

Univerzita Karlova v Praze
Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Biologie
Studijní obor: Ekologie



Bc. Ondřej Bušek

Jak se liší druhové bohatství a početnost ptáků mezi vojenskými výcvikovými prostory a okolní krajinou? Případová studie z vojenského újezdu Hradiště

How do bird species richness and abundance differ between military training areas and surrounding landscape? A case study from the Hradiště military area

Diplomová práce

Školitel: doc. Mgr. Jiří Reif, Ph.D.

Praha, 2015

Prohlášení:

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

V Praze, 4. 5. 2015

Podpis

Poděkování:

Chtěl bych poděkovat svému školiteli doc. Mgr. Jirímu Reifovi, Ph.D. za trpělivost a cenné rady, které mi poskytl během psaní této práce. Dále bych chtěl poděkovat svému konzultantovi a katedrovému garantovi RNDr. Ondřejovi Sedláčkovi, Ph.D. za cenné připomínky k metodice práce. Nakonec bych chtěl poděkovat svým rodičům za to, že za mnou po celou dobu mého magisterského studia stáli.

Abstrakt

Od počátku 20. století se drasticky proměnila struktura i hospodářské využití střeoevropské krajiny. Došlo k homogenizaci krajinné mozaiky, intenzifikaci zemědělství, urbanizaci a k opouštění zemědělské půdy. Tyto změny se nutně podepsaly na složení ptačích společenstvech, přičemž jedním z nejvýraznějších projevů je populační úbytek ptáků otevřené krajiny. Z toho důvodu je nezbytné najít a podrobit výzkumu místa, která byla před těmito negativními vlivy ušetřena. Takovými místy mohou být vojenské výcvikové prostory (VVP), tzn. plochy určené k výcviku ozbrojených sil. Z výsledků několika dosavadních výzkumů vyplývá, že VVP mohou hostit pozoruhodně vysokou diverzitu a velký počet ochránářsky významných druhů ptáků. To může být způsobeno dvěma faktory. Prvním je uzavřenost VVP před jinými lidskými aktivitami kromě vojenských, díky které nebyly vystaveny výše uvedeným negativním vlivům. Druhým faktorem je samotný vojenský výcvik, jehož působením vzniká velice heterogenní mozaika různých biotopů umožňující koexistenci velkého počtu druhů s rozdílnými ekologickými nároky. Žádná studie však dosud neprovedla přímé srovnání ptačích společenstev ve VVP a v okolní krajině. Pouze pomocí takových dat je možné ocenit skutečnou hodnotu VVP pro ochranu ptáků a zamyslet se nad mechanismy, jež ji generují. To bylo cílem této práce.

Terénní ornitologický průzkum probíhal ve vojenském újezdu (VÚ) Hradiště a na srovnávacích plochách v jeho blízkém okolí, v západní části České republiky. Výsledky ukázaly, že VÚ lokálně hostí více druhů ptáků než okolní krajina. U všech ptačích druhů byl tento rozdíl okrajově neprůkazný, ale v případě ochránářsky významných druhů byl už jejich počet ve VÚ průkazně vyšší než v okolní krajině. Za tímto rozdílem však stála zejména vysoká druhová bohatost bezlesí ve VÚ, zatímco lesní prostředí se v druhové bohatosti mezi oběma plochami nelišilo. Překvapivým výsledkem této práce bylo zjištění, že biotopově specializované druhy jsou hojnější v okolní krajině než ve VÚ. Mohlo to být způsobeno absencí úzce specializovaných lesních druhů ve VÚ kvůli obecně nízké kvalitě místních lesních porostů. Jiné druhové vlastnosti s relativní početností druhů na studijních plochách nekorelovaly.

Ačkoliv výzkum probíhal pouze v jednom VÚ, geografická analýza krajinného pokryvu potvrdila, že všechny aktivní VÚ v ČR si jsou v tomto směru navzájem velmi podobné. Z toho lze usuzovat, že poznatky nabyté výzkumem ptáků ve VÚ Hradiště by šlo s jistou opatrností vztáhnout obecně na VÚ v ČR, resp. ve střední Evropě.

Důležitou metodickou inovací práce je odhadování vzdálenosti zjištěných ptačích jedinců od pozorovatele během terénního sčítání ptáků, což posloužilo k modelování pravděpodobnosti detekce jednotlivých druhů a tedy k výpočtu jejich abundancí korigovaných druhově a biotopově či regionálně specifickou detektabilitou. Při práci s těmito daty se však ukázala řada problémů, které tento postup přináší. Proto tato práce nakonec zkoumá a diskutuje otázku nutnosti zohledňování detektability při ornitologických průzkumech menšího rozsahu.

Klíčová slova: abundance, biotopová heterogenita, biotopová specializace, detektabilita, disturbance, Doupovské hory, druhové bohatství, ekologická sukcese, ochrana přírody, vojenský výcvikový prostor

Abstract

Since the beginning of the 20th century human land use changed drastically in Central Europe. These changes included: homogenization of the landscape mosaic, intensification of agriculture, urbanization and land abandonment. In turn, these changes affected bird species and perhaps most significantly manifested in population decline of open habitat birds. Therefore, it is important to investigate sites, which were not affected by the changes mentioned above, such as military training areas (MTAs) - places dedicated to training of armed forces. Previous studies have shown that MTAs seem to host remarkably high bird diversity and abundant populations of bird species of conservation concern. This may be caused by two major factors. First, closure of MTAs to all human activities besides military training spared them of the landscape changes mentioned above. Second, the military training itself produces a very heterogeneous habitat mosaic that allows coexistence of many species with different ecological requirements. To my knowledge, no study compared bird assemblages between MTAs and surrounding landscape directly. At the same time, such data are crucial to assess the value of MTAs for bird conservation reliably and, as a consequence, they enable to think more deeply about mechanism generating this value. That was the main goal of this study.

Bird survey took place in the field at the Hradiště MTA and at control sites in surrounding landscape in western part of the Czech Republic. Results have proved that MTA hosts higher local bird species richness than the surrounding landscape. For all bird species this difference was marginally insignificant, but in case of bird species of conservation concern this difference was already significant. However, this pattern is driven mainly by extraordinary high species richness of open habitats in MTA, whereas species richness in forests did not differ between MTA and surrounding landscape. Surprisingly, I also found that habitat specialist bird species were more abundant in surrounding landscape than in MTA. This result may be caused by the absence of highly specialized forest birds from MTA due to generally low quality of forest stands in MTA. Other species characteristics with relative abundance did not correlate.

Although the research was carried out in a single MTA, geographical analysis of land cover has proven that all active MTAs in the Czech Republic are very similar in this respect. Therefore, I suggest that the patterns found in bird data could be generalized with some caution to the whole Czech Republic or Central Europe.

From the methodical perspective, this study is innovative due to the use of distance sampling during bird survey in the field. This enabled me to model detection probability of particular species and thus to adjust their abundance to species- and habitat- or regional-specific detectability. However, dealing with these detectability-adjusted data showed various caveats of this technique for purposes of relatively small-scale ornithological surveys.

Key words: abundance, detectability, disturbance, Doupovské Mountains, ecological succession, habitat heterogeneity, habitat specialization, nature conservation, military training area, species richness

Obsah

| | | |
|---------|---|----|
| 1 | Úvod | 1 |
| 1.1 | Novodobé proměny středoevropské krajiny a jejich dopady na avifaunu | 1 |
| 1.2 | Charakteristika vojenských výcvikových prostorů | 2 |
| 1.3 | Zkoumané hypotézy a cíle práce | 8 |
| 2 | Metodika..... | 10 |
| 2.1 | Výzkum ptačích společenstev ve VÚ Hradiště a okolí | 10 |
| 2.1.1 | Celková charakteristika studované oblasti | 10 |
| 2.1.1.1 | Charakteristika VÚ Hradiště | 11 |
| 2.1.2 | Výběr studijních ploch | 13 |
| 2.1.3 | Biotopová skladba studijních ploch | 15 |
| 2.1.3.1 | Biotopová skladba VÚ Hradiště..... | 15 |
| 2.1.3.2 | Biotopová skladba kontrolní plochy v okolní krajině | 17 |
| 2.1.4 | Sběr dat..... | 18 |
| 2.1.4.1 | Výběr sčítacích bodů..... | 18 |
| 2.1.4.2 | Metodika zjišťování početnosti ptáků | 19 |
| 2.1.5 | Zpracování dat..... | 20 |
| 2.1.5.1 | Analýza druhové bohatosti ornitocenózy VÚ Hradiště a okolní krajiny | 20 |
| 2.1.5.2 | Mezidruhová analýza vlivu různých druhových charakteristik na rozdíl v početnosti jednotlivých druhů ptáků mezi okolní krajinou a VÚ Hradiště.... | 20 |
| 2.1.5.3 | Odhad početnosti jednotlivých ptačích druhů ve VÚ Hradiště a v okolní krajině pro analýzu využitelnosti detektability | 24 |
| 2.2 | Geografická analýza krajinného pokryvu aktivních vojenských újezdů v ČR..... | 25 |
| 2.2.1 | Příprava dat..... | 25 |
| 2.2.2 | Zpracování dat..... | 26 |
| 3 | Výsledky..... | 28 |
| 3.1 | Ptačí společenstva ve VÚ Hradiště a okolí..... | 28 |

| | | |
|-------|---|----|
| 3.1.1 | Druhová bohatost ornitocenózy VÚ Hradiště a okolní krajiny | 28 |
| 3.1.2 | Vliv různých druhových charakteristik na rozdíl v početnosti jednotlivých druhů ptáků mezi okolní krajinou a VÚ Hradiště..... | 31 |
| 3.1.3 | Analýza využitelnosti detektability a jejího vlivu na relativní početnost | 34 |
| 3.2 | Geografická analýza krajinného pokryvu aktivních vojenských újezdů v ČR..... | 36 |
| 3.2.1 | PCA a RDA analýza krajinného pokryvu aktivních vojenských újezdů v ČR | 36 |
| 4 | Diskuse | 39 |
| 4.1 | Druhová bohatost všech druhů ptáků ve VÚ Hradiště | 39 |
| 4.2 | Druhová bohatost ochránářsky významných druhů ptáků ve VÚ Hradiště | 42 |
| 4.3 | Vlastnosti ptačích druhů ve VÚ Hradiště | 42 |
| 4.4 | Mechanismy udržující vysokou diverzitu ptáků ve VVP | 44 |
| 4.5 | Metodické nedostatky práce a jejich relevance | 46 |
| 4.6 | Je nutné zohledňovat detektabilitu?..... | 47 |
| 5 | Závěr..... | 49 |
| 6 | Seznam použité literatury | 52 |
| 7 | Přílohy | 61 |

1 Úvod

1.1 Novodobé proměny středoevropské krajiny a jejich dopady na avifaunu

Středoevropská krajina prošla od počátku 20. století řadou změn. Proměnila se její celková struktura i hospodářské využití, přičemž tyto změny jsou tak výrazné a rychlé, že je lze označit za krajinnou revoluci (Sádlo et al. 2005). Zatímco před druhou světovou válkou se krajina vyznačovala jemnou a heterogenní mozaikou, po jejím skončení nastalo období tzv. kolektivizace, která přinesla scelování pozemků, meliorace a rozorávání mezí, což krajinnou mozaiku značně zhomogenizovalo a zvětšilo její zrna (Cílek et al. 2004; Cílek 2005; Kloubec a Hora 2006). Navíc došlo k masivní intenzifikaci zemědělství a s tím spojenému opouštění tradičních způsobů hospodaření, jako je nepravidelné mozaikovitě kosení a extenzivní pastva dobytka (Reif et al. 2008; Reif a Marhoul 2010). Nevyhnutelným důsledkem intenzifikace zemědělské výroby byla také rozsáhlá eutrofizace krajiny plynoucí ze skokového nárůstu používání umělých hnojiv a pesticidů (Chloupek et al. 2004).

V současné době dochází v krajině k dalším změnám. Ty opět plynou z proměny jejího hospodářského využívání (Voříšek et al. 2009). Jde o pokračující intenzifikaci zemědělství a rozvoj zástavby v úrodných nížinách a v okolí měst na jedné straně a opouštění zemědělské půdy, celkový útlum hospodaření a rozrůstání lesních porostů (spontánní i aktivním zalesňováním) v okrajových oblastech (geografických i socioekonomických) na straně druhé (Bičík et al. 2001; Voříšek et al. 2009).

Popsané proměny středoevropské krajiny se nutně promítly do stavu místní ornitofauny. Vliv intenzifikace zemědělství i opouštění zemědělské půdy a následného zarůstání krajiny na ptáčích společenstvech je dnes již celkem dobře popsán (např. Chamberlain et al. 2000; Reif et al. 2007; Reif et al. 2008; Sirami et al. 2008). Obecně lze říci, že v celoevropském měřítku dlouhodobě klesá početnost ptáků zemědělské krajiny (PECBMS 2009). V České republice (ČR) se podle tzv. indikátoru ptáků zemědělské krajiny jejich početnost snížila mezi lety 1982 a 2008 o 24 %, přičemž čím více je daný druh vázán na zemědělskou půdu, tím je jeho populační úbytek strmější (Vermouzek 2008 ex Voříšek et al. 2009; Reif et al. 2008). Vzhledem k negativním populačním trendům ptáků vázaných na otevřené biotopy je mnoho z nich zvláště chráněno podle národní legislativy (MŽP 2013) a/nebo ohroženo podle Červeného seznamu (Šťastný a Bejček 2003). Je alarmující, že i zvláště chráněné druhy dále ubývají, což poukazuje na neúčinnost zákonné ochrany přírody v případě zemědělské krajiny (Voříšek et al. 2009).

V ČR navíc dochází vlivem zvětšování rozlohy lesních porostů k vzestupu početnosti lesních ptáků, v mnohých evropských zemích však klesá, a obecně se tedy zdá, že jejich populační trendy jsou do značné míry regionálně specifické (Gregory et al. 2007; Reif et al. 2007). Index změn početnosti lesních druhů ptáků se u nás v období mezi lety 1982 a 2003 zvýšil o 6 % (Reif et al. 2007).

Negativním projevem současných změn v krajině je také tzv. homogenizace bioty. Jde o rapidní pokles specializovaných druhů neschopných adaptace na měnící se podmínky a současné šíření generalistů, kteří popsané změny tolerují (McKinney a Lockwood 1999; Kerbiriou et al. 2009; Clavel et al. 2011).

Pro lepší pochopení dopadu těchto dlouhodobých krajinných změn na ptačí populace je prospěšné najít místa, která jimi nebyla zasažena, nebo byl jejich vliv v porovnání s okolní krajinou malý. Takovými místy mohou být vojenské výcvikové prostory (Warren et al. 2007; Reif et al. 2011; Bušek 2013).

1.2 Charakteristika vojenských výcvikových prostorů

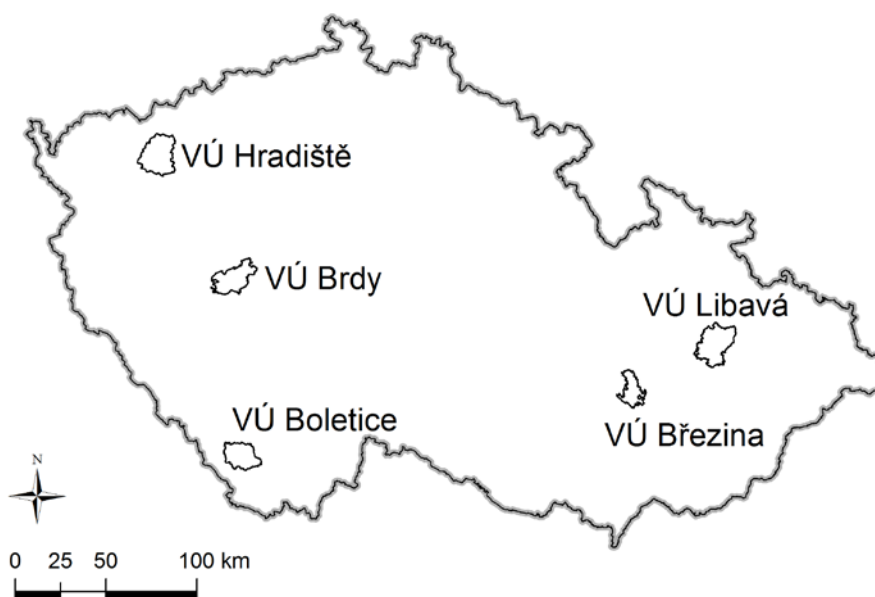
Vojenské výcvikové prostory (VVP) jsou plochy spravované většinou Ministerstvem obrany, které jsou určeny k výcviku ozbrojených sil a k testování vojenské techniky a materiálu v terénu (Kubisa 2010).

Z hlediska rozlohy je lze rozdělit na velkoplošné a maloplošné. Velkoplošné se rozkládají na obrovských územích. Např. pět aktivních vojenských újezdů¹ (VÚ) v ČR (tj. VÚ Boletice, Brdy, Březina, Hradiště a Libavá) (Obr. 1²) se rozprostírá na ploše 1296 km², což představuje asi 1,6 % celkové rozlohy ČR nebo rozlohu středně velkého okresu (Kubisa 2010). Ve světě však nejsou výjimečné ani mnohem větší vojenské prostory. Typickým příkladem jsou USA, kde tamější Ministerstvo obrany spravuje více než 100 000 km², a je tedy druhým největším správcem půdy mezi federálními úřady. Raketová střelnice White Sands v Novém Mexiku má rozlohu 8903 km², což odpovídá velikosti Yellowstonského národního parku (Cohn 1996). Naproti tomu maloplošné VVP mají ve srovnání s těmito velkými vojenskými újezdy zlomkové rozlohy, je jich však obrovské množství. Jen v České

¹ Vojenským újezdem se zpravidla rozumí správní jednotka, jako vojenský výcvikový prostor se označuje vlastní cvičiště nacházející se na území této správní jednotky. V celé práci však budou oba pojmy používány jako synonyma.

² Arabské číslice odkazují na obrázky a tabulky řazené průběžně v textu, zatímco římské číslice odkazují na obrázky a tabulky umístěné v Přílohách na konci práce.

republice se jich nachází asi 200, žádný ale není větší než 10 km² a pouze 60 z nich sloužilo k aktivnímu vojenskému výcviku (Čížek et al. 2013).



Obr. 1: Poloha pěti aktivních vojenských újezdů (VÚ Boletice, Brdy, Březina, Hradiště a Libavá) v České republice.

Vojenské výcvikové prostory, jak je známe dnes, začaly vznikat už koncem 19. století. Většina však vznikla až v 1. polovině 20. století, přičemž k prudkému nárůstu jejich početnosti došlo krátce před druhou světovou válkou a na počátku studené války. Historický vývoj v ČR odrážel vývoj v Evropě. Prvním VVP vzniklým na našem území byly Milovice založené roku 1904, většina ostatních však vznikla až krátce po druhé světové válce (IUCN 1996; Kubisa 2010; Čížek et al. 2013). Zlom ve vývoji nastal na počátku 90. let 20. století. S koncem studené války bylo potřeba z úsporných důvodů snížit naddimenzované vojenské kapacity, což vedlo k rušení stovek VVP v bývalém západním i východním bloku (IUCN 1996; Gonzales 2011; Čížek et al. 2013). V řadě států bývalého Sovětského svazu a v jeho tzv. satelitních státech přispěl k tomuto procesu i odchod sovětské armády. Ta totiž využívala řadu vojenských prostorů, které po jejím odchodu ztratily využití a byly zrušeny (IUCN 1996).

Vojenské výcvikové prostory jsou zpravidla chápány jako zvláště vyčleněná území pro potřeby obrany státu (Kubisa 2010). Jedním z důsledků tohoto specifického správního statusu

je omezený přístup veřejnosti do těchto území. To má dva hlavní důvody – nebezpečí plynoucí z používání ostré munice a utajení vojenských aktivit (Gazenbeek 2005).

Uzavřenost těchto oblastí má však nezamýšlený, ale významný důsledek pro ochranu přírody. Území vojenských výcvikových prostorů bylo uchráněno před rostoucí urbanizací a intenzifikací zemědělství, tedy před vlivy, které měly silně negativní dopad na biodiverzitu v celosvětovém měřítku (Gazenbeek 2005). I vojenské výcvikové prostory v ČR se tak vyhnuly dramatickým změnám v naší krajině, ke kterým došlo po druhé světové válce (viz kap. 1.1) (Kloubec a Hora 2006; Vojta et al. 2010).

Kromě uzavřenosti před veřejností a před intenzivním hospodařením charakterizuje VVP také specifický disturbanční režim. Živelný armádní výcvik zde doplňuje přírodní disturbance širokým spektrem antropogenních disturbancí (Warren et al. 2007). Nedílnou součástí armádního výcviku jsou pojezdy různých typů kolových i pásových vozidel (Hirst et al. 2003), pohyb a táboření pěšího vojska (Trumbull et al. 1994; Whitecotton et al. 2000), hloubení zákopů a protitankových příkopů, odstraňování náletu z dopadových ploch, výbuchy munice (Walker 1999) a mnoho dalších typicky armádních aktivit. Jejich působením dochází k narušování a zhutňování půdního profilu, míchání půdních vrstev, zvyšování členitosti reliéfu spojené se vznikem terénních depresí, často naplněných vodou, redukcí vegetačního pokryvu a vzniku lokálních požárů. Kromě ploch vystavených těmto disturbancím jsou ale ve VVP také obrovská území, která jsou vojenskou činností prakticky nedotčena. Např. v USA jsou pouze na necelých 20 % ploch určených k vojenskému výcviku patrné znaky fyzikálních disturbancí (Shaw a Kowalski 1996 ex Warren et al. 2007). Navíc lze za území nedotčená vojenskou činností považovat i většinu lesních celků, jelikož z taktických důvodů probíhá téměř veškerý výcvik mimo les (Herl et al. 2005). Specifické prostředí VVP je tak tvořeno velice heterogenní krajinnou mozaikou složenou z biotopů ležících podél celého disturbančně-sukcesního gradientu (Warren et al. 2007).

