridges at the farm level in England. Agriculture, Ecosystems and Environment 138: 55-63.

Faragó S., Dittrich G., Horváth-Hangya K. & Winkler D. 2012: Twenty years of the grey partrdige population in the LAJTA Project (Western Hungary). Animal Biodiversity and Conservation 35: 311-319.

Figala J., Prchalová J. & Tester J. R. 2001: GIS assessment of the decline of gray partridge (Perdix perdix) nesting habitat in the Elbe River Lowlands, the Czech Republic, 1949-1996. Ekológia-Bratislava 20: 209-218.

Ford J., Chitty H. & Middleton A. D. 1938: The food of partridge chicks (*Perdix perdix*) in Great Britain. Journal of Animal Ecology 7: 251-265.

Fox J. 2002: Cox Proportional-Hazards Regression for Survival Data, Appendix to An R and S-PLUS Companion fo Applied Regression.

Green R. E. 1984: The Feeding Ecology and Survival of Partridge Chicks (*Alectoris rufa* and *Perdix perdix*) on Arable Farmland in East Anglia. Journal of Applied Ecology 21 (3): 817-830.

Hinsley S. A. & Bellamy P. E 2000: The influence of hedge structure, management and landscape kontext on the value of hedgerows to birds: A review. Journal of Environmental Management 60: 33-49.

Hudec K., Šťastný K. a kol. 2005: Fauna ČR Ptáci 2/1. Academia, Praha.

Kaiser W. 1998: Grey partridge (*Perdix perdix*) survival in relation to habitat quality. Gibier Faune Sauvage 15: 157-162.

Kasprzykowski Z. & Gołławski A. 2009: Does the use of playback affect the estimates of numbers of grey partridge *Perdix perdix*. Wildlife Biology 15 (2): 123-128.

Kenward R. E. 2001: A Manual for Wildlife Radio Tagging. Academic Press, London.

Klansek E. 2002: Effects of landscape structure on *Perdix perdix* in Austria; outline and outlook. Zeitschrift für Jagdwissenschaft 48: 340-345.

Kuijper D. P. J., Oosterveld E. & Wymenga E. 2009: Decline and potential recovery of the European grey partridge (*Perdix perdix*) population – a review. European Journal of Wildlife Research 55: 455-463.

Meriggi A., Montagna D. & Zacchetti D. 1991: Habitat use by partridges (*Perdix perdix* and *Alectoris rufa*) in an area of northern apennines, Italy. Italian Journal of Zoology 58:1: 85-89.

Novoa C., Dumas S. & Prodon R. 1998: Changes in reproductive habitat of gray partridge after burning. Journal of Range Management 51: 607-613.

Novoa C., Aebischer N.J. & Landry P. 2002: Upland habitat use by Pyrenean grey partridges *Perdix perdix hispaniensis* during the breeding season. Wildlife Biology 8: 99-108.

Novoa C., Dumas S. & Resseguier J. 2006: Home-range size of Pyrenean grey partridge *Perdix perdix hispaniensis* during the breeding season. Wildlife Biology 12: 11-18.

Panek M. 1992: The effect of environmental factors on survival of grey partridge (*Perdix perdix*) chips in Poland during 1987-89. Journal of Applied Ecology 29: 745-750.

Panek M. 1997a: Density-dependent brood production in the Grey Partridge *Perdix perdix* in relation to habitat quality. Bird Study 44: 235-238.

Panek M. 1997b: The effect of agricultural landscape structure on food resources and survival of grey partridge *Perdix perdix* chicks in Poland. Journal of Applied Ecology 34: 787-792.

Pons P., Besnard L., Rigolot E. & Prodon R. 2003: The effects of grassland management using fire on habitat occupancy and conservation of birds in a mosaic landscape. Biodiversity and Conservation 12: 1843-1860.

Rands M. R. W. 1985: Pesticide use on cereals and the survival of grey partridge chips: A field experiment. Journal of Applied Ecology 22 (1): 49-54.

Rands M. R. W. 1986: Effect of hedgerow charakteristics on partridge breeding densities. Journal of Applied Ecology 23: 479-487.

Rands M. R. W. 1988: The Effect of Nest Site Selection on Nest Predation in Grey Partridge *Perdix perdix* and Red-Legged Partridge *Alectoris rufa*. Ornis Scandinavica 19: 35-40.

Rantanen E., Buner F., Riordan P., Sotherton N. & Macdonald D. 2010: Habitat preferences and survival in wildlife reintroductions: an ecological trap in reintroduced grey partridges. Journal of Aplied Ecology 47: 1357-1364.

Reynolds J. C. & Tapper S. C. 1996: Control of mammalian predators in game management and conservation. Mammal Review 26 2/3: 127-156.

Robinson R. A. & Sutherland W. J. 2002: Post-War Changes in Arable Farming and Biodiversity in Great Britain. Journal of Applied Ecology 39 (1): 157-176.

Rosin A. V., Meriggi F., Pella F. & Zaccaroni M. 2010: Demographic parameters of reintroduced grey partridges in central Italy and the effect of weather. European Journal of Wildlife Research 56: 369-375.