Vojenské výcvikové prostory tedy obvykle pokrývá mozaika lesní vegetace, různě hustých křovin, náletů a trávníků, přičemž mnohdy se vyznačují nezvykle velkým podílem otevřené krajiny na úkor uzavřeného lesního porostu. To ale rozhodně není pravidlem a mnoho VVP je z většiny pokryto lesem. Např. ve zrušeném vojenském újezdu Ralsko je zastoupení lesa 73 % (Šťastný a Bejček 2000) a v aktivním vojenském újezdu Brdy 88 % (MŽP 2011). V menší míře se ve VVP vyskytují také luční porosty, mokřady, vodní plochy, opuštěná i obhospodařovaná zemědělská půda, lidská sídla a vojenskými disturbancemi vzniklá obnažená půda (Šťastný a Bejček 2000; Kloubec a Hora 2006; MŽP 2011; Reif et al. 2011). Biotopová heterogenita a procentuální zastoupení jednotlivých typů biotopů v

konkrétních VVP ale závisí na místním klimatu, topografii, půdních podmínkách, biotických interakcích a na intenzitě a typu vojenského výcviku (Turner et al. 2001). Obecně je ale biotopová heterogenita vojenských výcvikových prostorů vysoká a jejich biotopové složení je ve srovnání s okolní krajinou mnohdy jedinečné (Gazenbeek 2005). Některé typy biotopů se navíc ve VVP dochovaly v nebývalém rozsahu a kvalitě (Kloubec a Hora 2006). To lze ilustrovat na příkladu 42 opuštěných VVP v ČR, při jejichž výzkumu se ukázalo, že nejrozšířenější typy biotopů v ČR byly ve VVP zastoupeny minimálně, zatímco biotopy pokrývající největší procento plochy vojenských prostorů se v běžné české krajině vyskytovaly jen velmi vzácně. Celková plocha zkoumaných VVP byla tvořena z 1 % zemědělskou půdou (v ČR 48 %), z 23 % lesním porostem (v ČR 34 %), z 62 % křovinami (v ČR 0,05 %), z 12 % přírodními trávničky (v ČR 0,5 %), z 2 % obnaženou půdou (v ČR 0,6 %) a 0 % tvořila lidská sídla (v ČR 5 %) (Reif et al. 2011).

Vzhledem k specifickému charakteru VVP, a především k jejich unikátní biotopové heterogenitě, není překvapivé, že tato stanoviště hostí pozoruhodně vysokou biodiverzitu. Biotopová heterogenita je totiž tradičně považována za jeden z nejdůležitějších prediktorů druhové bohatosti (Boecklen 1986; Böhning-Gaese 1997; Pino et al. 2000; Aauri a de Lucio 2001; Tews et al. 2004; Mammides et al. 2015), navíc její krucióální význam pro biodiverzitu VVP byl již také popsán (Warren et al. 2007). Warren et al. (2007) ji vysvětlují pomocí tzv. heterogeneous disturbance hypothesis. Tato hypotéza předpokládá maximální hodnoty biodiverzity tam, kde jsou disturbance lišící se v typu, frekvenci, intenzitě, periodicitě, velikosti, formě a délce trvání heterogenně rozloženy v prostoru a v čase, což dobře odpovídá místům, na nichž probíhá vojenský výcvik.

Kromě toho, že hostí celkově vysokou biodiverzitu, jsou VVP obzvláště významné jako refugia pro druhy vázané na raně sukcesní stádia vegetace (Warren a Büttner 2008a; Reif et al. 2011; Weidman a Litvaitis 2011). To je způsobeno tím, že tyto druhy asi nejvíce profitují z tamějšího disturbančního režimu (Rivers et al. 2010), tzn. z vytváření a následného udržování bezlesí vojenskou činností. Zároveň jsou možná nejvíce postiženy snižováním heterogenity v okolní krajině (Fuhlendorf et al. 2006; McMahon et al. 2008; Cerezo et al. 2011). VVP jim však poskytují adekvátní biotopy, které ze současné krajiny postupně mizí (Konvička et al. 2010; Reif a Marhoul 2010; Reif et al. 2011).

Význam VVP jako jakýchsi refugií biodiverzity dokazuje řada různě taxonomicky zaměřených studií z Evropy i Severní Ameriky (Gazenbeek 2005; Warren et al. 2007; Bušek 2013). Ve VVP se vyskytují velice druhově bohatá společenstva rostlin (Koptík 2011; Čížek et al. 2013), s čímž souvisí tamější neobvykle vysoká diverzita hmyzu (Konvička et al. 2005;

Warren a Büttner 2008a). Heterogenní prostředí VVP je příhodné také pro obojživelníky (Warren a Büttner 2008b; Zavadil et al. 2011).

I ornitologické cennosti VVP již byla věnována pozornost v podobě několika publikací. Studiu byly podrobeny opuštěné (např. Schröpfer 1998; Šťastný a Bejček 2000; Reif et al. 2011) i aktivní VVP (např. Severinghaus et al. 1980; Althoff et al. 2004; Rivers et al. 2010). Autoři se vesměs shodují, že tato stanoviště hostí druhově velmi bohaté ornitocenózy, přičemž se vyznačují společným výskytem velkého množství druhů s rozdílnými ekologickými nároky – mísí se zde druhy lesní s druhy otevřené krajiny, teplomilné s horskými, mokřadní s (leso)stepními (Althoff et al. 2004; Kloubec a Hora 2006; Sedláček et al. 2006).

Druhově nejpočetnější ekologickou skupinou ptáků ve VVP jsou zpravidla lesní druhy. Ty potom tvoří většinu druhového bohatství daného území (Althoff et al. 2004; Kloubec a Hora 2006; Reif a Marhoul 2010; Rivers et al. 2010). Reif a Marhoul (2010) dokonce ukázali, že VVP s velkou pokryvností lesa bývají druhově nejbohatší. V kontrastu s vysokou diverzitou lesů však stojí jejich relativně nízká ochránářská hodnota. Většinou jsou totiž obývány běžnými druhy ptáků (Reif a Marhoul 2010). Spíše neobvyklé je tedy hnízdění řady ochránářsky významných druhů (např. čápa černého (*Ciconia nigra*), datlíka tříprstého (*Picoides tridactylus*) či jeřábka lesního (*Bonasa bonasia*)) v lesních komplexech VÚ Boletice, což lze ale považovat za důsledek výjimečné zachovalosti tamějších lesů (Kloubec a Hora 2006).

Další významnou ekologickou skupinu ptáků ve VVP tvoří druhy obývající porosty různě hustých křovin, náletů a solitérních stromů. Ačkoliv tyto biotopy typicky pokrývají značnou část plochy vojenských prostorů, většinou hostí menší počet druhů než lesní porosty. Mnohdy však jde o ochránářsky významné druhy (Althoff et al. 2004; Kloubec a Hora 2006; Reif a Marhoul 2010). Typickými zástupci této skupiny jsou např. strnad luční (*Miliaria calandra*), ťuhák obecný (*Lanius collurio*) nebo pěnice vlašská (*Sylvia nisoria*) (Reif a Marhoul 2010).

Ochránářsky nejvýznamnější skupinou ptáků ve VVP jsou úzce specializované druhy vázané na biotopy v nejranějších fázích ekologické sukcese, tedy na travní porosty a obnaženou půdu (Reif a Marhoul 2010; Reif et al. 2011). Tyto druhy nacházejí ve VVP ideální podmínky, zatímco v okolní krajině procházejí dlouhodobým poklesem populací (Althoff et al. 2004; PECBMS 2009; Reif et al. 2011). Ačkoliv jsou tedy travní porosty a obnažená půda spíše druhově chudšími biotopy, z hlediska výskytu ohrožených, vzácných a chráněných druhů jsou zcela nejhodnotnější ve VVP (Althoff et al. 2004; Reif a Marhoul

2010; Rivers et al. 2010). Z ochránářsky významných druhů obývajících tyto plochy lze jmenovat např. skřivana lesního (*Lullula arborea*), bramborníčka černohlavého (*Saxicola torquata*) nebo bělořita šedého (*Oenanthe oenanthe*) (Šťastný a Bejček 2000; Kloubec a Hora 2006; Sedláček et al. 2006; Reif a Marhoul 2010).

Ve vojenských prostorech s větším podílem vodních ploch a nelesní vlhké travinobylinné vegetace mají relativně početné populace také některé druhy mokřadů a vlhkých luk, což patrně souvisí s absencí výraznějších zásahů do vodního režimu tamější krajiny (Sedláček et al. 2006; Reif a Marhoul 2010). Díky tomu dnes poskytují významné biotopy např. pro bekasinu otavní (*Gallinago gallinago*), chřástala polního (*Crex crex*) či cvrčilku říční (*Locustella fluviatilis*) (Kloubec a Hora 2006; Sedláček et al. 2006).

Z uvedených poznatků je zjevné, že o „ochránářské zajímavosti“ VVP se mluví již poměrně dlouho. Přesto existuje jen velmi omezené množství empirických dokladů založených na srovnávací analýze rigorózně nasbíraných dat. Je mi známo 11 vědeckých prací, ve kterých autoři provedli sčítání ptáků na území různých VVP, ale jen Rivers et al. v roce 2010 zároveň stejnou metodou sčítali ptáky i na referenční ploše mimo území daného VVP. Tato plocha však byla přírodní rezervací, nikoliv vzorkem běžné krajiny. Navíc celý výzkum probíhal v kansaské prérii v USA. A zbylé studie se buď omezily na prostý popis ornitocenóz VVP a nepokoušely se o jejich srovnání s ptačími společenstvy okolní krajiny (Schröpfer 1998; Šťastný a Bejček 2000; Sedláček et al. 2006; Reif a Marhoul 2010; Weidman a Litvaitis 2011), nebo za tímto účelem použily různé nepřímé ukazatele získané z dostupné literatury. Šlo o odhady celostátních populací (Reif et al. 2011), data z celostátního sčítání ptáků (Althoff et al. 2004) a srovnání se studii zkoumajícími ornitocenózy na podobných biotopech mimo území daného VVP (Roleček 1999). Dvě studie (Severinghaus et al. 1980; Woinarski a Ash 2002) sice ke srovnání s ptačími společenstvy vojensky disturbovaných území použily přímo nasbíraná data z kontrolních ploch, na kterých k výcviku nedocházelo, ale ty vždy ležely uvnitř zkoumaného VVP.

Z toho vyplývá, že neexistuje studie ze střeoevropského prostoru, která by provedla přímou srovnávací analýzu ornitocenózy VVP a okolní „běžné“ krajiny založenou na terénních datech získaných stejnou metodou na obou studijních plochách. O provedení takové analýzy se tedy pokusí tato diplomová práce.

1.3 Zkoumané hypotézy a cíle práce

V této diplomové práci budu srovnáním ornitocenózy VÚ Hradiště a okolní krajiny testovat následující hypotézy:

1. VVP hostí větší počet druhů než okolní krajina, přičemž za tímto rozdílem stojí vysoká druhová bohatost bezlesí ve VVP, zatímco lesní prostředí se mezi VVP a okolní krajinou v počtu druhů neliší

- tento rozdíl by měl být zapříčiněn uzavřeností VÚ a tamější heterogenní mozaikou nelesních biotopů. Vzhledem k absenci vojenských aktivit v lesním prostředí lze očekávat, že se druhová bohatost lesů nebude mezi VÚ a okolní krajinou lišit.

2. VVP hostí větší počet ochránářsky významných druhů než okolní krajina, přičemž za tímto rozdílem stojí vysoká druhová bohatost bezlesí ve VVP, zatímco lesní prostředí se mezi VVP a okolní krajinou v počtu ochránářsky významných druhů neliší

- jelikož řada druhů otevřené krajiny prochází následkem změn v hospodaření populačním poklesem, je mnoho z nich tzv. ochránářsky významných. VÚ, který byl před změnami v hospodaření uchráněn, pravděpodobně hostí více těchto druhů než okolní krajina. Lesů se tento rozdíl netýká a hostí většinou běžné druhy ptáků.

3. ve VVP jsou ve srovnání s okolní krajinou početnější ptačí druhy s těmito vlastnostmi:

(i) biotopově specializované

- VÚ byl uchráněn před změnami v krajině, které vedly k homogenizaci bioty, takže by mohl hostit početnější populace biotopově specializovaných druhů.

(ii) vázané na raně sukcesní stádia vegetace

- disturbanční činnost armády udržuje rozlehlé plochy ve VÚ v raných fázích ekologické sukcese, zatímco okolní krajina trpí postupným zarůstáním. VÚ tak může hostit větší populace druhů vázaných na raně sukcesní stádia vegetace.

(iii) regionálně vzácné

- druhy otevřené krajiny jsou následkem populačního úbytku stále vzácnější. VÚ jim však poskytuje ideální biotopy, takže se v něm můžou regionálně vzácné druhy vyskytovat hojněji.

(iv) ohrožené podle Červeného seznamu ptáků ČR

- mnoho druhů otevřené krajiny je z důvodu jejich populačního úbytku považováno za ohrožené. VÚ jim však poskytuje ideální biotopy, takže by mohl hostit početnější populace ohrožených druhů.

(v) chráněné podle národní legislativy

- jelikož řada druhů otevřené krajiny prochází populačním poklesem, je mnoho z nich zákonem zvláště chráněno. VÚ jim ale poskytuje ideální biotopy, v důsledku čehož by mohl hostit větší populace zvláště chráněných druhů.

Cíle této diplomové práce jsou následující:

- zjistit početnost jednotlivých druhů ptáků na studijních plochách (i) ve VÚ Hradiště a (ii) v okolní krajině
- na základě těchto dat charakterizovat společenstva ptáků na studijních plochách co do počtu druhů, druhového složení, zastoupení biotopově specializovaných, raně sukcesních, regionálně vzácných a ochránářsky významných (tj. ohrožených a/nebo chráněných) druhů
- pomocí těchto údajů otestovat výše formulované hypotézy
- na základě srovnání krajinného pokryvu všech aktivních VÚ v ČR s jejich bezprostředním okolím zjistit, nakolik jsou si VÚ navzájem podobné, a tedy do jaké míry lze výsledky ornitologického průzkumu z VÚ Hradiště považovat za obecné pro VÚ v širším geografickém prostoru
- na základě zkušenosti se zpracováním dat z této diplomové práce zhodnotit využitelnost a nutnost zohledňování detektability při práci s terénními ornitologickými daty menšího rozsahu.

2 Metodika

2.1 Výzkum ptačích společenstev ve VÚ Hradiště a okolí

2.1.1 Celková charakteristika studované oblasti

Studovanou oblast tvořil vojenský újezd Hradiště v Doupovských horách a jeho blízké okolí. Nachází se v západní části České republiky, konkrétně ve východní polovině Karlovarského kraje.

Samotný VÚ Hradiště má hornatinný reliéf, přičemž jeho průměrná nadmořská výška činí přes 600 m n. m. (celkový rozsah je 340–934 m n. m.) (Komár 1993; ČÚZK 2014). Zbytek studovaného území je pahorkatinného až vrchovinného charakteru s průměrnou nadmořskou výškou 538 m n. m. (celkový rozsah je 380–787 m n. m.) (ČÚZK 2014).

Geologická stavba území je značně různorodá. Zatímco Doupovské hory mají díky vulkanickému původu poměrně homogenní podloží s převažujícími pyroklastiky a výlevnými horninami čedičového typu, zbytek studovaného území je tvořen různými typy granitu, metamorfovanými sedimenty, šterky, písky a jíly (Babůrek 1998; Hrnčiarová et al. 2009).

Co se týče podnebí, většina studované oblasti náleží do chladné klimatické oblasti. Pouze severozápad území má podnebí mírně teplé, vrcholové partie Doupovských hor naopak velmi chladné. Srážkově je většina území průměrná, ale východní a jihovýchodní část leží ve srážkovém stínu nedalekých Krušných hor, v důsledku čehož je na srážky spíše chudá (Komár 1993; Hrnčiarová et al. 2009).

Studovaná oblast náleží do bývalého sudetského pohraničí, tím pádem jsou pro ni typické socioekonomické a demografické problémy charakterizující celé Sudety. Jde především o množství opuštěných a neobhospodařovaných luk a pastvin, přítomnost zaniklých sídel a celkově vlažnější vztah obyvatelstva k údržbě krajiny i svého bezprostředního okolí. Typické je také značně nerovnoměrné osídlení (Spurný 2006). Zatímco údolí Ohře je zalidněno hustě a leží zde několik větších sídel (např. Karlovy Vary či Ostrov), hustota zalidnění zbytku území je relativně nízká. Obzvláště patrné je to v jižní části zájmového území, kde mnohdy dosahuje pouze 20–25 obyvatel na 1 km². Skutečným extrémem je VÚ Hradiště, který je díky své uzavřenosti prakticky neosídlen (2 obyv. na 1 km²) (CENIA 2014).

Podrobný popis biotopové skladby studované oblasti zaměřený speciálně na samotné plochy, kde probíhalo sčítání ptáků, se nachází v kapitole 2.1.3.

2.1.1.1 Charakteristika VÚ Hradiště

VÚ Hradiště se rozkládá na území tzv. Doupovska. První zprávy o jeho osídlení jsou již z 11. a 12. století (Král 1993). Vždy se však jednalo o relativně řídko osídlenou oblast, kde hustota zalidnění nedosahovala ani poloviny průměru českých zemí (Poštolka 1993). Obživu obyvatel až do poloviny 20. století zajišťovala škála různorodých činností. Na místo velkých průmyslových závodů zde bylo množství malých výrobních a řemeslnických podniků. Zemědělství nemělo v Doupovských horách tak dobré podmínky jako v okolních níže položených oblastech, přesto se zde pěstovaly kvalitní odrůdy ječmene, ovsu a brambor; v údolích navíc i ovocné stromy. Celkově nejdůležitější a nejvýnosnější však bylo pastvinářství a chov dobytka, především hovězího a ovcí (Král 1993).

Až do roku 1945 bylo Doupovsko krajem téměř výhradně německým. Na území nynějšího VÚ žilo v roce 1930 14 688 obyvatel, z toho ale bylo pouze 1 % české národnosti (Poštolka 1993). Vše se změnilo s koncem druhé světové války, kdy došlo k hromadnému odsunu německého obyvatelstva ze Sudet do Německa. I přes snahu oblast urychleně dosídlit Čechy se počet obyvatel Doupovska snížil zhruba o dvě třetiny (Král 1993). Definitivní konec osídlení tamější krajiny přišel v roce 1953, kdy bylo umělé dosidlování českým obyvatelstvem přerušeno vyhlášením VÚ Hradiště. V praxi to znamenalo likvidaci téměř dvoutisícového okresního města Doupov a dalších 67 obcí a osad (Rubeš 1993).

Vojenský újezd Hradiště se rozkládá na 331,6 km² (55 % rozlohy Doupovských hor a 10 % Karlovarského kraje), což ho dělá největším vojenským újezdem v České republice a jedním z největších ve střední Evropě (Matějů 2010). Stejně jako ostatní vojenské újezdy se vyznačuje dvěma základními vlastnostmi, které ovlivňují i charakter tamější bioty (Bušek 2013). Tou první je uzavřenost před veřejností, díky které byl uchráněn před škodlivými vlivy urbanizace a intenzifikace zemědělství, druhou je samotné provádění vojenského výcviku (Gazenbeek 2005; Matějů 2010).

Na území vojenského výcvikového prostoru je zhruba 10 stálých výcvikových zařízení. Konkrétně jde o dvě součinnostní střelnice určené k společnému výcviku pěšího vojska, dělostřelectva a letectva, dále tanková, pěší a letecká střelnice, ženijní cvičiště, cvičiště řízení bojových vozidel a dvě tábořiště. Celkově je k vojenské činnosti využívána přibližně jedna třetina z celkové plochy VÚ (Komár 1993). Tato část území podléhá prostorově a časově velice heterogennímu disturbančnímu režimu, díky kterému zde vzniká značně různorodá mozaika rozdílně disturbovaných a sukcesně starých biotopů. To v důsledku znamená, že značná část vojensky využívaných ploch je udržována v raných fázích sukcesního

vývoje (Obr. 2) (Warren et al. 2007). Pojezdy těžké techniky, výbuchy munice a s tím spojené lokální požáry, periodické odstraňování náletu z dopadových ploch či sešlap pěším vojskem, to všechno jsou aktivity udržující výcvikové plochy heterogenní a zabraňující jejich postupnému zarůstání hustými porosty dřevin (Warren et al. 2007; Vrba et al. 2012).



Obr. 2: Heterogenní krajinná mozaika na dopadové ploše vojenského újezdu Hradiště se značným podílem raně sukcesních biotopů. Foto: Oldřich Bušek.

Kromě samotných vojenských cvičišť vznikly ve VÚ Hradiště také tzv. nárazníkové zóny. Jde o rozlehlé plochy (často několik km²), na kterých je omezeno nebo zcela vyloučeno jakékoliv hospodaření a zároveň nejsou využívány k vojenskému výcviku. Tyto plochy, dříve součást typické kulturní krajiny s poli, pastvinami a loukami, nyní postupně zarůstají křovinami a pionýrskými dřevinami, přičemž toto zarůstání je velice rozsáhlé (Vojta et al. 2010). Např. v okolí bývalé obce Tocov v západní části VÚ se zvýšil podíl ploch pokrytých dřevinnou vegetací z původních 17 % v roce 1952 na 79 % v roce 2005. Je zajímavé, že dřeviny se staly dominantní složkou krajiny okolí Tocova již během 70. let minulého století. Od té doby se původně propojené plochy bezlesí stávají izolovanými ostrůvky mezi souvislými plochami dřevin. Z hlediska ochrany přírody je důležitá skutečnost, že podíl bezlesí, které ročně zaroste dřevinami, stále roste, což odpovídá modelu klasického šíření dřevin od zdrojů semen (Brůna 2009).

Zbývající území VÚ je armádou využíváno spíše ojediněle a podléhá různě intenzivnímu hospodaření. Většinou jde o extenzivní pastvu dobytka a kosení (Kopecký 2006;

Drhovská 2007). Jinde se nehospodaří vůbec a nerušeně zde probíhá spontánní sukcese (Drhovská 2007). Opakem je hospodaření v lesích, které je mnohdy intenzivní a prakticky se neliší od lesního hospodaření v běžné kulturní krajině (Matějů 2010).

Celé území VÚ Hradiště bylo zařazeno do soustavy Natura 2000 jako evropsky významná lokalita (EVL) Hradiště a zároveň do ptačí oblasti (PO) Doupovské hory, která je druhou největší v České republice (Matějů 2010).

2.1.2 Výběr studijních ploch

Cílem této diplomové práce bylo srovnat ornitocenózu vojenského újezdu Hradiště a okolní běžné krajiny. Za tímto účelem bylo nutné zjistit početnost ptáků ve vojenském újezdu a na vhodné kontrolní (referenční) ploše v jeho okolí.

Zatímco studijní plocha ve VÚ Hradiště byla jednoduše dána hranicí vojenského újezdu, vhodnou kontrolní plochu v jeho okolí bylo nutné vybrat podle různých kritérií. Konkrétně šlo o následující: (i) celková rozloha shodná s rozlohou VÚ, aby se odfiltrovaly nežádoucí vlivy spojené s nestejnou velikostí plochy; (ii) reprezentativnost krajinného pokryvu vzhledem k průměrným parametrům Karlovarského kraje, resp. České republiky (Tab. 1), aby bylo možné věrohodně ocenit vliv podmínek ve VÚ na ptáky vzhledem k podmínkám běžné české krajiny; (iii) vzdálenost od hranice VÚ, aby na jednu stranu prostředí VÚ neovlivňovalo ptáky v kontrolní ploše, proto byla minimální vzdálenost stanovena na 1 km, a na druhou stranu, aby se příliš vzdálená kontrolní plocha nelišila od VÚ v tolika parametrech, že by nebylo možné rozhodnout, který může za případné rozdíly v ptačích společenstvech, proto byla maximální vzdálenost 20 km; (iv) poloha Chráněné krajinné oblasti (CHKO) Slavkovský les, aby specifické ochranné podmínky v CHKO neztěžovaly interpretaci výsledků, a nakonec (v) průběh pozemních komunikací, který byl důležitý z praktického hlediska proveditelnosti terénního výzkumu.

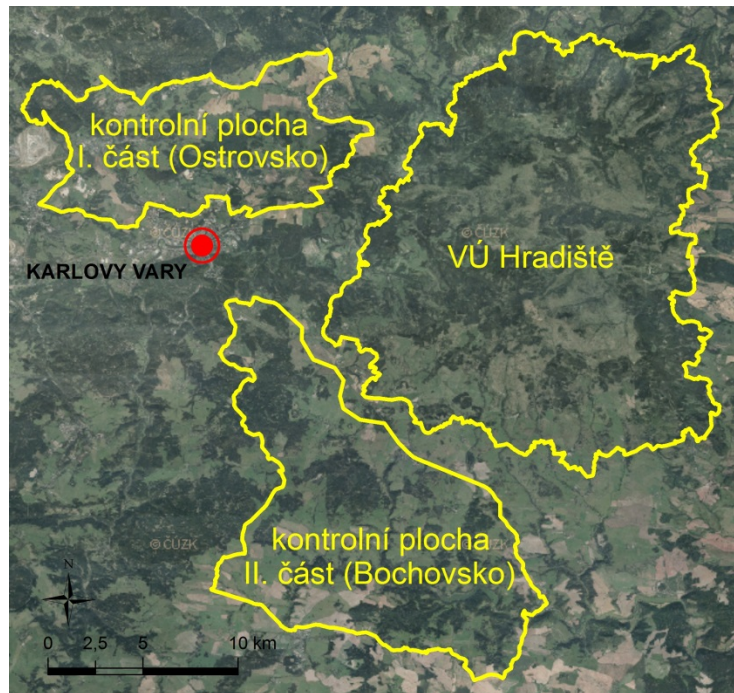
Všechny uvedené podmínky nesplňovala žádná souvislá plocha potřebné rozlohy, přičemž největším problémem byl reprezentativní krajinný pokryv. Kontrolní plochu tedy představovaly dva menší celky, jejichž celková rozloha 277,2 km² se přibližně rovná rozloze VÚ. Její severněji situovaný celek s rozlohou 102,4 km² leží na Ostrovsku, jižněji položený celek o rozloze 174,8 km² na Bochovsku (Obr. 3). Oba celky by bylo teoreticky možné spojit v jeden, ovšem pak by takováto kontrolní plocha zahrnula rozsáhlý intravilán Karlových Varů, který by skokově zvýšil procentuální zastoupení urbánních biotopů, čímž by se znatelně snížila její reprezentativnost vzhledem k průměru Karlovarského kraje i České republiky.

Ačkoliv tedy kontrolní plocha má dvě části, v dalším textu je vždy pojednávána v jednotném čísle s tím, že se tím rozumí zároveň obě její části, protože funkčně šlo o jednu kontrolu (představující okolní krajinu) vůči jednomu „pokusu“ (reprezentovanému VÚ).

K vytyčení kontrolní plochy byl použit software ArcGIS 10.2 for Desktop určený k práci s geografickými informačními systémy (GIS) (ESRI 2013). K analýze krajinného pokryvu byla použita vrstva CORINE land cover 2006 (MŽP 2011).

| Třídy krajinného pokryvu | ČR | KV kraj (bez VÚ) | VÚ Hradiště | Ostrovsko | Bochovsko |
|------------------------------|--------|------------------|-------------|-----------|-----------|
| Obytné plochy | 4,80% | 2,65% | 0,001% | 4,74% | 1,44% |
| Průmysl. a obchodní zóny | 0,91% | 0,71% | 0,00% | 1,05% | 0,57% |
| Doly, skládky, staveniště | 0,35% | 1,80% | 0,00% | 1,47% | 0,00% |
| Umělá nezemědělská zeleň | 0,28% | 0,47% | 0,00% | 1,30% | 0,27% |
| Orná půda | 38,17% | 14,16% | 0,14% | 20,66% | 14,34% |
| Trvalé kultury | 0,59% | 0,05% | 0,00% | 0,00% | 0,00% |
| Pastviny | 8,88% | 19,92% | 7,51% | 18,12% | 30,58% |
| Různorodé zeměd. plochy | 9,57% | 11,68% | 3,16% | 23,33% | 13,81% |
| Lesy | 33,20% | 42,78% | 38,06% | 27,59% | 31,51% |
| Křovinná a travnatá vegetace | 2,41% | 4,91% | 51,12% | 1,03% | 6,48% |
| Skály | 0,002% | 0,00% | 0,00% | 0,00% | 0,00% |
| Humidní území | 0,13% | 0,27% | 0,00% | 0,00% | 0,00% |
| Vodní plochy a toky | 0,72% | 0,61% | 0,00% | 0,71% | 1,00% |

Tab. 1: Procentuální zastoupení tříd krajinného pokryvu v České republice, v Karlovarském kraji (bez VÚ Hradiště) a na studijních plochách (VÚ Hradiště – vojenský újezd Hradiště, Ostrovsko – první část kontrolní plochy, Bochovsko – druhá část kontrolní plochy). Pro hodnocení byla použita druhá úroveň ze základní tříúrovňové hierarchické legendy CORINE land cover 2006.



Obr. 3: Mapa studovaného území s vyznačenými hranicemi studijních ploch (žlutě) a s vyznačeným městem Karlovy Vary (červeně). Podkladová mapa: ČÚZK.

2.1.3 Biotopová skladba studijních ploch

2.1.3.1 Biotopová skladba VÚ Hradiště

Potenciální přirozenou vegetací na území VÚ Hradiště jsou květnaté violkové bučiny (*Violo reichenbachianae-Fagetum*) a černýšové dubohabřiny (*Melampyro nemorosi-Carpinetum*) (Neuhäuslová-Novotná et al. 2001). Zachovalejší lesní porosty lze skutečně řadit k výše zmíněným asociacím, díky mladému, dynamickému reliéfu jsou zde zastoupeny také suťové lesy (*Aceri-Carpinetum*, *Mercuriali-Fraxinetum*) (Obr. 4) (Kopecký 2006). Uvedené typy lesní vegetace nalezneme na místech, kde má les dlouhou historickou kontinuitu. Jde tedy o sukcesně staré porosty vyskytující se většinou ve špatně přístupných údolích v okrajových částech VÚ (Vojta 2007). Naopak na dříve obhospodařované půdě, na které od zřízení VÚ nerušeně probíhá spontánní sukcese, jsou dnes tzv. sekundární lesy (Vojta a Kopecký 2006). Ty jsou sukcesně velmi mladé, vznikly až během posledních 60 let, přesto tvoří uzavřený porost, který je ale typický velkou četností přirozených světlin. Sekundární lesy jsou ve VÚ Hradiště široce rozšířené a v současnosti představují podstatnou část tamějších lesů (Kopecký a Vojta 2009; Vojta et al. 2010). Nejčastěji jsou složeny z těchto druhů dřevin: jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*), javor babyka (*Acer campestre*), olše lepkavá

(*Alnus glutinosa*), javor klen (*Acer pseudoplatanus*) a líska obecná (*Corylus avellana*) (Kopecký a Vojta 2009). Zhruba pětinu současných lesních porostů (8 % rozlohy VÚ) však reprezentují jehličnaté monokultury, a to především ty smrkové (*Picea* spp.) (Kopecký 2006; MŽP 2011).



Obr. 4: Přírodě blízké lesní společenstvo (květnatá bučina) ve VÚ Hradiště. Foto: Oldřich Bušek.

Většinu území VÚ Hradiště však porůstá křovinná vegetace (Tab. 1) různého sukcesního staří s dominancí hlohu (*Crataegus* sp.) a trnky (*Prunus spinosa*), která mnohdy přechází do vývojově vyspělejších lesních společenstev (Kopecký 2006; Drhovská 2007). Křovinné formace i vývojově pokročilejší porosty často tvoří jemnou mozaiku s enklávami nelesní travinné vegetace (Obr. 5) (Kopecký 2006).

Travinná vegetace je zastoupena celou škálou typů od suchých trávníků (*Bromion erecti*) až po vlhké louky (*Molinion caeruleae*, *Calthion*). V obhospodařovaných částech území jsou rozšířené také pastviny (Kopecký 2006).

Ve VÚ Hradiště se téměř nevyskytují otevřené vodní plochy, nalezneme zde ale mokřady (Matějů 2010).

Kromě uvedených „klasických“ typů biotopů se na území vojenského újezdu vyskytuje i řada netradičních prvků, které v běžné krajině nenajdeme. Jde např. o tůň po dopadech střel, střelnice ovlivněné častými požáry či obnažené povrchy tankových cest (Matějů 2010).

Téměř všechny výše uvedené typy biotopů, které jsou na území VÚ Hradiště široce rozšířené, jsou v dnešní intenzivně využívané krajině vzácné a ohrožené (Komár 1993; Matějů 2010).



Obr. 5: Jemná mozaika křovin a nelesní travinné vegetace ve VÚ Hradiště. Foto: Oldřich Bušek.

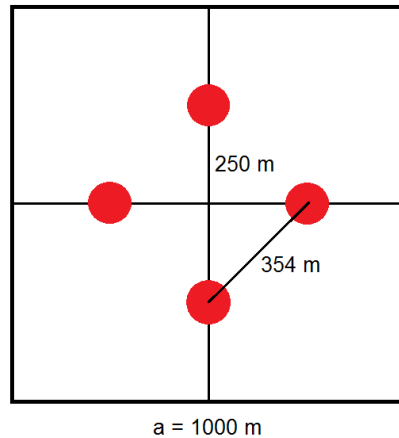
2.1.3.2 Biotopová skladba kontrolní plochy v okolní krajině

Ze všech tříd krajinného pokryvu jsou na obou částech kontrolní plochy nejvíce zastoupeny lesy (Tab. 1). Ty jsou z drtivé většiny tvořeny jehličnatými monokulturami, především těmi smrkovými. Ve srovnání s VÚ Hradiště je značná část kontrolní plochy pokryta pastvinami a ornou půdou, která je z většiny oseta pšenicí, řepkou nebo ječmenem (MŽP 2011; ČSÚ 2014). Vysoké zastoupení pastvin je jedním z již zmíněných specifíků sudetské krajiny. Na rozdíl od VÚ se zde vyskytují lidská sídla, průmyslové areály a také vodní plochy. Podstatně menší rozlohu zde ale zabírají přirozené trávníky a rozvolněné porosty křovin a náletových dřevin (MŽP 2011).

2.1.4 Sběr dat

2.1.4.1 Výběr sčítacích bodů

Početnost ptáků byla zjišťována bodovou sčítací metodou (Bibby et al. 2000; Voříšek et al. 2008). Cílem terénního výzkumu bylo zjistit početnost jednotlivých druhů ptáků ve VÚ a na kontrolní ploše tak, aby data poskytovala reprezentativní vzorek místní avifauny. Pro tento účel jsem použil stratifikovaně náhodný výběr sčítacích bodů, kde vrstvou byl typ prostředí (lesní vs. nelesní porost). Konkrétně jsem to provedl tak, že území VÚ Hradiště bylo v programu ArcGIS 10.2 for Desktop překryto čtvercovou sítí s velikostí čtverce 1×1 km (ESRI 2013). Každý čtverec měl přiřazeno identifikační číslo, smazány však byly čtverce, které neležely celým svým obsahem uvnitř hranice VÚ. Následně bylo pomocí generátoru náhodných čísel vybráno deset čtverců (Haahr 2015). Výběr byl proveden tak, aby poměr čtverců v lese a bezlesí proporčně odpovídal skutečnému zastoupení lesa a bezlesí na území VÚ Hradiště. Lesní a nelesní porosty byly rozlišovány pomocí vrstvy CORINE land cover 2006 (MŽP 2011). Podle této vrstvy je 38 % území VÚ pokryto lesem a 62 % bezlesím, což odpovídá čtyřem čtvercům v lesních porostech a šesti čtvercům v nelesní vegetaci. Uvnitř každého z těchto čtverců byly umístěny čtyři sčítací body, celkem tedy čtyřicet sčítacích bodů (16 v lese, 24 v bezlesí). Minimální vzdálenost mezi nimi byla 350 m, čímž se do určité míry omezily nežádoucí dvojité registrace týchž jedinců na různých bodech (Obr. 6). Totožnou metodou byl rozmístěn stejný počet bodů (čtverců) na kontrolní ploše v okolní krajině. Z její celkové rozlohy tvoří Bochovsko 63,1 % a Ostrovsko 36,9 %. Na základě tohoto poměru bylo umístěno na Bochovsko šest čtverců a na Ostrovsko zbývající čtyři čtverce. Obě plochy jsou po zaokrouhlení tvořeny lesem z 30 %, což by odpovídalo třem čtvercům umístěným do lesního porostu. Bylo však vhodné, aby jich na kontrolní ploše byl stejný počet jako ve VÚ, protože jinak by zjištěné rozdíly v početnosti ptáků mezi VÚ a okolní krajinou mohly být způsobeny pouhým rozdílným počtem bodů v jednotlivých prostředích. Na Bochovsku byly tedy umístěny tři čtverce v lesním porostu a na Ostrovsku jeden.



Obr. 6: Schematické znázornění políčka čtvercové sítě s červeně vyznačenými sčítacími body.

2.1.4.2 Metodika zjišťování početnosti ptáků

Na každém bodě byli ptáci sečteni dvakrát během hnízdní sezóny v roce 2014, přičemž mezi prvním (11. 4. – 4. 5. 2014) a druhým sčítáním (17. 5. – 8. 6. 2014) byla zhruba dvoutýdenní pauza.

Sčítání vždy probíhalo v časných ranních hodinách (5:00–10:00), kdy ptáci intenzivně zpívají, a za příznivých klimatických podmínek (nesčítalo se za silného větru a deště, mlhy nebo při nízkých teplotách). Po příchodu na sčítací bod jsem počkal zhruba jednu minutu, než se ptáci uklidní, a teprve poté jsem začal sčítat. Na všech bodech byla délka sčítacího intervalu 10 minut. Během této doby jsem na jednotlivých sčítacích bodech určoval podle viděných a slyšených jedinců přítomnost ptačích druhů a počet jedinců těchto druhů. Každý jedinec byl zaznamenán pouze jednou, zjištěné přesuny stejného jedince nebyly započítávány. Ptáci, kteří sčítacím bodem během kontroly pouze přelétali, byli zaznamenáni, ale nebyli zahrnuti do následujících analýz (Bibby et al. 2000; Voříšek et al. 2008).

Okruh, v němž se sčítalo, měl poloměr 100 m. V rámci tohoto okruhu bylo rozlišováno, zda se konkrétní jedinec nachází ve vzdálenosti 0–30 m či 30–100 m. Ptáci, kteří se nacházeli ve vzdálenosti větší než 100 m, byli také zaznamenáváni, ale tyto záznamy nebyly použity v následujících analýzách (Voříšek et al. 2008). Jednotlivé vzdálenostní pásy byly určovány s pomocí laserového dálkoměru.

2.1.5 Zpracování dat

2.1.5.1 Analýza druhové bohatosti ornitocenózy VÚ Hradiště a okolní krajiny

Účelem analýzy druhové bohatosti bylo určit, zda VÚ Hradiště hostí větší počet druhů ptáků než okolní krajina. Počet druhů byl vyjádřen jako alfa diverzita (počet druhů na bodech) a gama diverzita (celkový počet druhů na celé kontrolní ploše, resp. celém VÚ) obou studijních ploch. Pro rozlišení ochránářského významu VÚ byla navíc spočtena alfa a gama diverzita ochránářsky významných druhů. Za ty byly považovány druhy, které jsou buď zvláště chráněné podle národní legislativy (MŽP 2013) anebo spadají do některé z kategorií ohrožení (tj. nejsou málo dotčené) podle Červeného seznamu (Šťastný a Bejček 2003). K analýze druhové bohatosti bylo použito všech 68 druhů zjištěných během terénního výzkumu, z nichž 14 bylo ochránářsky významných (Tab. I).

Pro porovnání alfa diverzity bylo nejprve třeba vytvořit datovou matici obsahující počet všech druhů na každém sčítacím bodě a označení příslušnosti těchto bodů do jednotlivých studijních ploch (VÚ/okolní krajina), prostředí (les/bezlesí) a čtverců (v jednom čtverci byly vždy čtyři body – viz kap. 2.1.4.1). Tato matice byla následně importována do programu R 3.1.2 (R Core Team 2014). Zde byl nejprve otestován rozdíl v alfa diverzitě mezi oběma studijními plochami pomocí zobecněného lineárního modelu se smíšenými efekty, kdy náhodný efekt zohledňoval příslušnost sčítacích bodů k jednotlivým čtvercům, a následně pomocí obdobného modelu rozdíl v alfa diverzitě mezi jednotlivými typy prostředí ve VÚ Hradiště a v okolní krajině. K analýze alfa diverzity ochránářsky významných druhů byl použit totožný postup. Naopak srovnání gama diverzity, která ze své podstaty nemohla tvořit žádné replikáty, a tedy nemohla figurovat v žádném statistickém testu, spočívalo v prostém porovnání celkového počtu druhů vyskytujících se na studijních plochách a v jednotlivých typech prostředí.

2.1.5.2 Mezidruhová analýza vlivu různých druhových charakteristik na rozdíl v početnosti jednotlivých druhů ptáků mezi okolní krajinou a VÚ Hradiště

Smyslem mezidruhové analýzy bylo určit, jaké vlastnosti ptačích druhů souvisí s jejich vyšší, resp. nižší, početností ve VÚ Hradiště než na kontrolní ploše umístěné v okolní běžné krajině.

Do mezidruhové analýzy bylo zahrnuto 49 druhů, které se vyskytovaly na alespoň třech sčítacích bodech (Tab. 2).

Jako vysvětlovaná proměnná byl v analýze použit rozdíl v početnosti jednotlivých druhů ptáků mezi okolní krajinou a VÚ Hradiště (D) spočítaný podle vzorce převzatého z publikace Lemoine et al. (2007):

$$D = (A_{ok} - A_{vu}) / ((A_{ok} + A_{vu}) / 2)$$

kde A_{ok} a A_{vu} jsou součty průměrných abundancí daného druhu na bodech v okolní krajině (A_{ok}) a ve VÚ Hradiště (A_{vu}). Čím vyšší je hodnota D, tím je druh relativně hojnější v okolní krajině. Důvodem pro použití tohoto rozdílu v početnosti, namísto odhadů získaných pomocí statistického modelování (viz následující kap. 2.1.5.3), byl nízký počet druhů, pro které statistické modelování bylo možné provést. Zároveň mezi těmito druhy často chyběly ty, které byly z hlediska jejich ekologických vlastností nebo z hlediska ochrany přírody zajímavé. Naopak zde použitý rozdíl v početnostech tímto nedostatkem netrpí, ačkoliv zase nezohledňuje detektabilitu (pravděpodobnost zjištění daného druhu) ani autokorelaci mezi čtveřicemi sčítacích bodů umístěných v jednom čtverci (viz kap. 2.1.4.1).

Vysvětlujícími proměnnými byly následující druhové charakteristiky (všechny se týkaly specificky území České republiky): index biotopové specializace (SSI), biotopové nároky, index regionální vzácnosti, stupeň ohrožení a stupeň ochrany. Hodnoty indexu biotopové specializace byly převzaty od Reifa et al. (2010), kteří je spočítali jako variační koeficient denzity jednotlivých druhů mezi osmi biotopy (jehličnatý les, listnatý les, smíšený les, křoviny, pole, louky, lidská sídla, mokřady) pomocí dat z celostátního monitoringu hnízdních populací běžných druhů ptáků. Vyšší hodnoty SSI znamenají větší biotopovou specializaci druhu (Julliard et al. 2006).

Biotopové nároky vyjadřují pozici druhu na sukcesním gradientu zapojenosti vegetace představovaným sedmi typy biotopů s hodnotami: 1 (uzavřený lesní porost), 2 (otevřený lesní porost), 3 (lesní okraj), 4 (savana, sady a zahrady), 5 (křoviny), 6 (otevřená krajina s roztroušenými stromy a křovinami) a 7 (otevřená krajina bez stromů a křovin). Každému druhu byly přiřazeny tři různé hodnoty, přičemž biotopové nároky daného druhu byly spočítány jako průměr těchto hodnot (Böhning-Gaese a Oberrath 2003; Koleček a Reif 2011).

K vyjádření míry vzácnosti jednotlivých druhů na území České republiky byl použit index regionální vzácnosti publikovaný Šálkem (2012). Index pracuje s údaji z čtvercového mapování hnízdního rozšíření ptáků v České republice v letech 2001–2003 (Šťastný et al. 2006). Vypočítá se podle vzorce $1 - N / 628$, kde N představuje počet čtverců osídlených daným druhem a 628 je celkový počet čtverců v ČR. S rostoucí hodnotou indexu tedy roste regionální vzácnost daných druhů.

Poslední dvě druhové charakteristiky, stupeň ohrožení a stupeň ochrany, definují ochranářskou cennost jednotlivých druhů. Stupeň ohrožení je vyjádřením jejich kategorií ohrožení z Červeného seznamu ptáků České republiky (Šťastný a Bejček 2003). Na jeho základě byly druhy rozřazeny do kategorií málo dotčený (0), téměř ohrožený (1) a zranitelný (2); ostatní kategorie Červeného seznamu nebyly v datovém souboru zastoupeny. Stupeň ochrany naproti tomu vyjadřuje míru ochrany příslušných druhů podle národní legislativy, která druhy rozlišuje na nechráněné (0), ohrožené (1), silně ohrožené (2) a kriticky ohrožené (3) (MŽP 2013).