Rymešová D., Šmilauer P. & Šálek M. 2012: Sex- and age-biased mortality in wild Grey Partridge *Perdix perdix* populations. Ibis 154: 815-824.

Seton E. T. 1909: Life-histories of northern animals. An account of the mammals of Manitoba: Grass-Eaters v. 1. Charles Scribner´s Sons, New York City.

Smith L. M., Hupp J. W. & Ratti J. T. 1982: Habitat use and home range of gray partridge in Eastern South Dakota. The Journal of Wildlife Management 46 (3): 580-587.

Southwood T. R. E. & Cross D. J. 1969: The ecology of the partridge. III. Breeding success and the abundance of insects in natural habitats. Journal of Animal Ecology 38: 497-509.

Spencer W. D. 2012: Home ranges and value of spatial information. Journal of Mammalogy 93 (4): 929-947.

Šálek M., Marhoul P. & Pintíř J. 2002: Spring to autumn home range and habitat use of a high density population of the grey partridge (*Perdix perdix*) in Praha, Czech Republic. Folia Zoologica 51 (4): 299-306.

Šálek M., Marhoul P., Pintíř J., Kopecký T. & Slabý L. 2004a: Importance of unmanaged wasteland patches for the grey partridge *Perdix perdix* in suburban habitats. Acta Oecologica 25: 23-33.

Šálek M., Pintíř J. & Marhoul P. 2004b: Vliv zástavby a lesa na prostorový výskyt populace koroptve polní (*Perdix perdix*) v zemědělské krajině. Sylvia 40: 89-97.

Šálek M. & Marhoul P. 2008: Spatial movements of grey partridge *Perdix perdix*: male-biased spring dispersal and effect of habitat quality. Journal of Ornithology 149: 329-335.

Šťastný K., Bejček V. & Hudec K. 2006: Atlas hnízdního rozšíření ptáků v České republice. Aventinum, Praha.

Tapper S. C., Potts G. R. & Brockless M. H. 1996: The effect of an experimental reduction in predation pressure on the breeding success and population density of grey partridges *Perdix perdix*. Journal of Applied Ecology 33: 965-978.

Therneau T. 2012: A Package for Survival Analysis in S. R package version 2.36-14.

Tillmann J. E. 2009: Fear of the dark: night-time roosting and anti-predation behaviour in the grey partridge (*Perdix perdix* L.). Behaviour 146: 999-1023.

Tkadlec E. 2008: Populační ekologie: struktura, růst a dynamika populací. Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc.

Tworek S. 2002: Different bird strategies and their responses to habitat ganges in an agricultural landscape. Ecological Research 17: 339-359.

Van Paassen A. G., Veldman D. H. & Beintema A. J. 1984: A simple device for determination of incubation in eggs. Wildfowl 35: 173-178.

Veselovský Z. 2008: Etologie: biologie chování zvířat. Academia, Praha.

Vickery J. A., Feber R. E. & Fuller R. J. 2009: Arable field margine managed for biodiverzity conservation: A review of food ressource provision for farmland birds. Agriculture, Ecosystems and Environment 133: 1-13.

Watson M., Aebischer N. J. & Cresswell W. 2007: Vigilance and fitness in grey partridges *Perdix perdix*: the effects of group size and foraging-vigilance trade-offs on predation mortality. Journal of Animal Ecology 76: 211-221.

Whittingham M. J. & Evans K. L. 2004: The effects of habitat structure on predation risk of birds in agricultural landscapes. Ibis 146: 210-220.

Wilson M. F., Morrison J. L., Sieving K. E., De Santo T. L., Santisteban L. & Díaz I. 2001: Patterns of Predation Risk and Survival of Bird Nests in a Chilean Agricultural Landscape. Conservation Biology 15: 447-456.

Wübbenhorst D. & Leuschner C. 2006: Vegetation structure at the breeding sites of the partridge (*Perdix perdix* L.) in Central Europe and its possible importance for population density. Polish Journal of Ecology 54: 57-67.

PŘÍLOHY

Seznam příloh:

Příloha 1: Letecký snímek studijní oblasti

Příloha 2: Ukázka domovského okrsku koroptve č. 30 pro předhnízdní období

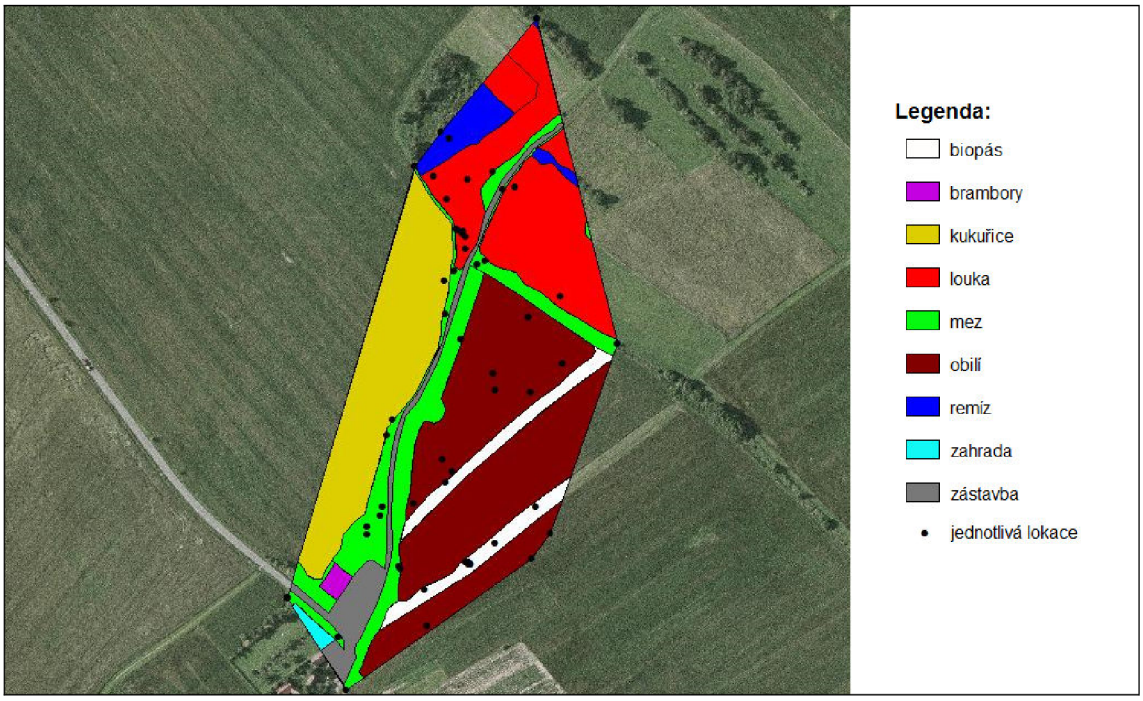
Příloha 3: Ukázka použitých příkazů v programu R pro jednoduchý lineární model hodnotící vliv biotopů na velikost domovského okrsku.

Příloha 4: Ukázka použitých příkazů v programu R pro Coxův model proporcionálních rizik (A) a pro Kaplan-Meierův odhad přežívání pro vliv zaměřených lokací v lese na přežívání (B).

Příloha 5: Ukázka použitých příkazů v programu R pro kompoziční analýzu.

Příloha 1: Letecký snímek studijní oblasti.

Příloha 2: Ukázka domovského okrsku koroptve č. 30 pro předhnízdní období.



Příloha 3: Ukázka použitých příkazů v programu R pro jednoduchý lineární model hodnotící vliv biotopů na velikost domovského okrsku.

```
> hrpr<-read.table("clipboard", sep="\t", header=T, dec=",")
> lm.hrpr0<-lm(HR~F1+F2+F3+F4, data=hrpr)
> anova(lm.hrpr0, test="F")
> lm.hrpr1<-lm(HR~F1+F2+F3, data=hrpr)
> anova(lm.hrpr1, lm.hrpr0, test="F")
> lm.hrpr1<-lm(HR~F4+F1+F2, data=hrpr)
> anova(lm.hrpr1, lm.hrpr0, test="F")
> lm.hrpr1<-lm(HR~F3+F4+F1, data=hrpr)
> anova(lm.hrpr1, lm.hrpr0, test="F")
> lm.hrpr1<-lm(HR~F2+F3+F4, data=hrpr)
> anova(lm.hrpr1, lm.hrpr0, test="F")
```

Příloha 4: Ukázka použitých příkazů v programu R pro Coxův model proporcionálních rizik (A) a pro Kaplan-Meierův odhad přežívání pro vliv zaměřených lokací v lese na přežívání (B).

A)

```
> cox<-read.table("clipboard", sep="\t", header=T, dec=",")
> cox$ID<-as.factor(cox$ID)
> coxpr<-coxph(Surv(Expo, Fate)~HR+zast+les+obi+rep+lou+mez+rem+zah+ostpl+simpson
+shannon, data=cox)
> summary(coxpr)
```

B)

```
> nev<-read.table("clipboard", sep="\t", header=T)
> pok<-survfit(Surv(expo, fate)~les, data=nev)
> par(cex=0.75)
> plot(pok, lty=1:2,axes=F, frame.plot=T, main="Zaměření lokací v lese", xlab="Počet přežitých
dní", ylab="Kumulativní podíl přeživajících jedinců")
> axis(1, las=1, at=c(0,20,40,60,80,100), labels=c("0", "20","40","60","80","100"))
> axis(2, las=1, at=c(1.0,0.8,0.6,0.4,0.2,0.0), labels=c("1,0", "0,8","0,6","0,4","0,2","0,0"))
> legend("bottomleft", c("bez lokací", "s lokacemi"), lty=1:2)
```

Příloha 5: Ukázka použitých příkazů v programu R pro kompoziční analýzu.

```
> used<-read.table("clipboard", sep="\t", header=T, dec=",")
> avail<-read.table("clipboard", sep="\t", header=T, dec=",")
> korallhn<-compana(used, avail, test=c("randomisation", "parametric"), nrep=500,
alpha=0.05)
> korallhn
```