Pro potřeby mezidruhové analýzy byly všechny výše uvedené proměnné standardizovány pomocí z-skórů, takže hodnoty parametrů odhadnuté statistickými modely byly mezi proměnnými přímo srovnatelné (Kirkwood a Sterne 2003). Dále byly zkontrolovány vzájemné korelace mezi proměnnými. Korelační koeficient mezi žádnou z nich ale nedosahoval hodnoty 0,7, což by ukazovalo na jejich nežádoucí kolinearitu (Dormann et al. 2013). Jelikož bylo třeba v analýze zohlednit fylogenetické postavení jednotlivých druhů, byl z webu birdtree.org (Jetz et al. 2012) získán soubor nesoucí informaci o jejich vzájemné příbuznosti, který byl následně pomocí programu TreeView 1.6.6 (Page 1996) konvertován do podoby umožňující import fylogenetické informace do programu R 3.1.2 (R Core Team 2014). Rozdíly v početnosti jednotlivých druhů mezi kontrolní plochou a VÚ (tj. vysvětlovaná proměnná) byly k jednotlivým druhovým charakteristikám (vysvětlujícím proměnným) vztahovány pomocí regresního modelu metodou fylogenetických zobecněných nejmenších čtverců (phylogenetic generalized least squares regression), která zohledňuje fylogenetickou příbuznost jednotlivých druhů. Byl použit jednak model, kde byly testovány všechny proměnné najednou, čímž byly získány na sobě nezávislé efekty jednotlivých proměnných, a jednak univariátní modely testující každou proměnnou zvlášť.

| Druh | SSI | Biotopové nároky | Index | | Rozdíl v počet. | |
|--------------------------------|-------|------------------|----------------------|-----------------|-----------------|---------------------------|
| | | | regionální vzácnosti | Stupeň ohrožení | Stupeň ochrany | mezi okolní krajinou a VÚ |
| <i>Phasianus colchicus</i> | 0,634 | 5,0 | 0,193 | 0 | 0 | -2,000 |
| <i>Columba palumbus</i> | 0,417 | 2,5 | 0,032 | 0 | 0 | 0,667 |
| <i>Picus canus</i> | 0,618 | 2,5 | 0,518 | 2 | 0 | -0,667 |
| <i>Dendrocopos major</i> | 0,787 | 2,5 | 0,021 | 0 | 0 | 0,000 |
| <i>Dendrocopos minor</i> | 0,896 | 3,0 | 0,390 | 2 | 0 | -0,667 |
| <i>Alauda arvensis</i> | 1,191 | 7,0 | 0,040 | 0 | 0 | 1,333 |
| <i>Anthus trivialis</i> | 0,708 | 4,5 | 0,132 | 0 | 0 | -0,364 |
| <i>Motacilla cinerea</i> | 0,462 | 4,0 | 0,099 | 0 | 0 | -1,000 |
| <i>Troglodytes troglodytes</i> | 0,902 | 3,7 | 0,048 | 0 | 0 | -0,200 |
| <i>Prunella modularis</i> | 0,816 | 3,0 | 0,123 | 0 | 0 | -1,200 |
| <i>Erithacus rubecula</i> | 0,858 | 2,5 | 0,030 | 0 | 0 | -0,381 |
| <i>Phoenicurus ochruros</i> | 1,228 | 5,0 | 0,005 | 0 | 0 | 2,000 |
| <i>Phoenicurus phoenicurus</i> | 0,591 | 3,0 | 0,119 | 0 | 0 | 2,000 |
| <i>Saxicola rubetra</i> | 1,059 | 6,5 | 0,266 | 0 | 1 | 0,400 |
| <i>Turdus merula</i> | 0,341 | 2,7 | 0,008 | 0 | 0 | -0,621 |
| <i>Turdus pilaris</i> | 0,621 | 3,5 | 0,094 | 0 | 0 | 2,000 |
| <i>Turdus philomelos</i> | 0,378 | 4,0 | 0,016 | 0 | 0 | -0,198 |
| <i>Turdus viscivorus</i> | 0,952 | 2,7 | 0,150 | 0 | 0 | 2,000 |
| <i>Locustella naevia</i> | 0,830 | 6,0 | 0,266 | 0 | 0 | -2,000 |
| <i>Locustella fluviatilis</i> | 0,675 | 3,5 | 0,309 | 0 | 0 | -2,000 |
| <i>Acrocephalus palustris</i> | 0,846 | 5,5 | 0,175 | 0 | 0 | 0,286 |
| <i>Sylvia nisoria</i> | 1,095 | 4,0 | 0,742 | 2 | 2 | -2,000 |
| <i>Sylvia curruca</i> | 0,576 | 4,5 | 0,110 | 0 | 0 | -1,667 |
| <i>Sylvia communis</i> | 0,749 | 5,5 | 0,078 | 0 | 0 | -1,419 |
| <i>Sylvia borin</i> | 0,293 | 2,5 | 0,212 | 0 | 0 | -0,588 |
| <i>Sylvia atricapilla</i> | 0,320 | 3,3 | 0,022 | 0 | 0 | -0,496 |
| <i>Phylloscopus sibilatrix</i> | 1,298 | 2,0 | 0,217 | 0 | 0 | -1,000 |
| <i>Phylloscopus collybita</i> | 0,337 | 3,5 | 0,061 | 0 | 0 | -0,554 |
| <i>Phylloscopus trochilus</i> | 0,751 | 3,5 | 0,123 | 0 | 0 | -1,167 |
| <i>Regulus regulus</i> | 1,507 | 1,0 | 0,210 | 0 | 0 | 1,282 |
| <i>Regulus ignicapillus</i> | 1,590 | 1,0 | 0,404 | 0 | 0 | 0,400 |
| <i>Poecile montanus</i> | 0,495 | 2,0 | 0,361 | 0 | 0 | -2,000 |
| <i>Lophophanes cristatus</i> | 1,771 | 1,0 | 0,306 | 0 | 0 | 2,000 |
| <i>Periparus ater</i> | 1,335 | 2,0 | 0,121 | 0 | 0 | 1,846 |
| <i>Cyanistes caeruleus</i> | 0,387 | 3,0 | 0,025 | 0 | 0 | 1,143 |
| <i>Parus major</i> | 0,370 | 3,0 | 0,005 | 0 | 0 | -0,047 |
| <i>Sitta europaea</i> | 0,691 | 2,5 | 0,018 | 0 | 0 | 0,000 |
| <i>Lanius collurio</i> | 0,887 | 6,0 | 0,013 | 1 | 1 | -1,333 |
| <i>Garrulus glandarius</i> | 0,347 | 2,5 | 0,067 | 0 | 0 | 1,000 |
| <i>Sturnus vulgaris</i> | 0,718 | 4,3 | 0,010 | 0 | 0 | 2,000 |
| <i>Fringilla coelebs</i> | 0,593 | 3,7 | 0,008 | 0 | 0 | 0,317 |
| <i>Carduelis chloris</i> | 0,781 | 4,3 | 0,038 | 0 | 0 | -1,429 |
| <i>Carduelis spinus</i> | 1,332 | 3,0 | 0,389 | 0 | 0 | 2,000 |
| <i>Carduelis flammea</i> | 0,797 | 3,7 | 0,659 | 1 | 0 | -2,000 |
| <i>Loxia curvirostra</i> | 1,695 | 1,0 | 0,505 | 0 | 0 | 2,000 |
| <i>Pyrrhula pyrrhula</i> | 1,575 | 2,5 | 0,194 | 0 | 0 | 1,333 |
| <i>C. coccythraustes</i> | 0,801 | 2,5 | 0,172 | 0 | 0 | -2,000 |
| <i>Emberiza citrinella</i> | 0,602 | 4,7 | 0,022 | 0 | 0 | -0,867 |
| <i>Miliaria calandra</i> | 1,285 | 6,0 | 0,683 | 2 | 3 | -0,963 |

Tab. 2: Hodnoty druhových charakteristik jednotlivých druhů ptáků zahrnutých do mezidruhové analýzy. Index biotopové specializace (SSI) vyjadřuje míru biotopové specializace druhu (čím vyšší hodnota, tím větší specialista). Biotopové nároky vyjadřují pozici druhu na sukcesním gradientu zapojenosti vegetace (čím vyšší hodnota, tím více otevřené biotopy). Index regionální vzácnosti vyjadřuje míru vzácnosti druhu na území ČR (s rostoucí hodnotou roste regionální vzácnost). Stupeň ohrožení je vyjádřením ohrožení druhu podle Červeného seznamu (0 – málo dotčený, 1 – téměř ohrožený, 2 – zranitelný). Stupeň ochrany vyjadřuje míru legislativní ochrany druhu (0 – nechráněný, 1 – ohrožený, 2 – silně ohrožený, 3 – kriticky ohrožený). Rozdíl v početnosti mezi okolní krajinou a VÚ definuje rozdíl v početnosti druhu mezi oběma studijními plochami (čím vyšší hodnota, tím je druh relativně hojnější v okolní krajině).

2.1.5.3 Odhad početnosti jednotlivých ptačích druhů ve VÚ Hradiště a v okolní krajině pro analýzu využitelnosti detektability

K odhadu početnosti jednotlivých druhů na sčítacích bodech byly použity dva přístupy – prosté zprůměrování početností získaných během obou kontrol a korekce takto získaných průměrů zohledněním příslušné pravděpodobnosti zjištění daného druhu, tzv. detektability (Voříšek et al. 2008).

K výpočtu detektability jednotlivých druhů byl použit software Distance 6.2 (Thomas et al. 2010). Věrohodnost získaných hodnot detektability je odvislá od velikosti statistického vzorku, tudíž ji nebylo možné modelovat pro druhy, které byly v datech zastoupeny méně než deseti jedinci. Do této analýzy bylo tedy zahrnuto pouze 28 druhů z celkového počtu 68, přičemž dalších 12 (při výpočtu detektability ve VÚ Hradiště a v okolní krajině), resp. 21 (při výpočtu detektability v jednotlivých typech prostředí – les/bezlesí ve VÚ a v okolní krajině), jich bylo vyloučeno následně, protože získané odhady jejich detektability byly na první pohled nesmyslné, zřejmě vlivem rozložení záznamů těchto druhů mezi jednotlivými sčítacími body a omezeností statistického vzorku. Vzhledem k tomu, že byly rozlišovány pouze dva vzdálenostní intervaly (0–30 m a 30–100 m), bylo možné k analýze použít jen jednoparametrické modely („uniform“ a „half-normal“ model). Vhodnější z nich byl vždy vybrán na základě nižší hodnoty Akaikeho informačního kritéria (AIC). Pro každý druh byla detektabilita spočtena pro jednotlivé studijní plochy (VÚ a okolní krajina) a dále pro jednotlivé typy prostředí (les a bezlesí ve VÚ a v okolní krajině). Získanými detektabilitami byly následně přenásobeny průměrné početnosti jednotlivých druhů na příslušných sčítacích bodech (Thomas et al. 2010).

Výsledky byly zaokrouhleny na celá čísla a výsledný datový soubor s odhady abundancí vzniklými zprůměrováním početností z obou kontrol i zohledněním obou typů detektability byl importován do statistického programu R 3.1.2 (R Core Team 2014). Zde byl odhadnut rozdíl v početnosti každého druhu mezi okolní krajinou a VÚ pomocí zobecněných lineárních modelů se smíšenými efekty. Vysvětlovanou proměnnou byla početnost jednotlivých druhů na sčítacích bodech, vysvětlující proměnnou příslušnost těchto bodů k VÚ či k okolní krajině a faktor s náhodným efektem představoval příslušnost sčítacích bodů k jednotlivým čtvrcům, které byly použity pro vzorkování území stratifikovaně náhodným výběrem a do nichž byly sčítací body umístovány ve čtveřicích (viz kap. 2.1.4.1).

Na odhad početnosti jednotlivých druhů navazovalo zhodnocení využitelnosti detektability při práci s terénními ornitologickými daty menšího rozsahu. K tomuto účelu jsem vztáhnul „efekt vojenského újezdu“ (odhadnutý výše popsaným modelem) spočítaný z dat na nedokonalou detekci ošetřených k efektu spočítanému z dat na nedokonalou detekci neošetřených. Těsnost vztahu byla kvantifikována koeficientem determinace pro lineární regresi (R^2) a vzájemná podobnost obou efektů vizuálně porovnávána pomocí bodového grafu s proloženou přímkou identity.

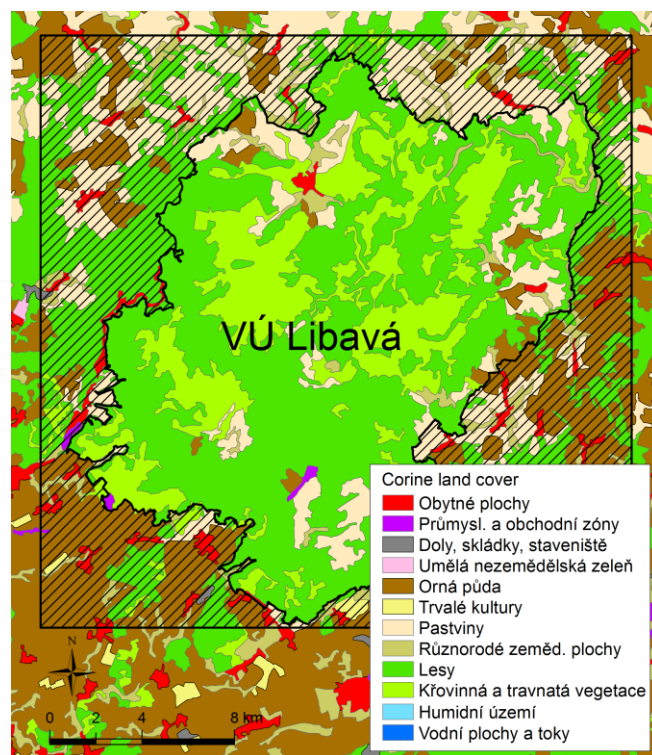
2.2 Geografická analýza krajinného pokryvu aktivních vojenských újezdů v ČR

Smyslem geografické analýzy krajinného pokryvu aktivních vojenských újezdů v ČR (VÚ Boletice, Brdy, Březina, Hradiště a Libavá) (Obr. 1) bylo srovnat krajinný pokryv vojenských újezdů a jejich bezprostředního okolí a tím zjistit, nakolik jsou si vojenské újezdy navzájem podobné, a tedy do jaké míry lze generalizovat výsledky ornitologického průzkumu z VÚ Hradiště na všechny vojenské újezdy v ČR.

2.2.1 Příprava dat

Analýza byla provedena v programu ArcGIS 10.2 for Desktop (ESRI 2013). V prvním kroku jsem na podkladu běžné topografické mapy vytvořil vektorové hranice všech aktivních vojenských újezdů v ČR. Následně jsem na každý VÚ umístil čtverec, který měl dvojnásobný obsah oproti příslušnému VÚ. Geometrický střed čtverce byl vždy umístěn na střed daného vojenského újezdu. Tímto vznikl v bezprostředním okolí každého VÚ čtvercem ohraničený prostor s obsahem rovnajícím se danému VÚ, který byl použit ke srovnání krajinného

pokryvu vojenských újezdů a okolní krajiny (Obr. 7). U vojenských újezdů protáhlého tvaru (Brdy, Boletice, Březina) bylo nutné čtverec natočit ve směru jejich protažení tak, aby se VÚ vešel do čtverce celým svým obsahem. U VÚ Brdy a Březina však ani toto opatření nestačilo a bylo nutné čtverec zvětšit v případě Brd o 3,2 km² a u Březiny o 1,2 km². K samotné analýze krajinného pokryvu byla použita vrstva CORINE land cover 2006 (MŽP 2011). Na jejím základě jsem určil, jakou rozlohu (procentuální i absolutní) zabírají jednotlivé třídy krajinného pokryvu ve všech aktivních vojenských újezdech v ČR a v jejich nejbližším okolí.



Obr. 7: VÚ Libavá se šrafovaně vyznačenou srovnávací plochou v okolní krajině. Barevně jsou vyznačeny jednotlivé třídy krajinného pokryvu vrstvy CORINE land cover 2006.

2.2.2 Zpracování dat

Datová matice obsahující procentuální rozlohy jednotlivých tříd krajinného pokryvu v ČR, ve vojenských újezdech a na srovnávacích plochách v jejich okolí byla importována do programu Canoco 5, který je určený k provádění mnohorozměrných statistických analýz (Ter Braak a Šmilauer 2012).

K rozlišení typického biotopového složení vojenských újezdů a k posouzení jejich vzájemné podobnosti byla použita analýza hlavních komponent (PCA). Vysvětlovanými proměnnými byly procentuální rozlohy jednotlivých tříd krajinného pokryvu, zatímco jednotlivá území představovala vzorky (samples).

Následně byla provedena redundanční analýza (RDA), jejímž cílem bylo určit, jak ovlivňuje to, zda je daný vzorek vojenským újezdem či nikoliv, skladbu krajinného pokryvu (jinými slovy otestovat „efekt vojenského újezdu“). Vysvětlovaná proměnná a vzorky zůstaly stejné jako u PCA, přibyla však kategoriální vysvětlující proměnná o dvou hladinách (VÚ a okolí).

3 Výsledky

3.1 Ptačí společenstva ve VÚ Hradiště a okolí

3.1.1 Druhová bohatost ornitocenózy VÚ Hradiště a okolní krajiny

Srovnání druhové bohatosti ornitocenózy VÚ Hradiště a okolní krajiny mělo ověřit platnost hypotéz tvrdících, že VÚ Hradiště hostí celkově větší počet druhů a větší počet ochránářsky významných druhů (zvláště chráněné podle národní legislativy anebo ohrožené podle Červeného seznamu) než okolní krajina a že za tímto rozdílem stojí zejména nevšední druhová bohatost bezlesí ve VÚ, zatímco lesní prostředí se na obou studijních plochách v počtu druhů neliší.

Z porovnání hodnot gama diverzity všech druhů na obou studijních plochách (Tab. 3) je však zřejmé, že gama diverzita ptáků byla vyšší v okolní krajině než ve VÚ. Druhově bohaté bylo především tamější bezlesí, zatímco lesní prostředí se mezi VÚ a okolní krajinou v druhové bohatosti prakticky nelišilo. Překvapivě se mezi VÚ a okolní krajinou téměř nelišila ani gama diverzita ochránářsky významných druhů (Tab. 3).

| | Všechny druhy | | | Ochránářsky významné druhy | | |
|----------------|---------------|---------|--------|----------------------------|---------|--------|
| | Les | Bezlesí | Celkem | Les | Bezlesí | Celkem |
| VÚ Hradiště | 32 | 38 | 46 | 5 | 8 | 10 |
| Okolní krajina | 35 | 48 | 58 | 2 | 9 | 10 |

Tab. 3: Tabulka shrnující gama diverzitu všech druhů ptáků (levá část) a ochránářsky významných druhů ptáků (pravá část; zvláště chráněné podle národní legislativy anebo ohrožené podle Červeného seznamu) jednotlivých typů prostředí (les/bezlesí) ve VÚ Hradiště a v okolní krajině.

Naproti tomu srovnání alfa diverzity mezi studijními plochami ukázalo, že sčítací body ve VÚ Hradiště hostily větší počet ptačích druhů než body v okolní krajině. U alfa diverzity všech ptačích druhů tento rozdíl nebyl statisticky průkazný, ale v případě ochránářsky významných druhů byl už jejich počet na sčítacích bodech ve VÚ Hradiště průkazně vyšší než v okolní krajině (Tab. 4).

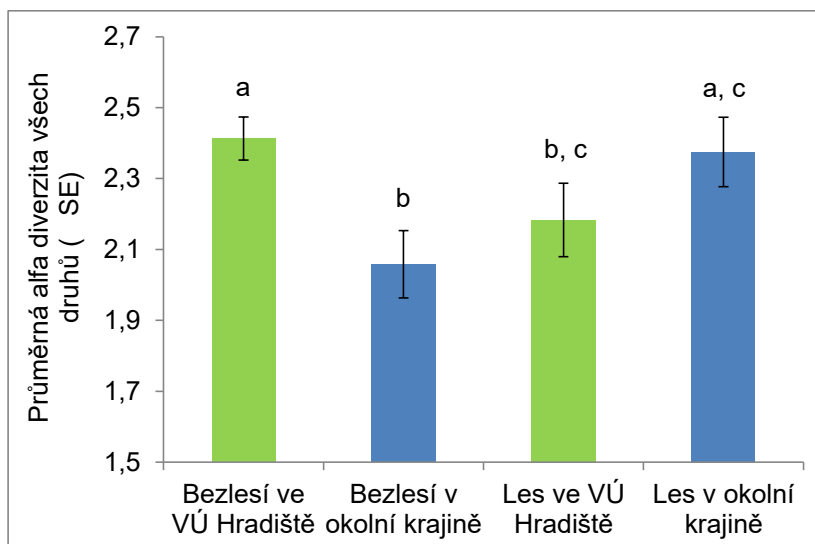
| | Všechny druhy | | | | Ochranařsky významné druhy | | | |
|-------------|---------------|------|-------|---------|----------------------------|-------------|-------------|--------------|
| | Koeficient | SE | z | p | Koeficient | SE | z | p |
| Intercept | 2,20 | 0,06 | 39,60 | < 0,001 | -1,02 | 0,32 | -3,14 | 0,002 |
| VÚ Hradiště | 0,13 | 0,08 | 1,71 | 0,087 | 0,81 | 0,39 | 2,07 | 0,038 |

Tab. 4: Tabulka shrnující srovnání alfa diverzity všech druhů ptáků (levá část) a ochranařsky významných druhů ptáků (pravá část; zvláště chráněné podle národní legislativy anebo ohrožené podle Červeného seznamu) mezi okolní krajinou (intercept) a VÚ Hradiště pomocí zobecněných lineárních modelů se smíšenými efekty. Hodnoty koeficientů pro VÚ Hradiště jsou rozdílem od interceptu. Statisticky průkazný rozdíl je zobrazen tučně.

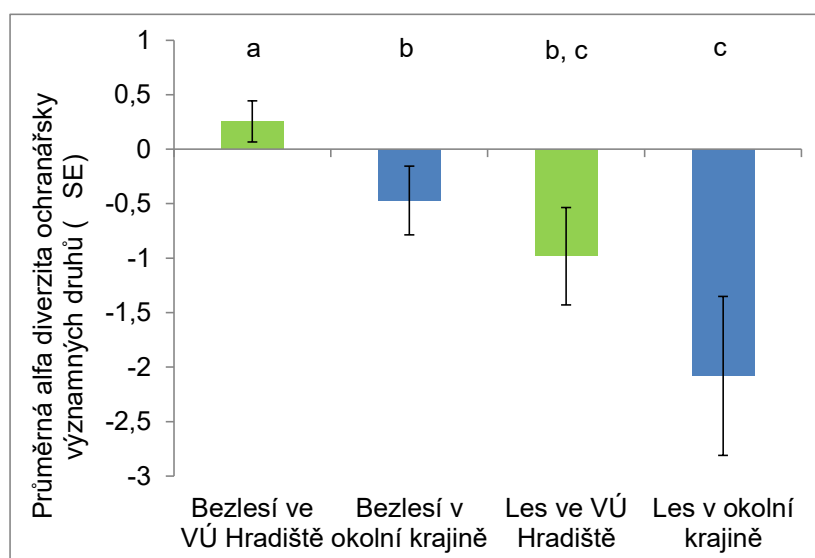
Srovnání alfa diverzity všech druhů mezi jednotlivými typy prostředí ukázalo, že druhově nejbohatším prostředím bylo bezlesí ve VÚ, pouze neprůkazně se však lišilo od lesa v okolní krajině (Tab. 5; Obr. 8). Naopak druhově nejchudší bylo bezlesí v okolní krajině, které mělo druhové bohatství průkazně nižší než les v okolní krajině ($p = 0,003$), zatímco lesní prostředí se mezi VÚ a okolní krajinou podle předpokladu nelišilo (Obr. 8). Při srovnání alfa diverzity ochranařsky významných druhů bylo druhově nejbohatší opět bezlesí ve VÚ, které se signifikantně lišilo od všech ostatních typů prostředí (Tab. 5; Obr. 9). Statisticky průkazný rozdíl byl ještě mezi bezlesím v okolní krajině a lesem v okolní krajině ($p = 0,033$), který se zároveň vyznačoval nejnižším počtem ochranařsky významných druhů. Lesní prostředí se mezi VÚ a okolní krajinou opět nelišilo (Obr. 9).

| | Všechny druhy | | | | Ochranařsky významné druhy | | | |
|--------------------------|---------------|-------------|--------------|-------------------|----------------------------|-------------|--------------|--------------|
| | Koeficient | SE | z | p | Koeficient | SE | z | p |
| Intercept | 2,41 | 0,06 | 39,50 | < 0,001 | 0,25 | 0,19 | 1,35 | 0,178 |
| Bezlesí v okolní krajině | -0,35 | 0,10 | -3,73 | < 0,001 | -0,73 | 0,32 | -2,30 | 0,021 |
| Les ve VÚ Hradiště | -0,23 | 0,10 | -2,21 | 0,027 | -1,24 | 0,45 | -2,77 | 0,006 |
| Les v okolní krajině | -0,04 | 0,10 | -0,39 | 0,697 | -2,34 | 0,73 | -3,20 | 0,001 |

Tab. 5: Tabulka shrnující srovnání alfa diverzity všech druhů ptáků (levá část) a ochranařsky významných druhů ptáků (pravá část; zvláště chráněné podle národní legislativy anebo ohrožené podle Červeného seznamu) mezi jednotlivými typy prostředí pomocí zobecněných lineárních modelů se smíšenými efekty. Interceptem je bezlesí ve VÚ Hradiště, hodnoty koeficientů ostatních hladin jsou rozdílem od interceptu. Statisticky průkazné rozdíly jsou zobrazeny tučně.



Obr. 8: Průměrná alfa diverzita všech druhů ptáků v jednotlivých typech prostředí (les/bezlesí) ve VÚ Hradiště (zeleně) a v okolní krajině (modře). Chybové úsečky zobrazují střední chybu (SE). Hladiny, jejichž druhová bohatost se navzájem statisticky průkazně neliší podle výsledků zobecněného lineárního modelu se smíšenými efekty, jsou označeny stejnými písmeny.



Obr. 9: Průměrná alfa diverzita ochranářsky významných druhů ptáků v jednotlivých typech prostředí (les/bezlesí) ve VÚ Hradiště (zeleně) a v okolní krajině (modře). Chybové úsečky zobrazují střední chybu (SE). Hladiny, jejichž druhová bohatost se navzájem statisticky průkazně neliší podle výsledků zobecněného lineárního modelu se smíšenými efekty, jsou označeny stejnými písmeny.

3.1.2 Vliv různých druhových charakteristik na rozdíl v početnosti jednotlivých druhů ptáků mezi okolní krajinou a VÚ Hradiště

Testování vlivu různých druhových charakteristik na rozdíl v početnosti mezi okolní krajinou a VÚ Hradiště mělo vyvrátit či potvrdit předpoklad, že ve VÚ Hradiště jsou ve srovnání s okolní krajinou početnější ptačí druhy s těmito vlastnostmi: (i) biotopově specializované, (ii) vázané na raně sukcesní stádia vegetace, (iii) regionálně vzácné, (iv) ohrožené podle Červeného seznamu ptáků ČR a (v) chráněné podle národní legislativy.

Při testování vlivu těchto druhových vlastností pomocí univariálních modelů vyšly statisticky průkazně index biotopové specializace, biotopové nároky a stupeň ohrožení (Tab. 6). Vliv indexu biotopové specializace byl ale opačný, než předpokládala hypotéza, tzn., že biotopově specializované druhy byly v okolní krajině početnější než ve VÚ Hradiště (Obr. 10). Naproti tomu zjištěný vliv biotopových nároků (Obr. 11) a stupně ohrožení (Obr. 12) s hypotézou korespondoval, tedy druhy vázané na raně sukcesní stádia vegetace a ohrožené druhy byly početnější ve VÚ než v okolní krajině. Po odfiltrování vlivu ostatních proměnných v modelu testujícím všechny proměnné najednou však zůstal statisticky významný jen index biotopové specializace (Tab. 6).

Tab. 6: Tabulka shrnující testování vlivu různých druhových charakteristik na rozdíl v početnosti jednotlivých druhů ptáků mezi okolní krajinou a VÚ Hradiště (čím vyšší hodnota, tím je druh relativně hojnější v okolní krajině) pomocí univariátních modelů (levá část) a celkového modelu testujícího všechny proměnné najednou (pravá část) metodou fylogenetických zobecněných nejmenších čtverců. Hodnoty koeficientů jsou mezi proměnnými srovnatelné díky předchozí standardizaci dat. Statisticky průkazné výsledky jsou zobrazeny tučně.

| | Univariátní modely | | | | Celkový model | | | |
|-------------------------------------|--------------------|-------------|--------------|-------------------|---------------|-------------|-------------|-------------------|
| | Koeficient | SE | t | p | Koeficient | SE | t | p |
| SSI ¹ | 0,56 | 0,12 | 4,63 | < 0,001 | 0,57 | 0,13 | 4,48 | < 0,001 |
| Biotopové nároky ² | -0,47 | 0,16 | -3,01 | 0,004 | -0,26 | 0,15 | -1,73 | 0,091 |
| Index regio. vzácnosti ³ | -0,18 | 0,14 | -1,26 | 0,214 | -0,25 | 0,22 | -1,16 | 0,253 |
| Stupeň ohrožení ⁴ | -0,36 | 0,13 | -2,76 | 0,008 | -0,22 | 0,22 | -0,98 | 0,332 |
| Stupeň ochrany ⁵ | -0,09 | 0,13 | -0,71 | 0,479 | 0,10 | 0,16 | 0,66 | 0,511 |

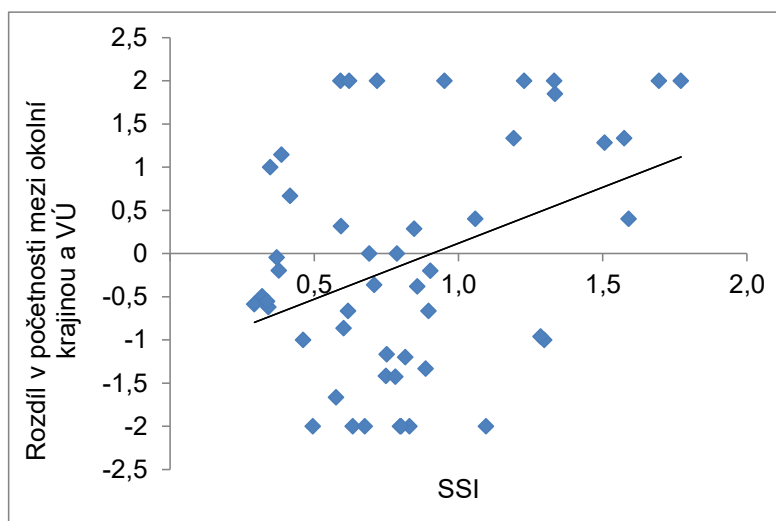
¹ index biotopové specializace (čím vyšší hodnota, tím větší specialista)

² pozice na gradientu z vnitřku lesa (1) do otevřené stepní krajiny (7)

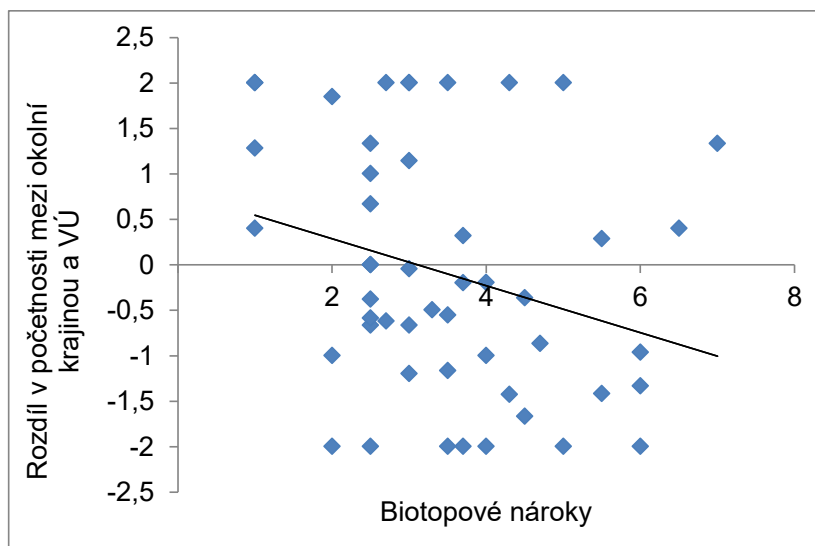
³ podíl daným druhem obsazených kvadrátů z hnízdního mapování ptáků v ČR (2001–2003) odečtený od 1

⁴ podle Červeného seznamu ptáků ČR od stupně málo dotčený (0) po stupeň zranitelný (2)

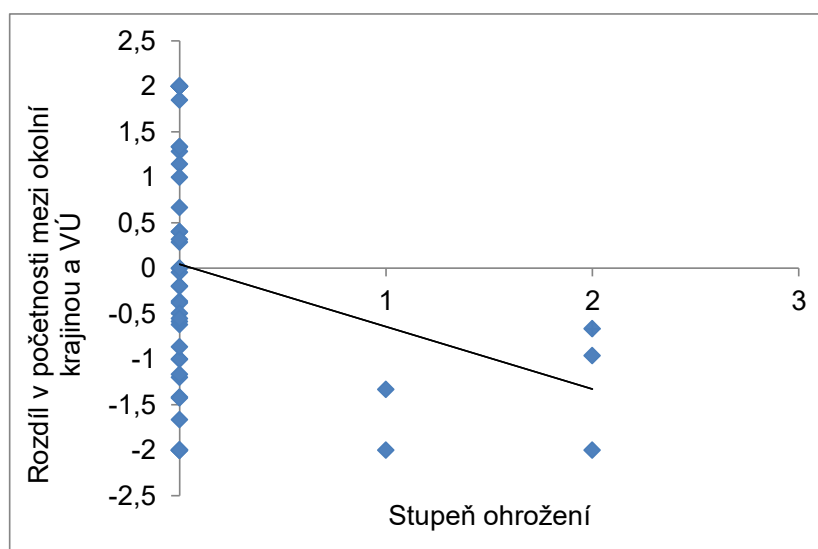
⁵ podle vyhlášky č. 395/1992 Sb. od stupně nechráněný (0) po stupeň kriticky ohrožený (3)



Obr. 10: Vztah rozdílů v početnosti jednotlivých druhů ptáků mezi okolní krajinou a VÚ Hradiště (čím vyšší hodnota, tím je druh relativně hojnější v okolní krajině) a indexu biotopové specializace (SSI; čím vyšší hodnota, tím větší specialista). Graf zobrazuje univariátní vztah nestandardizovaných hodnot obou veličin bez zohlednění fylogenetické příbuznosti.



Obr. 11: Vztah rozdílu v početnosti jednotlivých druhů ptáků mezi okolní krajinou a VÚ Hradiště (čím vyšší hodnota, tím je druh relativně hojnější v okolní krajině) a biotopových nároků jednotlivých druhů (čím vyšší hodnota, tím větší preference otevřených biotopů). Graf zobrazuje univariátní vztah nestandardizovaných hodnot obou veličin bez zohlednění fylogenetické příbuznosti.



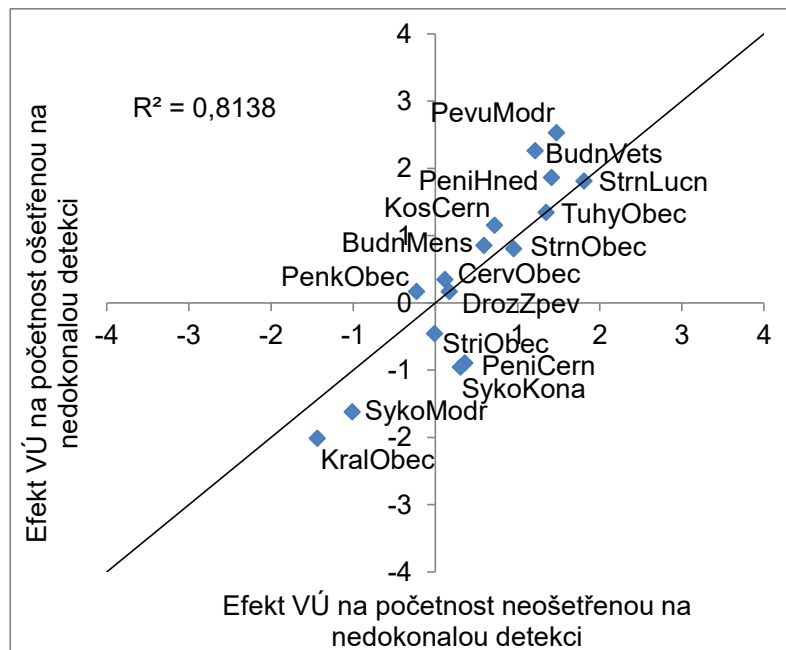
Obr. 12: Vztah rozdílu v početnosti jednotlivých druhů ptáků mezi okolní krajinou a VÚ Hradiště (čím vyšší hodnota, tím je druh relativně hojnější v okolní krajině) a stupně ohrožení jednotlivých druhů (0 – málo dotčený, 1 – téměř ohrožený, 2 – zranitelný). Graf zobrazuje univariátní vztah nestandardizovaných hodnot obou veličin bez zohlednění fylogenetické příbuznosti.

3.1.3 Analýza využitelnosti detektability a jejího vlivu na relativní početnost

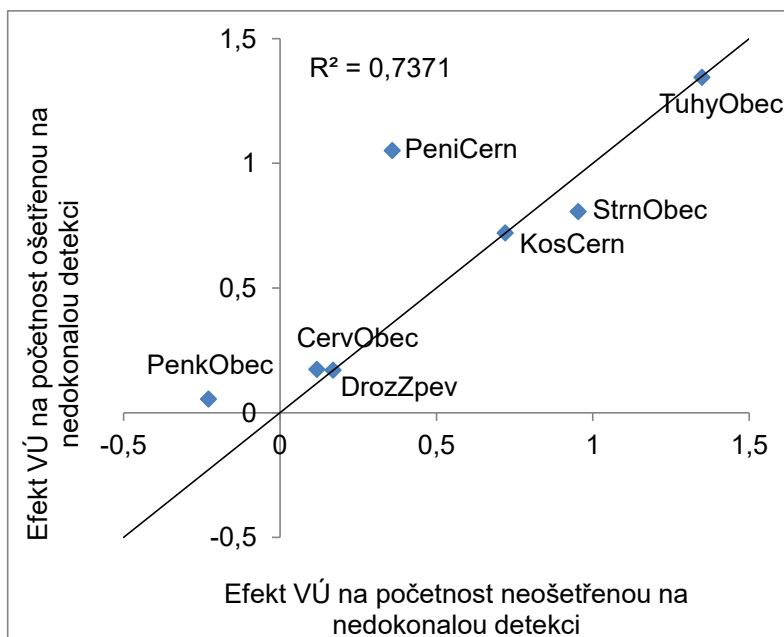
Využitelnost detektability pro práci s terénními ornitologickými daty menšího rozsahu se ukázala jako problematická v případech, kdy data nejsou velmi rozsáhlá. Věrohodnost detektability je totiž odvislá od velikosti statistického vzorku, tudíž ji nebylo možné modelovat pro druhy, které nebyly v datech zastoupeny alespoň deseti jedinci (viz kap. 2.1.5.3). Toto omezení zmenšilo datový soubor z 68 druhů na pouhých 28. Následně při výpočtu detektability jednotlivých druhů ve VÚ Hradiště a v okolní krajině bylo vyloučeno dalších 12 druhů a při výpočtu detektability v jednotlivých typech prostředí (les a bezlesí ve VÚ a v okolní krajině) dokonce 21 druhů. Důvodem bylo rozložení záznamů těchto druhů mezi jednotlivými sčítacími body, které neumožňovalo získat věrohodnou hodnotu detektability. Tu lze tedy získat pouze pro relativně nejpočetnější druhy, zatímco druhy vzácné, a tím pádem často i ochranářsky zajímavé, jsou pro výpočet detektability nevhodné.

Analýza vlivu detektability na relativní početnost jednotlivých druhů ukázala, že pořadí druhů podle početnosti až na výjimky nezávisí na tom, zda je početnost druhů spočtena jako průměr z obou kontrol, či je korigována detektabilitou pro studijní plochy (VÚ Hradiště a okolní krajina) (Obr. 13) nebo typy prostředí (les a bezlesí ve VÚ Hradiště a v okolní krajině) (Obr. 14). Jinými slovy, mezidruhové rozdíly v „efektu vojenského újezdu“ jsou podobné, ať už vezmeme abundanci spočítanou pomocí detektability, anebo naopak detektabilitu ignorujeme. Nicméně to neznamená, že by si tyto efekty vždy odpovídaly. Např. pěnice černohlavá (*Sylvia atricapilla*) ukazuje při zohlednění nedokonalé detekce vyšší abundanci v okolní krajině a naopak bez jejího zohlednění vyšší abundanci ve VÚ (Obr. 13).

V Tabulkách III a IV jsou pro srovnání uvedeny absolutní početnosti ošetřené i neošetřené na nedokonalou detekci. Ukazují, že absolutní početnost jednotlivých druhů se výrazně (nezřídka i řádově) liší podle toho, je-li použita korekce na nedokonalou detekci, či nikoliv. Ačkoliv tedy analýzy pracující s relativní početností nejsou (ne)ošetřením na nedokonalou detekci příliš ovlivněny (viz výše), samotná abundance se při zohlednění detektability liší velmi zásadně od abundance, kterou odhadneme, pokud nedokonalost detekce ignorujeme.



Obr. 13: Vztah efektu vojenského újezdu (VÚ) na početnost jednotlivých druhů ptáků neošetřenou na nedokonalou detekci (tj. detektabilitu) a efektu VÚ na početnost jednotlivých druhů ptáků ošetřenou na nedokonalou detekci pro příslušné studijní plochy (VÚ Hradiště a okolní krajina) (detailní popis odhadu početnosti viz kap. 2.1.5.3). Efekt vojenského újezdu je koeficientem ze zobecněného lineárního modelu se smíšenými efekty (details modelu viz kap. 2.1.5.3). Grafem prochází přímka identity ($x = y$). V grafu je zaneseno 16 druhů ptáků, pro které bylo možné vygenerovat detektabilitu pro VÚ Hradiště i okolní krajinu. Zkratky druhů: BudnMens – budníček menší, BudnVets – budníček větší, CervObec – červenka obecná, DrozZpev – drozd zpěvný, KosCern – kos černý, KralObec – králíček obecný, PeniCern – pěnice černohlavá, PeniHned – pěnice hnědokřídla, PenkObec – pěnkava obecná, PevuModr – pěvuška modrá, StriObec – střízlík obecný, StrnLucn – strnad luční, StrnObec – strnad obecný, SykoKona – sýkora koňadra, SykoModr – sýkora modřinka, TuhyObec – ťuhýk obecný



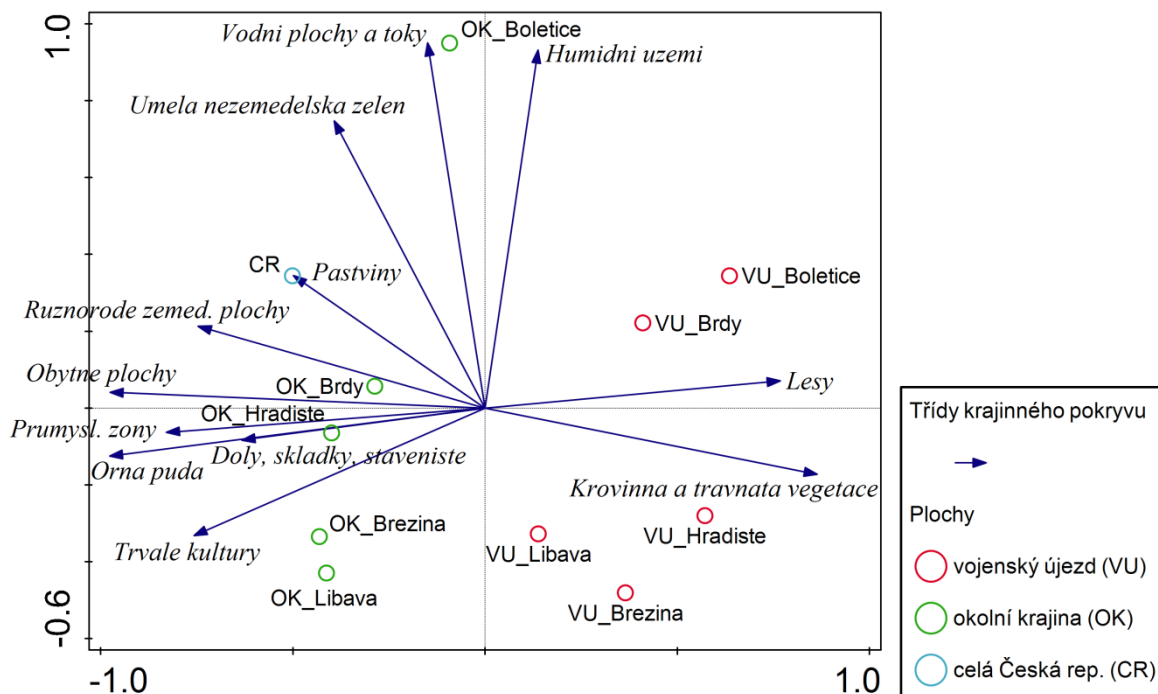
Obr. 14: Vztah efektu vojenského újezdu (VÚ) na početnost jednotlivých druhů ptáků neošetřenou na nedokonalou detekci (tj. detektabilitu) a efektu VÚ na početnost jednotlivých druhů ptáků ošetřenou na nedokonalou detekci pro příslušné typy prostředí (les/bezlesí ve VÚ Hradiště a v okolní krajině) (detailní popis odhadu početnosti viz kap. 2.1.5.3). Efekt vojenského újezdu je koeficientem ze zobecněného lineárního modelu se smíšenými efekty (detaily modelu viz kap. 2.1.5.3). Grafem prochází přímka identity ($x = y$). V grafu je zaneseno 7 druhů ptáků, pro které bylo možné vygenerovat detektabilitu pro les a bezlesí ve VÚ Hradiště i v okolní krajině. Zkratky druhů: CervObec – červenka obecná, DrozZpev – drozd zpěvný, KosCern – kos černý, PeniCern – pěnice černohlavá, PenkObec – pěnkava obecná, StrnObec – strnad obecný, TuhyObec – ůhýk obecný

3.2 Geografická analýza krajinného pokryvu aktivních vojenských újezdů v ČR

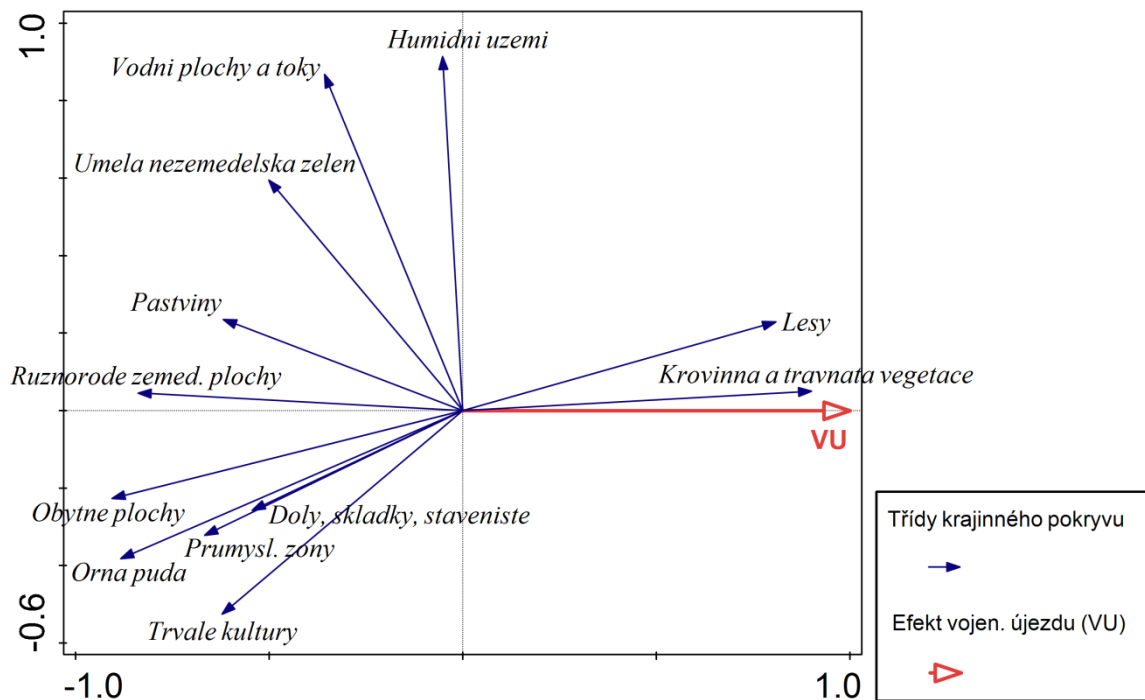
3.2.1 PCA a RDA analýza krajinného pokryvu aktivních vojenských újezdů v ČR

Analýza hlavních komponent (PCA) byla použita k vyjádření míry vzájemné podobnosti aktivních vojenských újezdů v ČR, resp. jejich podobnosti s kontrolními plochami v jejich bezprostředním okolí. Z ordinačního diagramu PCA (Obr. 15) je zřejmé, že vojenské újezdy z různých oblastí ČR si jsou svým krajinným pokryvem navzájem podobnější, než vojenské újezdy a jejich okolí. První ordinační osa vysvětluje 55,6 % variability, druhá osa 23,3 % variability.

Redundanční analýza (RDA) byla použita k určení vlivu toho, zda je daná plocha vojenským újezdem či nikoliv, na skladbu krajinného pokryvu na těchto plochách (tzn. k otestování „efektu vojenského újezdu“). Ordinační diagram RDA (Obr. 16) ukazuje, že vojenské újezdy charakterizuje vysoké zastoupení křovinné a travnaté vegetace a lesních porostů a naopak tam téměř chybí obytné a zemědělské plochy. První kanonická osa vysvětluje 49,4 % variability ve skladbě krajinného pokryvu, první nekanonická osa 25,4 % variability (test významnosti první kanonické osy: $F = 8,8$; $p = 0,004$). Z toho vyplývá, že „efekt vojenského újezdu“ je nejvýznamnějším faktorem rozhodujícím o krajinném pokryvu zkoumaných ploch.



Obr. 15: Ordinační diagram získaný analýzou hlavních komponent (PCA) zobrazující jednotlivé třídy krajinného pokryvu vrstvy CORINE land cover 2006, aktivní vojenské újezdy v ČR, blízké okolí těchto vojenských újezdů a průměr celé České republiky. Znárodněna je první a druhá ordinační osa.



Obr. 16: Ordinační diagram získaný redundanční analýzou (RDA) zobrazující vliv toho, zda je daná plocha vojenským újezdem či nikoliv, na skladbu krajinného pokryvu na těchto plochách („efekt vojenského újezdu“). Znáznorněna je první kanonická (x) a první nekanonická osa (y).

4 Diskuse

4.1 Druhová bohatost všech druhů ptáků ve VÚ Hradiště

Srovnání druhové bohatosti ornitocenóz jednotlivých studijních ploch a typů prostředí přineslo do značné míry opačné výsledky mezi alfa a gama diverzitou. Výrazný je tento rozdíl v porovnání diverzity všech druhů na obou studijních plochách. Zatímco u alfa diverzity je patrná (ač okrajově neprůkazná) tendence k vyšší hodnotě ve VÚ, gama diverzita dosahuje znatelně vyšší hodnoty v okolní krajině. Ochranařsky významných druhů je zase lokálně ve VÚ více než v okolní krajině, ale jejich celkový počet (gama diverzita) je ve VÚ a v jeho okolí stejný.

Pokud se zaměříme zvláště na jednotlivé typy prostředí, zjistíme, že u lesního prostředí není v případě alfa i gama diverzity (všech i ochranařsky významných druhů) mezi VÚ a okolní krajinou rozdíl. Naopak u nelesních biotopů se ukazuje podobný obrázek jako v případě celkového srovnání VÚ a okolní krajiny, tj. vyšší lokální bohatost ve VÚ a zároveň vyšší (v případě všech druhů) či stejná (v případě ochranařsky významných druhů) gama diverzita v okolní krajině.

Ačkoliv žádná předchozí studie nepopisuje přímé srovnání druhového bohatství bezlesí ve VVP a v intenzivně využívané krajině, a není tedy možné mé výsledky porovnat s výsledky obdobných prací, lze zjištění vyšší gama diverzity bezlesí v okolní krajině považovat do značné míry za překvapující. Bezlesí ve VVP je totiž zpravidla hodnoceno jako relativně druhově bohaté, navíc je typicky obohaceno o mizející druhy otevřené krajiny (Schröpfer 1998; Šťastný a Bejček 2000; Reif a Marhoul 2010). Krom toho 58 % rozlohy bezlesí v ČR tvoří orná půda (MŽP 2011), která je mnohdy považována za silně druhově ochuzenou (např. Reidsma et al. 2006). Mým předpokladům tedy lépe odpovídá zjištění vysoké alfa diverzity v bezlesí ve VÚ.

Vysoká alfa a nízká gama diverzita nelesních biotopů ve VÚ ve srovnání s okolní krajinou může být projevem odlišného rozložení diverzity v prostoru na obou studijních plochách. Okolní krajina je pravděpodobně z většiny tvořena druhově chudšími biotopy, vzácně se tam však vyskytují i ty velice druhově bohaté, které pak mají podstatný podíl na její celkové gama diverzitě. Naopak ve VÚ je většina biotopů relativně druhově bohatých, jelikož sestávají z jemné mozaiky vegetace v různých fázích ekologické sukcese (tj. biotopová heterogenita na menší prostorové škále), která nabízí pestrou nabídku potravních a hnízdních biotopů, v krajinném měřítku je ale biotopová skladba VÚ dosti homogenní. Bezlesí ve VÚ je totiž tvořeno z 95 % trvalými travními porosty a křovinami přecházejícími v iniciální stádia

lesa (MŽP 2011), zatímco v okolní běžné krajině spadá do této kategorie celé existující spektrum nelesních biotopů. Biotopová heterogenita bezlesí je tedy na větší prostorové škále podstatně vyšší v okolní krajině než ve VÚ, z čehož patrně plyne i tamější vysoká gama diverzita (MacArthur a MacArthur 1961). K obdobnému závěru došla i studie porovnávající druhovou bohatost ptáků mezi běžnou krajinou a přírodními rezervacemi ve Španělsku (Pino et al. 2000). Bezlesí ve VÚ tak poskytuje hnízdní biotopy pro druhy travních porostů, křovin a některé lesní druhy, ale je ochuzené o skupiny ptačích druhů vázané na ostatní typy biotopů, jako jsou např. lidská sídla.

Vysoká alfa diverzita bezlesí ve VÚ Hradiště oproti okolní krajině může být způsobena také jedinečnou rozlohou tamějších travinných a křovinných porostů, protože takto rozsáhlé biotopy mohou i lokálně hostit více druhů ptáků, zvláště těch náročných na rozlehlost hnízdního biotopu, než stejné typy biotopů v okolní krajině, kde se vyskytují převážně fragmentárně a ve srovnání s VÚ vzácně (MŽP 2011). To dobře odpovídá obecným poznatkům teorie ostrovní biogeografie (Losos a Ricklefs 2010) i konkrétním výsledkům studií z VVP (Reif et al. 2011) či hnědouhelných výsypek (Šálek 2012).

Naopak k nízké gama diverzitě bezlesí ve VÚ ve srovnání s okolní krajinou pravděpodobně také přispívá již popsaná specifita sudetské krajiny (viz kap. 2.1.1 a 2.1.3.2). V Karlovarském kraji je totiž podíl orné půdy na rozloze bezlesí značně vzdálen celorepublikovému průměru, tvoří ho pouze z 25 % (v ČR 38 %). Naproti tomu křoviny a trvalé travní porosty ho pokrývají téměř z poloviny (MŽP 2011). Z toho důvodu nemusí být rozdíl v druhové bohatosti nelesního prostředí mezi oběma studijními plochami tak výrazný, a následně ho převyší zmíněné obohacení ornitocenózy okolní krajiny o druhy, které nemají ve VÚ příhodné biotopy, jako jsou např. synantropní druhy. Z toho vyplývá, že ačkoliv VÚ Hradiště je vhodným vzorkem prostředí ve vojenských újezdech v ČR, jeho okolí průměrné podmínky v ČR zcela neodráží, a proto by zjištěné výsledky mohly být specifické pro sudetskou krajinu, zatímco srovnání s krajinou lépe odrážející průměr ČR by mohlo dopadnout odlišně, přičemž by zřejmě odhalilo výraznější rozdíly mezi studijními plochami.

V kontrastu s do jisté míry překvapivými výsledky z otevřených biotopů stojí druhové bohatství lesního prostředí, kde zjištění shodné alfa i gama diverzity na obou studijních plochách (tj. ve VÚ i v jeho okolí) bylo očekávaným výsledkem. Zároveň však nelze tvrdit, že by charakter tamějších lesů byl zcela identický. Většinu lesních porostů v okolní krajině tvoří jehličnaté monokultury, zatímco ve VÚ jen zhruba pětinu. Většinu naopak představují smíšené a listnaté sekundární lesy, které jsou v okrajových částech VÚ doplňovány zbytky původních porostů pralesovitého charakteru (MŽP 2011; viz kap. 2.1.3). Tento rozdíl

v charakteru porostů by mohl vzbudit očekávání rozdílů i v diverzitě ptáků. Diverzita sekundárních lesů ve VÚ je ovšem zřejmě negativně ovlivněna jejich nízkým sukcesním stářím, jelikož podle řady studií roste druhová bohatost ptáků s věkem porostu (např. Lack a Lack 1951; Moss 1978; Laiolo 2002). Ačkoliv tedy listnaté lesy bývají zpravidla druhově bohatší než ty jehličnaté (Adams a Edington 1973; Berg 1997; Felton et al. 2010), v tomto případě pravděpodobně převažuje vliv nízkého sukcesního stáří. Zároveň je třeba podotknout, že původní přírodě blízká lesní společenstva vysokého sukcesního stáří, ve kterých lze vzhledem k jejich stáří očekávat vyšší diverzitu ptáků (Lack a Lack 1951; Moss 1978; Laiolo 2002), jsou plošně natolik omezená, že je zřejmě nebylo možné v rozsahu provedeného terénního výzkumu dostatečně zachytit. Z hlediska budoucího vývoje lze ovšem očekávat, že s tím, jak se bude sukcesní stáří lesních porostů ve VÚ zvyšovat, bude růst i jejich druhové bohatství, které by tak mohlo počet druhů žijících v lesních biotopech okolní krajiny během následujících desetiletí převýšit.

Kromě poměrování druhové bohatosti VÚ Hradiště a okolní krajiny je zajímavé i srovnání lesa a bezlesí ve VÚ, které ukazuje, že diverzita tamějších lesních komplexů je signifikantně nižší. To ale není ve shodě s výsledky prací, které uvádějí lesní celky jako druhově nejbohatší prostředí ve VVP (Althoff et al. 2004; Kloubec a Hora 2006; Reif a Marhoul 2010; Rivers et al. 2010). Pouze Kloubec a Hora (2006) nám však podávají detailnější informace o charakteru lesů, které popisují. Z většiny se jedná o klimaxová společenstva, což je v souladu s již popsáním vysvětlením nižší druhové bohatosti lesních celků ve VÚ Hradiště z důvodu jejich relativně nízkého sukcesního stáří. Mimoto lze ale hledat vysvětlení i v charakteru tamějšího bezlesí. To totiž plynule přechází v lesní společenstva (viz kap. 2.1.3.1), takže je specifické velkým zastoupením dřevin a zahrnuje i iniciální stadia lesa. Kromě druhů otevřené krajiny je tedy obohaceno o některé lesní druhy, které nejsou striktně vázané na lesní vnitřek (např. pěnkava obecná (*Fringilla coelebs*) nebo sýkora modřinka (*Cyanistes caeruleus*)), což zvyšuje druhové bohatství nelesního prostředí v porovnání s tím lesním. Navíc moje výsledky jsou ve shodě, na rozdíl od ostatních studií, s tzv. heterogeneous disturbance hypothesis (Warren et al. 2007). Z této hypotézy totiž vyplývá, že maximální hodnoty biodiverzity lze očekávat na místech ovlivněných vojenským výcvikem (viz kap. 1.2). To je ve VVP nepochybně v bezlesí, protože téměř všechny vojenské aktivity probíhají mimo les (Herl et al. 2005).

Pro zhodnocení ochranné cennosti VÚ Hradiště bylo nutné se zaměřit také na diverzitu ochranně významných druhů. I v jejich případě se však lišil výsledek srovnání alfa a gama diverzity mezi VÚ a okolní krajinou.

4.2 Druhová bohatost ochranářsky významných druhů ptáků ve VÚ Hradiště

Ačkoliv jsem předpokládal, že se ve VÚ bude vyskytovat výrazně více ohrožených a chráněných druhů než v okolní krajině, hodnoty gama diverzity tomu nenasvědčují. Ve skutečnosti jsem jich na obou studijních plochách zaznamenal stejný počet. Z části se však jedná o druhy s rozdílnými ekologickými nároky. Ochranařsky významné druhy vyskytující se zároveň ve VÚ i v okolní krajině jsou z většiny druhy vázané na mozaiku dřevin a travních porostů, avšak méně ekologicky vyhraněné (např. strnad luční, ťuhýk obecný nebo strakapoud malý (*Dendrocopos minor*)). Druhy zaznamenané pouze v okolní krajině jsou vázané na agrocenózy a lidská sídla (křepelka polní (*Coturnix coturnix*), vlaštovka obecná (*Hirundo rustica*) a lejsek šedý (*Muscicapa striata*)), naopak druhy specifické pro VÚ Hradiště jsou vyhraněnými biotopovými specialisty vyžadujícími komplexní mozaiku dřevin a travních porostů (pěnice vlašská a krutihlav obecný (*Jynx torquilla*)), případně extenzivně obhospodařované trvalé travní porosty (chřástal polní). Z uvedeného srovnání gama diverzity ochranařsky významných druhů vyplývá, že VÚ Hradiště hostí více chráněných a ohrožených druhů vázaných na křovinné a travinné porosty než okolní krajina, její gama diverzita je ale zase navýšena o druhy vázané na lidská sídla a zemědělskou půdu.

Odlišný pohled na ochranařskou hodnotu VÚ nabízí analýza alfa diverzity ochranařsky významných druhů. Ta potvrdila, že VÚ jich skutečně hostí více než okolní krajina. Navíc se potvrdilo zjištění ostatních studií z VVP, že nejvíce ochranařsky významných druhů hostí tamější bezlesí, zatímco lesní prostředí se ve VÚ a v okolní krajině neliší, na ochranařsky významné druhy je chudé a hostí především běžné druhy ptáků (Šťastný a Bejček 2000; Althoff et al. 2004; Reif a Marhoul 2010; Rivers et al. 2010). Moje výsledky jsou tedy ve shodě s pracemi tvrdícími, že VVP fungují jako jakási refugia pro chráněné a ohrožené druhy otevřené krajiny (Althoff et al. 2004; Reif et al. 2011; Weidman a Litvaitis 2011).

4.3 Vlastnosti ptačích druhů ve VÚ Hradiště

Jde o část práce, která přinesla snad nejpřekvapivější výsledky. Ačkoliv byl testován vliv pěti druhových charakteristik, u nichž byla předpokládána korelace s rozdílem v početnosti jednotlivých druhů ptáků mezi studijními plochami, při použití univariátních modelů byly signifikantní pouze tři z nich (index biotopové specializace, biotopové nároky a stupeň ohrožení), a po odstranění vlivu ostatních proměnných v celkovém modelu dokonce jen jedna (index biotopové specializace).

Jedinou druhovou charakteristikou se statisticky průkazným vztahem k rozdílu v početnosti jednotlivých druhů ptáků mezi studijními plochami je tedy index biotopové specializace. Jeho vliv je však opačný, než předpokládala moje hypotéza, tzn., že v okolní krajině jsou hojnější biotopově specializované druhy než ve VÚ. Tento výsledek je velice překvapivý a rozporuje závěry Reifa et al. (2011), kteří při rozsáhlém výzkumu opuštěných VVP nezjistili žádný vztah mezi biotopovou specializací a početností ptačích druhů ve VVP. Jelikož jsem v této práci použil stejné vyjádření biotopové specializace jednotlivých druhů jako Reif et al. (2011), popsaná rozdílnost výsledků neplyne z odlišného pojetí dané veličiny. Nabízejí se však dvě jiná vysvětlení.

Ve VÚ se nevyskytují, případně jsou málo početné, lesní specializované druhy, které nejvíce přispívají do podoby uvedeného vztahu (např. králíček obecný (*Regulus regulus*), sýkora uhelníček (*Periparus ater*) nebo hýl obecný (*Pyrrhula pyrrhula*)), což může být následkem již popsaného nízkého sukcesního stáří tamějších lesů. Navíc specializované druhy bezlesí hojně ve VÚ, které by tento vztah obrátily, sice existují, ale je jich jen velmi málo (např. pěnice vlašská, ťuhák obecný či cvrčilka zelená (*Locustella naevia*)).

Druhé vysvětlení odráží rozdílnou biotopovou skladbu na obou studijních plochách. Zatímco VÚ hostí téměř výhradně druhy specializované na traviny a křoviny, v okolní krajině se vyskytují druhy specializované na řadu dalších typů biotopů, jako jsou např. lidská sídla.

Ostatní druhové charakteristiky sice nemají významný vliv na relativní početnost druhů ve VÚ, ale příčiny jejich nevýznamnosti se liší a mohou poukazovat na zajímavé skutečnosti týkající se prostředí ve VÚ.

Biotopové nároky jednotlivých druhů ptáků nevyšly průkazně, jelikož většina druhů vázaných na raně sukcesní stadia vegetace, které jsou hojně ve VÚ, se vyskytuje i v okolní krajině, což daný vztah oslabuje. Mimoto ve VÚ Hradiště nebyly zjištěny druhy obnažené půdy (např. skřivan lesní, bělořit šedý, bramborníček černohlavý či linduška úhorní (*Anthus campestris*)), které se ve VVP (Schröpfer 1998; Šťastný a Bejček 2000; Reif a Marhoul 2010) či strukturálně podobné (post)těžební krajině (Bejček a Tyrner 1980; Šálek 2012) mnohdy vyskytují. Také skřivan polní (*Alauda arvensis*), jako zástupce druhů krátkostébelných trávníků, se ve VÚ Hradiště vyskytoval jen velmi vzácně. To je zajímavé ve srovnání s VÚ Brdy, kde ho Sedláček et al. (2006) zaznamenali ve velmi vysokých hustotách, nebo s opuštěnými VVP, kde se dokonce řadil mezi 15 druhů s nejvyšší denzitou (Reif a Marhoul 2010). Uvedené absence druhů vyskytujících se pouze na plochách v nejranějších fázích ekologické sukcese svědčí o postupujícím zarůstání VÚ Hradiště (snad s výjimkou dopadových ploch střelnic), a tím pádem jeho klesající atraktivnosti pro tyto druhy obnažené

půdy, kterým často patří ochranná priority. Jejich vymizení po náhradě málo zapojené vegetace souvislým porostem potvrzují Reif a Marhoul (2010) z VVP i Šálek (2012) z hnědouhelných výsypek. Podobně Schröpfer (in litt.) popisuje drastický úbytek skřivana polního a úplné vymizení skřivana lesního během 10 let od opuštění vojenského cvičiště u Holýšova (srov. Schröpfer 1998).

Neprůkaznost vlivu indexu regionální vzácnosti na rozdíl v početnosti mezi studijními plochami je nejspíše následkem samotné vzácnosti vzácných druhů, která neumožnila jejich dostatečné zachycení v mých terénních datech. Tím pádem se nemuselo v analýze vyjevit ani předpokládané pozitivní působení prostředí ve VÚ na tyto druhy. Lze se totiž domnívat, že VÚ skutečně hostí větší populace regionálně vzácných druhů, protože sedm z deseti nejvzácnějších druhů v mém datovém souboru (např. pěníce vlašská, strnad luční či žluna šedá (*Picus canus*)) bylo hojnějších ve VÚ než v běžné krajině.

Stupeň ohrožení a stupeň ochrany vyšly také neprůkazně. Ovšem všechny ohrožené a téměř všechny chráněné druhy (kromě bramborníčka hnědého (*Saxicola rubetra*)) byly početnější ve VÚ než v okolní krajině. I v tomto případě lze tedy předpokládat, že by se při větším statistickém vzorku staly tyto výsledky signifikantními a potvrdily by tak, že ve VÚ se vyskytují ohrožené a chráněné druhy hojněji než v okolní krajině.

4.4 Mechanismy udržující vysokou diverzitu ptáků ve VVP

Výsledky této studie naznačují, že VÚ skutečně fungují jako refugia pro ptačí druhy otevřené krajiny procházející dlouhodobým populačním poklesem napříč Evropou (Althoff et al. 2004; PECBMS 2009; Reif et al. 2011; Weidman a Litvaitis 2011). Jelikož s tvrzením, že VVP jsou významné pro ochranu raně sukcesních druhů, přišly i studie zabývající se jinými taxonomickými skupinami (např. Warren a Büttner 2008a; Warren a Büttner 2008b; Bušek 2013; Čížek et al. 2013), je zřejmé, že za cenností VVP stojí obecnější parametry prostředí ovlivňující širokou škálu organismů, nikoliv pouze ptáky.

Většinou jsou uváděny dva hlavní faktory zachovávající VVP v dobrém stavu z hlediska ochrany přírody. Prvním je jejich uzavřenost před zemědělskou intenzifikací a urbanizací, druhým je samotný armádní výcvik a z něho plynoucí heterogenní disturbanční režim (viz kap. 1.2). Přesný mechanismus působení těchto faktorů na organismy však není dostatečně objasněný.

Podstata pozitivního vlivu uzavřenosti VVP je připisována především vzniku většiny z nich ještě před intenzifikací zemědělské výroby, což se projevilo jakousi „konzervací“

původní extenzivně obdělávané krajiny a na ní vázané biodiverzity na území VVP (Reif a Marhoul 2010; Vojta et al. 2010; Reif et al. 2011). Dále byly díky uzavřenosti uchráněny před postupující urbanizací a všemi negativními projevy s ní spojenými (ztráta či degradace biotopů, snížení druhové bohatosti, šíření exotických druhů atd.) (Gazenbeek 2005; Chace a Walsh 2006). Je otázkou, zda má významný vliv i samotná uzavřenost před veřejností, tzn. ochrana před jinak téměř všudypřítomným výskytem člověka, který má prokazatelně rušivý dopad na avifaunu a biotu obecně (Boyle a Samson 1985; Beale a Monaghan 2004; Blumstein et al. 2005; Møller 2008). V tom případě by opuštěné VVP, do kterých je volný přístup, měly být pro ptáky méně atraktivní než aktivní VÚ, což ale z publikovaných studií nijak nevyplývá (srov. Schröpfer 1998; Roleček 1999; Sedláček et al. 2006; Reif et al. 2011). Je tedy zřejmé, že nejde ani tak o (ne)přítomnost člověka jako takového, jako spíše o jeho hospodářské aktivity. Autoři nedávných studií naopak poukazují na to, že aktivní přítomnost lidí ve VVP by mohla být pro jejich biotu přínosem (Reif et al. 2011, 2013; Čížek et al. 2013).

Je také otázkou, zda na ptáky rušivě nepůsobí živelná vojenská cvičení (Schueck et al. 2001). To je zajímavé v kontextu studií tvrdících, že plochy vystavené silným armádním disturbancím jsou ochránářsky velmi cenné, protože zde vznikají atraktivní biotopy pro řadu ochránářsky významných druhů (Gazenbeek 2005; Rivers et al. 2010). Pak by tyto plochy mohly být jakousi ekologickou pastí (Donovan a Thompson 2001). Nejspíše to tak ale nebude, jelikož ve většině případů vede existence ekologické pasti k vyhynutí lokálních populací dotčených druhů (Battin 2004), v důsledku čehož by především vzácné druhy postupně přestaly tyto plochy obsazovat. Ty se tam ale dlouhodobě a relativně hojně vyskytují.

Druhý faktor udržující VVP v dobrém stavu z hlediska ochrany přírody je samotný armádní výcvik a z něho plynoucí heterogenní disturbanční režim. Ten vytváří heterogenně disturbovanou krajinu uchráněnou před postupným zarůstáním, která umožňuje koexistenci velkého počtu druhů adaptovaných na různě disturbované a sukcesně staré biotopy. Jinými slovy, vysoká druhová bohatost ptáků ve VVP je odrazem tamější široké nabídky zdrojů pro velký počet druhů s rozdílnými ekologickými nároky (Warren et al. 2007). Warren et al. (2007) tento fenomén vysvětlují pomocí již popsané heterogeneous disturbance hypothesis (viz kap. 1.2). Vliv vojenských aktivit na biotu otevřených biotopů je podle Reifa a Marhoula (2010) s největší pravděpodobností významnější než vliv uzavřenosti. Velká část VVP je ale k vojenským aktivitám nevyužívána (např. dvě třetiny VÚ Hradiště), přesto se zde větší enklávy bezlesí stále vyskytují. Podle Vojty et al. (2010) jsou podmíněny zejména mělkou půdou a mikroklimaticky, tzn., že v současnosti nejsou, a pravděpodobně ani historicky nebyly,

udržovány působením vojenského výcviku. Z toho je možné usuzovat, že armádní výcvik je hlavním faktorem pouze na plochách využívaných k výcviku (tj. střelnice, tankodromy), tedy na menší části VVP, zatímco zbytek determinuje především uzavřenost. Podle heterogeneous disturbance hypothesis (Warren et al. 2007) by ale měl existovat signifikantní rozdíl v druhové bohatosti mezi plochami ovlivněnými a neovlivněnými armádními disturbancemi. Tímto směrem by se mohl ubírat další výzkum. Obzvláště zajímavé by bylo zjistit, jak ovlivní omezení vojenské činnosti biotopovou skladbu VVP, konkrétně za jakých podmínek a v jakém rozsahu se udrží raně sukcesní biotopy, a jak se tato změna promítne do tamějších společenstev ptáků.

Kromě zmíněných faktorů by podle teorie ostrovní biogeografie měla stát za hodnotou VVP pro ptáky i jejich velikoplošnost (Losos a Ricklefs 2010). VÚ jsou zpravidla obrovské a i na maloplošných vojenských cvičištích se vyskytují biotopy, které svojí rozlohou nemají v okolní krajině téměř obdoby (viz kap. 1.2). Tuto domněnku potvrzují Reif et al. (2011), kteří ukázali, že velká plocha je jedním z parametrů prostředí určujících atraktivnost VVP pro ochránářsky významné druhy ptáků. Ačkoliv Čížek et al. (2013) při srovnání ochránářské cennosti VVP a přírodních rezervací statisticky odstínili vliv rozdílné plochy, a přesto potvrdili, že jsou VVP ochránářsky cenné, míře vlivu velikosti plochy na druhové bohatství VVP by se také mělo věnovat další studium.

4.5 Metodické nedostatky práce a jejich relevance

Ačkoliv tato práce poskytuje podrobný pohled na rozdíl v druhové bohatosti a v početnosti jednotlivých druhů ptáků mezi VÚ Hradiště a okolní krajinou, má několik metodických nedostatků, na které je namístě upozornit a vzít je v úvahu při interpretaci zjištěných jevů.

V první řadě jde o její omezenost na jediný VÚ. To snižuje možnosti zobecnění výsledků této práce na všechny VÚ v ČR, potažmo ve střední Evropě. Tento nedostatek však do určité míry překonává srovnání krajinného pokryvu mezi všemi aktivními VÚ v ČR (viz kap. 3.2), které ukázalo, že VÚ si jsou více podobné navzájem než krajině, která je bezprostředně obklopuje. Na základě toho se lze domnívat, že výsledky zjištěné porovnáním VÚ Hradiště a okolní krajiny je možné s jistou opatrností extrapolovat na všechny aktivní VÚ v ČR, resp. ve střední Evropě. Na druhou stranu je třeba mít na paměti, že ona okolní krajina nemusí být úplně reprezentativní pro „průměrnou“ krajinu v ČR (viz výše uvedené srovnání charakteru bezlesí).

Svá omezení má i použití vrstvy krajinného pokryvu CORINE land cover 2006 (viz kap. 2.1.2 a 2.2). Problematická je především hrubost jejího zrna. Minimální jednotka pro inventarizaci je 25 ha a šířka alespoň 100 m (MŽP 2011). To znamená, že pomocí této vrstvy nelze podchytit jemnou heterogenitu biotopů. V této práci však byla použita k analýze ploch, jejichž rozlohy byly desítky až stovky km², takže v případě této práce jde o irelevantní nedostatek.

Další slabinou této práce je relativně nízký počet sčítacích bodů rozmístěných ve VÚ Hradiště a v okolní krajině, který byl ovšem dán limitem pracovní kapacity magisterského studenta. To mělo za následek nashromáždění nepříliš rozsáhlých terénních dat, které nemusely podchytit všechny vzácné fenomény, a především neumožňovaly v mezidruhové analýze použít odhady početností získané pomocí statistického modelování (viz kap. 2.1.5.3). Místo toho bylo nutné použít rozdíl v početnosti jednotlivých druhů mezi okolní krajinou a VÚ Hradiště, který ale nezohledňuje příslušnou detektabilitu ani autokorelaci mezi sčítacími body umístěnými v jednom čtverci (viz kap. 2.1.5.2). Poskytuje však dostatečnou informaci o relativní početnosti jednotlivých druhů na obou studijních plochách, a je tedy relevantním odhadem abundance pro použití v této práci.

Za metodologický nedostatek této práce lze považovat i rozmístění sčítacích bodů ve čtveřicích (viz kap. 2.1.4.1). Takto byl totiž zachycen menší vzorek krajiny, než by zachytilo rozmístění zcela nezávislých bodů. Vzhledem k špatné prostupnosti krajiny ve VÚ Hradiště a k jeho obrovské rozloze, by to ale značně komplikovalo terénní práci.

4.6 Je nutné zohledňovat detektabilitu?

Používání modelů zohledňujících pravděpodobnost zjištění daného druhu, tzv. detektabilitu, je v současné ekologii a ochranářské biologii velmi běžné (Boulinier et al. 1998; Gu a Swihart 2004; Kéry a Schmid 2004; Archaux et al. 2012). Ačkoliv je tento přístup v mnoha ohledech přínosný, má také podstatné nedostatky a omezení.

Tím nejzásadnějším je její nevhodnost pro odhad početnosti vzácných druhů (Banks-Leite et al. 2014). To je obzvláště patrné v ornitologických studiích zabývajících se tropickými deštnými lesy, kde je velký podíl přirozeně vzácných druhů – hodnotu detektability bylo možné vygenerovat pouze pro 30–35 % nejpočetnějších druhů ve společenstvu (Ferraz et al. 2007; Ruiz-Gutiérrez et al. 2010).

Druhým nedostatkem detektability je závislost její přesnosti na počtu provedených terénních kontrol, kterých musí být při nižších detektabilitách značný počet (MacKenzie a Royle 2005; Banks-Leite et al. 2014).

Obě zmíněná omezení modelů zohledňujících nedokonalou detekci se zcela projevila i v analýze využitelnosti detektability provedené v této práci. Detektabilitu bylo možné získat pouze pro relativně nejpočetnější druhy, zatímco druhy vzácné, a tím pádem často i ochranářsky zajímavé, bylo nutné vypustit. Moje výsledky tedy naznačují, že korekci početnosti jednotlivých druhů pomocí detektability není možné efektivně využít při ornitologických průzkumech menšího rozsahu. Analýza pouze těch nejpočetnějších druhů totiž může vést k zavádějícím výsledkům a v případě ochranářských průzkumů i k špatným managementovým rozhodnutím (Banks-Leite et al. 2012). Navíc by byl experimentátor nucen investovat většinu terénního úsilí do opakovaných kontrol namísto pokrytí většího území (Banks-Leite et al. 2014).

Mimoto výsledky analýzy vlivu detektability na relativní početnost jednotlivých druhů ukázaly, že pořadí druhů podle početnosti až na výjimky nezávisí na tom, zda je početnost druhů korigována příslušnou detektabilitou či nikoliv. Analýzy pracující s relativní početností tedy nejsou neošetřením na nedokonalou detekci příliš ovlivněny. To potvrzuje, že ne vždy je nezbytně nutné detektabilitu zohledňovat.

Ztotožňuji se tedy se závěry Banksové-Leitové et al. (2014), kteří detektabilitu považují za užitečný nástroj v ekologii, avšak varují před jejím nepromyšleným používáním ve všech studiích. Místo toho by vždy o vhodné metodice měly rozhodovat specifické cíle daného výzkumu.

5 Závěr

1. Druhová bohatost ornitocenózy VÚ Hradiště

- (i) Alfa diverzita všech druhů má tendenci být okrajově neprůkazně vyšší ve VÚ, naopak gama diverzita dosahuje znatelně vyšší hodnoty v okolní krajině.
 - Okolní krajina je obecně tvořena lokálně druhově chudšími biotopy, vzácně se tam však vyskytují i ty velice druhově bohaté, které její gama diverzitu zvyšují. Naopak ve VÚ je většina biotopů druhově bohatých, zřejmě díky velmi jemnozrné vysoké heterogenitě prostředí; v krajinném měřítku je však jeho biotopová skladba homogenní, takže jeho gama diverzita je oproti okolní krajině nižší.
- (ii) Alfa diverzita ochránářsky významných druhů je ve VÚ vyšší než v okolní krajině, ale jejich celkový počet (gama diverzita) je ve VÚ a v jeho okolí stejný.
 - VÚ těmto druhům poskytuje vhodné podmínky na většině svého území, přičemž hostí více druhů vázaných na křovinné a travinné porosty. V okolní krajině jsou ochránářsky významné druhy rozptýleny do fragmentů příhodných biotopů, jejich celkový počet je ale navýšen o druhy vázané na lidská sídla a zemědělskou půdu, které se ve VÚ nevyskytují.
- (iii) Omezení srovnání pouze na otevřené biotopy do značné míry kopíruje výše uvedená zjištění (tj. vyšší hodnoty alfa diverzity ve VÚ než v okolní krajině a naopak nižší hodnoty gama diverzity).
 - Právě otevřené biotopy zřejmě stojí za unikátností VÚ z hlediska stavu biodiverzity a jsou tedy klíčové pro její ochranu v těchto územích.
- (iv) V lesním prostředí se alfa ani gama diverzita (všech i ochránářsky významných druhů) mezi VÚ a okolní krajinou neliší.
 - Ač je charakter lesů na obou studijních plochách do značné míry rozdílný – v okolní krajině převažují hospodářské smrkové monokultury, ve VÚ sekundární sukcesí vzniklé listnaté či smíšené porosty, zdá se, že oba vlivy se navzájem kompenzují. Tím pádem jsou sukcesně velmi mladé lesy ve VÚ podobně druhově chudé jako jehličnaté monokultury mimo VÚ.

2. Vlastnosti ptačích druhů ve VÚ Hradiště

- (i) Biotopově specializované druhy jsou hojnější v okolní krajině než ve VÚ.
 - Ve VÚ se nevyskytují, případně jsou málo početné, lesní specializované druhy, zřejmě kvůli nízkému sukcesnímu stáří většiny tamních porostů. Mimoto VÚ hostí především druhy specializované na traviny a křoviny, kterých je ale poměrně málo, zatímco v okolní krajině se vyskytují druhy specializované na řadu dalších typů biotopů, jako jsou urbánní biotopy a agrocenózy.
- (ii) Biotopové nároky, index regionální vzácnosti, stupeň ohrožení a stupeň ochrany nemají průkazný vztah k relativní početnosti jednotlivých druhů ve VÚ Hradiště a v okolní krajině.
 - Vliv biotopových nároků je oslaben absencí druhů obnažené půdy ve VÚ.
 - Regionálně vzácné, ohrožené a zvláště chráněné druhy byly zpravidla početnější ve VÚ než v běžné krajině, ale vztahy nebyly průkazné kvůli omezenému statistickému vzorku.

3. Krajinový pokryv aktivních vojenských újezdů v ČR

- (i) Aktivní vojenské újezdy v ČR si jsou svým krajinovým pokryvem navzájem podobnější, než vojenské újezdy a jejich okolí, takže poznatky nabyté výzkumem ptáků ve VÚ Hradiště je možné s jistotou opatrností vztáhnout na všechny aktivní VÚ v ČR, resp. ve střední Evropě.
- (ii) Vojenské újezdy charakterizuje vysoké zastoupení křovinné a travnaté vegetace a lesních porostů a naopak tam téměř chybí obytné a zemědělské plochy.

4. Využitelnost detektability a její vliv na relativní početnost

- (i) Korekci početnosti jednotlivých druhů pomocí detektability není možné efektivně využít při práci s terénními ornitologickými daty menšího rozsahu.
 - Věrohodnost detektability je totiž odvislá od velikosti statistického vzorku, tudíž ji lze modelovat pouze pro relativně nejpočetnější druhy v datovém souboru.
- (ii) Analýzy pracující s relativní početností nejsou (ne)ošetřením na nedokonalou detekci příliš ovlivněny.
 - Pořadí druhů podle početnosti až na výjimky nezávisí na tom, zda je početnost druhů spočtena jako průměr z obou kontrol, či je korigována příslušnou detektabilitou.

5. Doporučení pro ochranu přírody a další výzkum

- (i) Ochrana by se měla prioritně zaměřit na otevřené biotopy, které jsou pro ochránářsky významné druhy ptáků ve VÚ nejcennější. Přesto ale není zcela jasné, jakými přesnými mechanismy se na nich ona ochránářsky významná ptačí společenstva udržují – zda hraje hlavní roli vojenský výcvik, uzavřenost anebo místní pedologické či mikroklimatické podmínky. Objasnění těchto mechanismů je přitom klíčové pro zajištění příznivé budoucnosti VVP v éře omezování vojenské aktivity.
- (ii) Lesní biotopy se jeví podle zjištění této práce i jiných studií jako méně cenné než nelesní stanoviště. Nicméně jejich dlouhodobě nerušený sukcesní vývoj na značně rozlehlých prostorách vytváří ideální podmínky pro studium spontánních změn diverzity a početnosti ptáků s rostoucím stářím porostů, což by mohlo pomoci zodpovědět různé otázky aplikovatelné i na další části krajiny, které zarůstají a/nebo na nich vzniká novodobá divočina.

6 Seznam použité literatury³

- ADAMS, M. W., EDINGTON, J. M., A comparison of song-bird populations in mature coniferous and broadleaved woods. *Forestry*. 1973, **46**, 191-202. ISSN 1464-3626.
- ALTHOFF, D. P., RIVERS, J. W., PONTIUS J. S., GIPSON, P. S., WOODFORD, P. B. A comprehensive approach to identifying monitoring priorities of small landbirds on military installations. *Environmental Management*. 2004, **34**, 887-902. ISSN 1432-1009.
- ARCHAUX, F., HENRY, P. Y., GIMENEZ, O. When can we ignore the problem of imperfect detection in comparative studies? *Methods in Ecology and Evolution*. 2012, **3**, 188-194. ISSN 2041-210X.
- ATAURI, J. A., DE LUCIO, J. V. The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscapes. *Landscape Ecology*. 2001, **16**, 147-159. ISSN 0921-2973.
- BABŮREK, J. Geologie Doupovských hor. In: *Historický sborník Karlovarska VI*. Karlovy Vary: Státní okresní archiv Karlovy Vary, 1998, 5-14. ISSN 1240-9401.
- BANKS-LEITE, C., EWERS, R. M., METZGER, J. P. Unraveling the drivers of community dissimilarity and species extinction in fragmented landscapes. *Ecology*. 2012, **93**, 2560-2569. ISSN 0012-9658.
- BANKS-LEITE, C., PARDINI, R., BOSCOLO, D., CASSANO, C. R., PÜTTKER, T., SANTOS BARROS, C., BARLOW, J. Assessing the utility of statistical adjustments for imperfect detection in tropical conservation science. *Journal of Applied Ecology*. 2014, **51**, 849-859. ISSN 1365-2664.
- BATTIN, J. When good animals love bad habitats: Ecological traps and the conservation of animal populations. *Conservation Biology*. 2004, **18**, 1482-1491. ISSN 0888-8892.
- BEALE, C. M., MONAGHAN, P. Human disturbance: people as predation-free predators? *Journal of Applied Ecology*. 2004, **41**, 335-343. ISSN 1365-2664.
- BEJČEK, V., TYRNER, P. Primary succession and species diversity of avian communities on spoil banks after surface mining of lignite in the Most basin (north-western Bohemia). *Folia Zoologica*. 1980, **29**, 67-77. ISSN 0139-7893.
- BERG, Å. Diversity and abundance of birds in relation to forest fragmentation, habitat quality and heterogeneity. *Bird Study*. 1997, **44**, 355-366. ISSN 0006-3657.
- BIBBY, C. J., BURGESS, N. D., HILL, D. A., MUSTOE, S. H. *Bird Census Techniques*. 2nd ed. London: Academic Press, 2000. ISBN 0-12-095831-7.
- BIČÍK, I., JELEČEK, L., ŠTĚPÁNEK, V. Land-use changes and their social driving forces in Czechia in the 19th and 20th centuries. *Land Use Policy*. 2001, **18**, 65-73. ISSN 0264-8377.

³ Položky označené * jsou tzv. sekundární neboli převzaté citace.

- BLUMSTEIN, D. T., FERNÁNDEZ-JURICIC, E., ZOLLNER, P. A., GARITY, S. C. Inter-specific variation in avian responses to human disturbance. *Journal of Applied Ecology*. 2005, **42**, 943-953. ISSN 1365-2664.
- BOECKLEN, W. J. Effects of Habitat Heterogeneity on the Species-Area Relationships of Forest Birds. *Journal of Biogeography*. 1986, **13**, 59-68. ISSN 0305-0270.
- BOULINIER, T., NICHOLS, J. D., SAUER, J. R., HINES, J. E., POLLOCK, K. H. Estimating species richness: the importance of heterogeneity in species detectability. *Ecology*. 1998, **79**, 1018-1028. ISSN 0012-9658.
- BOYLE, S. A., SAMSON, F. B. Effects of Nonconsumptive Recreation on Wildlife: A Review. *Wildlife Society Bulletin*. 1985, **13**, 110-116. ISSN 1938-5463.
- BÖHNING-GAESE, K. Determinants of avian species richness at different spatial scales. *Journal of Biogeography*. 1997, **24**, 49-60. ISSN 0305-0270.
- BÖHNING-GAESE, K., OBERRATH, R. Macroecology of habitat choice in long-distance migratory birds. *Oecologia*. 2003, **137**, 296-303. ISSN 1432-1939.
- BRŮNA, J. *Modelování změn krajinného pokryvu v opuštěné krajině s využitím série leteckých snímků*. Praha, 2009. Diplomová práce. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta. Vedoucí práce Jaroslav Vojta.
- BUŠEK, O. *Vojenské výcvikové prostory jako antropogenní refugia biodiverzity*. Praha, 2013. Bakalářská práce. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta. Vedoucí práce Jiří Reif.
- CENIA. Hustota zalidnění v obcích ČR. In: *geoportal.gov.cz* [WMS služba]. 16. 9. 2014 [cit. 26. 1. 2015]. Dostupné z: http://geoportal.gov.cz/ArcGIS/services/CENIA/cenia_hust_zalid/mapsserver/WMSserver
- CEREZO, A., CONDE, M. C., POGGIO, S. L. Pasture area and landscape heterogeneity are key determinants of bird diversity in intensively managed farmland. *Biodiversity and Conservation*. 2011, **20**, 2649-2667. ISSN 0960-3115.
- CÍLEK, V. *Krajiny vnitřní a vnější: texty o paměti krajiny, smysluplném bobrovi, areálu jablkového štrůdlu a také o tom, proč lezeme na rozhlednu*. 2. doplň. vyd. Praha: Dokořán, 2005. ISBN 80-7363-042-7.
- CÍLEK, V., MUDRA, P., LOŽEK, V., ŠPRYŇAR, P., ŽÁK, V., OBERMAJER, J., SCHMELZOVÁ, R. *Vstoupit do krajiny: o přírodě a paměti středních Čech*. 1. vyd. Praha: Dokořán, 2004. ISBN 80-86569-58-6.
- CLAVEL, J., JULLIARD, R., DEVICTOR, V. Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization? *Frontiers in Ecology and the Environment*. 2011, **9**, 222-228. ISSN 1540-9295.
- COHN, J. P. New defenders of wildlife. *BioScience*. 1996, **46**, 11-14. ISSN 0006-3568.

ČÍŽEK, O., VRBA, P., BENEŠ, J., HRÁZSKÝ, Z., KOPTÍK, J., KUČERA, T., MARHOUL, P., ZÁMEČNÍK, J., KONVIČKA, M. Conservation Potential of Abandoned Military Areas Matches That of Established Reserves: Plants and Butterflies in the Czech Republic. *PLoS ONE*. 2013, **8**, e53124. doi:10.1371/journal.pone.0053124. ISSN 1932-6203.

ČSÚ. *Statistická ročenka Karlovarského kraje 2014*. Karlovy Vary: ČSÚ, 2014. ISBN 978-80-250-2590-1.

ČÚZK. Základní báze geografických dat České republiky (ZABAGED) - výškopis - 3D vrstevnice. In: *geoportal.cuzk.cz* [WMS služba]. 2014 [cit. 10. 2. 2015]. Dostupné z: http://geoportal.cuzk.cz/WMS_ZABAGED_PUB/WMSservice.aspx

DONOVAN, T. M., THOMPSON, F. R. Modeling the ecological trap hypothesis: A habitat and demographic analysis for migrant songbirds. *Ecological Applications*. 2001, **11**, 871-882. ISSN 1051-0761.

DORMANN, C. F., ELITH, J., BACHER, S., BUCHMANN, C., CARL, G., CARRÉ, G., GARCÍA MARQUÉZ J. R., GRUBER, B., LAFOURCADE, B., LEITÃO, P. J., MÜNKEMÜLLER, T., MCCLEAN, C., OSBORNE, P. E., REINEKING, B., SCHRÖDER, B., SKIDMORE, A. K., ZURELL, D., LAUTENBACH, S. Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography*. 2013, **36**, 27-46. ISSN 1600-0587.

DRHOVSKÁ, L. *Význam historické struktury krajiny pro současnou vegetaci křovin*. Praha, 2007. Diplomová práce. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta. Vedoucí práce Jaroslav Vojta.

ESRI. *ArcGIS 10.2 for Desktop* [software]. 31. 7. 2013 [cit. 13. 2. 2015].

FELTON, A., LINDBLADH, M., BRUNET, J., FRITZ, Ö. Replacing coniferous monocultures with mixed-species production stands: An assessment of the potential benefits for forest biodiversity in northern Europe. *Forest Ecology and Management*. 2010, **260**, 939-947. ISSN 0378-1127.

FERRAZ, G., NICHOLS, J. D., HINES, J. E., STOUFFER, P. C., BIERREGAARD, R. O., LOVEJOY, T. E. A large-scale deforestation experiment: effects of patch area and isolation on Amazon birds. *Science*. 2007, **315**, 238-241. ISSN 1095-9203.

FUHLENDORF, S. D., HARRELL, W. C., ENGLE, D. M., HAMILTON, R. G., DAVIS, C. A., LESLIE, D. M. Should heterogeneity be the basis for conservation? Grassland bird response to fire and grazing. *Ecological Applications*. 2006, **16**, 1706-1716. ISSN 1051-0761.

GAZENBEEK, A. *LIFE, Natura 2000 and the military*. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 2005. ISBN 92-894-9213-9.

GONZALES, O. R. *Economic Development Assistance for Communities Affected by Employment Changes Due to Military Base Closures (BRAC)*. Washington D. C.: Congressional Research Service, 2011.

GREGORY, R. D., VORISEK, P., VAN STRIEN, A., MEYLING, A. W. G., JIGUET, F., FORNASARI, L., REIF, J., CHYLARECKI, P., BURFIELD, I. J. Population trends of widespread woodland birds in Europe. *Ibis*. 2007, **149** (Suppl. 2), 78-97. ISSN 1474-919X.

- GU, W. D., SWIHART, R. K. Absent or undetected? Effects of non-detection of species occurrence on wildlife-habitat models. *Biological Conservation*. 2004, **116**, 195-203. ISSN 0006-3207.
- HAAHR, M. Random Integer Generator. In: *random.org* [online]. 2015 [cit. 13. 2. 2015]. Dostupné z: <https://www.random.org/integers/>
- HERL, B. K., DOE, W. W., JONES, D. S. Use of military training doctrine to predict patterns of maneuver disturbance on the landscape. I. Theory and methodology. *Journal of Terramechanics*. 2005, **42**, 353-371. ISSN 0022-4898.
- HIRST, R. A., PYWELL, R. F., MARRS, R. H., PUTWAIN, P. D. The resistance of a chalk grassland to disturbance. *Journal of Applied Ecology*. 2003, **40**, 368-379. ISSN 1365-2664.
- HRNČIAROVÁ, T., MACKOVČIN, P., ZVARA, I., et al. *Atlas krajiny České republiky*. Praha: Ministerstvo životního prostředí ČR; Průhonice: Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, 2009. ISBN 978-80-85116-59-5.
- CHACE, J. F., WALSH, J. J. Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning*. 2006, **74**, 46-69. ISSN 0169-2046.
- CHAMBERLAIN, D. E., FULLER, R. J., BUNCE, R. G. H., DUCKWORTH, J. C., SHRUBB, M. Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *Journal of Applied Ecology*. 2000, **37**, 771-788. ISSN 1365-2664.
- CHLOUPEK, O., HRSTKOVA, P., SCHWEIGERT, P. Yield and its stability, crop diversity, adaptability and response to climate change, weather and fertilisation over 75 years in the Czech Republic in comparison to some European countries. *Field Crops Research*. 2004, **85**, 167-190. ISSN 0378-4290.
- IUCN. *Tanks and Thyme – Biodiversity in Former Soviet Military Areas in Central Europe*. Gland: IUCN, 1996. ISBN 2-8317-0337-9.
- JETZ, W., THOMAS, G. H., JOY, J. B., HARTMANN, K., MOOERS, A. O. A global phylogeny of birds. In: *birdtree.org* [online]. 2012 [cit. 4. 12. 2014]. Dostupné z: <http://birdtree.org/>
- JULLIARD, R., CLAVEL, J., DEVICTOR, V., JIGUET, F., COUVET, D. Spatial segregation of specialists and generalists in bird communities. *Ecology Letters*. 2006, **9**, 1237-1244. ISSN 1461-0248.
- KERBIRIOU, CH., LE VIOL, I., JIGUET, F., DEVICTOR, V. More species, fewer specialists: 100 years of changes in community composition in an island biogeographical study. *Diversity and Distributions*. 2009, **15**, 641-648. ISSN 1472-4642.
- KÉRY, M., SCHMID, H. Monitoring programs need to take into account imperfect species detectability. *Basic and Applied Ecology*. 2004, **5**, 65-73. ISSN 1439-1791.
- KIRKWOOD, B. R., STERNE, J. A. C. *Essential medical statistics*. 2nd ed. Malden: Blackwell Science, 2003. ISBN 978-0-86542-871-3.

- KLOUBEC, B., HORA, J. *Metodika monitoringu ptačích oblastí – Boletice*. Praha: AOPK ČR, 2006.
- KOLEČEK, J., REIF, J. Differences between the predictors of abundance, trend and distribution as three measures of avian population change. *Acta Ornithologica*. 2011, **46**, 143-153. ISSN 1734-8471.
- KOMÁR, A. Vojenský újezd Hradiště. In: *Geografie – Sborník České geografické společnosti 2*. Praha: Česká geografická společnost, 1993, 75-86. ISSN 1212-0014.
- KONVIČKA, M., BENEŠ, J., ČÍŽEK, L. *Ohrožený hmyz nelesních stanovišť: ochrana a management*. Olomouc: Sagittaria, 2005. ISBN 80-239-6590-5.
- KONVIČKA, M., MARHOUL, P., ČÍŽEK, O., ZÁMEČNÍK, J., VRBA, P., BENEŠ, J., REIF, J., KOPTÍK, J., HRÁZSKÝ, Z. Proč jsou vojenské prostory refugiem evropské biodiverzity? In: *Zoologické dny Praha 2010: sborník abstraktů z konference 11.-12. února 2010*. Brno: Ústav biologie obratlovců AV ČR, 2010, 120-121. ISBN 978-80-87189-07-8.
- KOPECKÝ, M. *Historický pohled na vegetaci sekundárních lesů v Doupovských horách*. Praha, 2006. Diplomová práce. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta. Vedoucí práce Jaroslav Vojta.
- KOPECKÝ, M., VOJTA, J. Land use legacies in post-agricultural forests in the Doupovské Mountains, Czech Republic. *Applied Vegetation Science*. 2009, **12**, 251-260. ISSN 1654-109X.
- KOPTÍK, J. Floristický a vegetační průzkum šesti opuštěných vojenských výcvikových prostorů v západních Čechách. *Erica*. 2011, **18**, 49-82. ISSN 1210-065X.
- KRÁL, V. Doupov a Doupovské hory – minulost a přítomnost. In: *Geografie – Sborník České geografické společnosti 2*. Praha: Česká geografická společnost, 1993, 68-74. ISSN 1212-0014.
- KUBISA, V. Neznámý svět vojenských újezdů. In: *mvcr.cz* [online]. 2010 [cit. 31. 3. 2015]. Dostupné z: <http://www.mvcr.cz/clanek/neznamy-svet-vojenskych-ujezdu-974223.aspx>
- LACK, D., LACK, E. Further Changes in Bird-Life Caused by Afforestation. *Journal of Animal Ecology*. 1951, **20**, 173-179. ISSN 1365-2656.
- LAIOLO, P. Effects of habitat structure, floral composition and diversity on a forest bird community in north-western Italy. *Folia Zoologica*. 2002, **51**, 121-128. ISSN 0139-7893.
- LEMOINE, N., BAUER, H. G., PEINTINGER, M., BÖHNING-GAESE, K. Effects of climate and land-use change on species abundance in a central European bird community. *Conservation Biology*. 2007, **21**, 495-503. ISSN 0888-8892.
- LOSOS, J. B., RICKLEFS, R. E., eds. *The Theory of Island Biogeography Revisited* [online]. Princeton (New Jersey): Princeton University Press, 2010. ISBN 978-0691136530.
- MACARTHUR, R. H., MACARTHUR, J. W. On bird species diversity. *Ecology*. 1961, **42**, 594-598. ISSN 0012-9658.
- MACKENZIE, D. I., ROYLE, J. A. Designing occupancy studies: general advice and allocating survey effort. *Journal of Applied Ecology*. 2005, **42**, 1105-1114. ISSN 1365-2664.

- MAMMIDES, CH., KADIS, C., COULSON, T. The effects of road networks and habitat heterogeneity on the species richness of birds in Natura 2000 sites in Cyprus. 2015, **30**, 67-75. ISSN 0921-2973.
- MATĚJŮ, J. Doupovské hory. *Ochrana přírody*. 2010, **65**(4), 2-6. ISSN 1210-258X.
- MCKINNEY, M. L., LOCKWOOD, J. L. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology & Evolution*. 1999, **14**, 450-453. ISSN 0169-5347.
- MCMAHON, B. J., PURVIS, G., WHELAN, J. The influence of habitat heterogeneity on bird diversity in Irish farmland. *Biology & Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy*. 2008, **108**, 1-8. ISSN 2009-003X.
- MOSS, D. Diversity of Woodland Song-Bird Populations. *Journal of Animal Ecology*. 1978, **47**, 521-527. ISSN 1365-2656.
- MØLLER, A. P. Flight distance and population trends in European breeding birds. *Behavioral Ecology*. 2008, **19**, 1095-1102. ISSN 1045-2249.
- MŽP. CORINE land cover 2006. In: *geoportal.gov.cz* [WMS služba]. 5. 10. 2011 [cit. 27. 4. 2015]. Dostupné z: http://geoportal.gov.cz/arcgis/services/CENIA/cenia_corine/MapServer/WmsServer
- MŽP. Vyhláška č. 395/1992 Sb. ministerstva životního prostředí České republiky ze dne 11. června 1992, kterou se provádějí některá ustanovení zákona České národní rady č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, ve znění z 15. července 2013. Praha: MŽP, 2013.
- NEUHÄUSLOVÁ-NOVOTNÁ, Z., ŠTURSA, J., ELCOVÁ, V., eds. *Mapa potenciální přirozené vegetace České republiky*. 1. vyd. Praha: Academia, 2001. ISBN 80-200-0687-7.
- PAGE, R. D. M. TREEVIEW: An application to display phylogenetic trees on personal computers. *Computer Applications in the Biosciences*. 1996, **12**, 357-358. ISSN 0266-7061.
- PECBMS. *The State of Europe's Common Birds 2008*. Praha: ČSO; RSPB, 2009.
- PINO, J., RODA, F., RIBAS, J., PONS, X. Landscape structure and bird species richness: implications for conservation in rural areas between natural parks. *Landscape and Urban Planning*. 2000, **49**, 35-48. ISSN 0169-2046.
- POŠTOLKA, V. Obyvatelstvo a osídlení Doupovských hor. In: *Geografie – Sborník České geografické společnosti 2*. Praha: Česká geografická společnost, 1993, 87-101. ISSN 1212-0014.
- R CORE TEAM. *R 3.1.2: A Language and Environment for Statistical Computing* [software]. 31. 10. 2014 [cit. 27. 2. 2015].
- REIDSMA, P., TEKELENBURG, T., VAN DEN BERG, M., ALKEMADE, R. Impacts of land-use change on biodiversity: An assessment of agricultural biodiversity in the European Union. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 2006, **114**, 86-102. ISSN 0167-8809.
- REIF, J., JIGUET, F., ŠŤASTNÝ, K. Habitat specialization of birds in the Czech Republic: comparison of objective measures with expert opinion. *Bird Study*. 2010, **57**, 197-212. ISSN 0006-3657.

- REIF, J., MARHOUL, P. Ptáci v opuštěných vojenských výcvikových prostorech v České republice: druhová skladba a ochránářská hodnota. *Sylvia*. 2010, **46**, 87-105. ISSN 1803-6791.
- REIF, J., MARHOUL, P., ČÍŽEK, O., KONVIČKA, M. Abandoned military training sites are an overlooked refuge for at-risk open habitat bird species. *Biodiversity and Conservation*. 2011, **20**, 3645-3662. ISSN 0960-3115.
- REIF, J., MARHOUL, P., KOPTÍK, J. Bird communities in habitats along a successional gradient: Divergent patterns of species richness, specialization and threat. *Basic and Applied Ecology*. 2013, **14**, 423-431. ISSN 1439-1791.
- REIF, J., VOŘÍŠEK, P., ŠŤASTNÝ, K., BEJČEK, V., PETR, J. Population increase of forest birds in the Czech Republic between 1982 and 2003. *Bird Study*. 2007, **54**, 248-255. ISSN 0006-3657.
- REIF, J., VOŘÍŠEK, P., ŠŤASTNÝ, K., BEJČEK, V., PETR, J. Agricultural intensification and farmland birds: new insights from a central European country. *Ibis*. 2008, **150**, 596-605. ISSN 1474-919X.
- RIVERS, J. W., GIPSON, P. S., ALTHOFF D. P., PONTIUS J. S. Long-term community dynamics of small landbirds with and without exposure to extensive disturbance from military training activities. *Environmental Management*. 2010, **45**, 203-216. ISSN 1432-1009.
- ROLEČEK, J. *Ptačí společenstvo nivy Odry ve VVP Libavá*. Olomouc, 1999. Diplomová práce. Univerzita Palackého, Přírodovědecká fakulta. Vedoucí práce Vlastimil Kostkan.
- RUBEŠ, F. Doupovské hory – perla střední Evropy. In: *Geografie – Sborník České geografické společnosti 2*. Praha: Česká geografická společnost, 1993, 65-67. ISSN 1212-0014.
- RUIZ-GUTIÉRREZ, V., ZIPKIN, E. F., DHONDT, A. A. Occupancy dynamics in a tropical bird community: unexpectedly high forest use by birds classified as non-forest species. *Journal of Applied Ecology*. 2010, **47**, 621-630. ISSN 1365-2664.
- SÁDLO, J., POKORNÝ, P., HÁJEK, P., DRESLEROVÁ, D., CÍLEK, V. *Krajina a revoluce: významné přelomy ve vývoji kulturní krajiny českých zemí*. 1. vyd. Praha: Malá Skála, 2005. ISBN 80-86776-02-6.
- SEDLÁČEK, O., FUCHS, R., RIEGERT, J., MIKEŠ, V., STRNAD, M., KARLÍK, P., ŠKLÍBA, J., POLÁKOVÁ, S., VIK, L. Ptačí společenstva střelnic ve Vojenském výcvikovém prostoru Jince, střední Brdy. In: „*Srdcem a rozumem*“, 80 let České společnosti ornitologické: sborník abstraktů z celostátní ornitologické konference 22. až 24. září 2006, Mikulov na Moravě, zámek. Mikulov: Česká společnost ornitologická, 2006, 23.
- SEVERINGHAUS, W. D., RIGGINS, R. E., GORAN, W. D. Effects of tracked vehicle activity on terrestrial mammals and birds at Fort Knox, Kentucky. *Transactions of the Kentucky Academy of Science*. 1980, **41**, 15-26. ISSN 1098-7096.
- *SHAW, R. B., KOWALSKI, D. G. *U.S. Army lands: a national survey*, Technical Publication Series No. 96. 1st ed. Fort Collins: Colorado State University, Center for Ecological Management of Military Lands, 1996. ex WARREN et al. 2007.

- SCHRÖPFER, L. Avifauna opuštěného vojenského cvičiště u Holýšova. *Erica*. 1998, **7**, 87-97. ISSN 1210-065X.
- SCHUECK, L. S., MARZLUFF, J. M., STEENHOF, K. Influence of military activities on raptor abundance and behavior. *The Condor*. 2001, **103**, 606-615. ISSN 1938-5129.
- SIRAMI, C., BROTONS, L., BURFIELD, I., FONDERFLICK, J., MARTIN, J. L. Is land abandonment having an impact on biodiversity? A meta-analytical approach to bird distribution changes in the north-western Mediterranean. *Biological Conservation*. 2008, **141**, 450-459. ISSN 0006-3207.
- SPURNÝ, M., ed. *Proměny sudetské krajiny*. 1. vyd. Praha: Antikomplex, 2006. ISBN 80-86125-75-0.
- ŠÁLEK, M. Spontaneous succession on opencast mining sites: implications for bird biodiversity. *Journal of Applied Ecology*. 2012, **49**, 1417-1425. ISSN 1365-2664.
- ŠŤASTNÝ, K., BEJČEK, V. Červený seznam ptáků České republiky. *Příroda*. 2003, **22**, 95-129. ISSN 1803-3318.
- ŠŤASTNÝ, K., BEJČEK, V. Analysis of bird communities in the former Soviet military training areas of Ralsko and Mladá (Czech Republic). *Bird Census News*. 2000, **13**, 145-155. ISSN 1381-5261.
- ŠŤASTNÝ, K., BEJČEK, V., HUDEC, K. *Atlas hnízdního rozšíření ptáků v České republice 2001-2003*. 1. vyd. Praha: Aventinum, 2006. ISBN 80-86858-19-7.
- TER BRAAK, C. J. F., ŠMILAUER, P. *Canoco reference manual and user's guide: software for ordination, version 5.0*. Ithaca (USA): Microcomputer Power, 2012.
- TEWS, J., BROSE, U., GRIMM, V., TIELBORGER, K., WICHMANN, M. C., SCHWAGER, M., JELTSCH, F. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*. 2004, **31**, 79-92. ISSN 0305-0270.
- THOMAS, L., BUCKLAND, S. T., REXSTAD, E. A., LAAKE, J. L., STRINDBERG, S., HEDLEY, S. L., BISHOP, J. R. B., MARQUES, T. A., BURNHAM, K. P. Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology*. 2010, **47**, 5-14. ISSN 1365-2664.
- TRUMBULL, V. L., DUBOIS, P. C., BROZKA, R. J., GUYETTE, R. Military Camping Impacts on Vegetation and Soils of the Ozark Plateau. *Journal of Environmental Management*. 1994, **40**, 329-339. ISSN 0301-4797.
- TURNER, M. G., GARDNER, R. H., O'NEILL, R. V. *Landscape ecology in theory and practice*. 1st ed. New York: Springer-Verlag, 2001. ISBN 0-387-95122-9.
- *VERMOUZEK, Z. *Indikátor ptáků zemědělské krajiny za rok 2008 – studie pro Ministerstvo zemědělství ČR*. Praha: ČSO, 2008. ex VOŘÍŠEK et al. 2009.
- VOJTA, J. Relative importance of historical and natural factors influencing vegetation of secondary forests in abandoned villages. *Preslia*. 2007, **79**, 223-244. ISSN 0032-7786.

- VOJTA, J., KOPECKÝ, M. Vegetace sekundárních lesů a křovin Doupovských hor. *Zprávy České botanické společnosti*. 2006, **21**, 209-225. ISSN 1211-5258.
- VOJTA, J., KOPECKÝ, M., DRHOVSKÁ, L. Opuštěná krajina Doupovských hor. *Živa*. 2010, **58**, 70-72. ISSN 0044-4812.
- VOŘÍŠEK, P., KLVAŇOVÁ, A., BRINKE, T., CEPÁK, J., FLOUSEK, J., HORA, J., REIF, J., ŠŤASTNÝ, K., VERMOUZEK, Z. Stav ptactva České republiky 2009. *Sylvia*. 2009, **45**, 1-38. ISSN 1803-6791.
- VOŘÍŠEK, P., KLVAŇOVÁ, A., WOTTON, S., GREGORY, R. D., eds. *A best practice guide for wild bird monitoring schemes*. 1st ed. [s. l.]: ČSO; RSPB, 2008. ISBN 978-80-903554-3-9.
- VRBA, P., ČÍŽEK, O., MARHOUL, P., ZÁMEČNÍK, J., BENEŠ, J., KONVIČKA, M. Opuštěné vojenské prostory jako významná refugia motýlí fauny. *Živa*. 2012, **60**, 251-254. ISSN 0044-4812.
- WALKER, L. R., ed. *Ecosystems of the World 16: Ecosystems of Disturbed Ground*. 1st ed. Amsterdam: Elsevier Science B. V., 1999. ISBN 0-444-82420-0.
- WARREN, S. D., BÜTTNER, R. Active military training areas as refugia for disturbance-dependent endangered insects. *Journal of Insect Conservation*. 2008a, **12**, 671-676. ISSN 1572-9753.
- WARREN, S. D., BÜTTNER, R. Relationship of endangered amphibians to landscape disturbance. *Journal of Wildlife Management*. 2008b, **72**, 738-744. ISSN 1937-2817.
- WARREN, S. D., HOLBROOK, S. W., DALE, D. A., WHELAN, N. L., ELYN, M., GRIMM, W., JENTSCH, A. Biodiversity and the heterogeneous disturbance regime on military training lands. *Restoration Ecology*. 2007, **15**, 606-612. ISSN 1061-2971.
- WEIDMAN, T., LITVAITIS, J. A. Are Small Habitat Patches Useful for Grassland Bird Conservation? *Northeastern Naturalist*. 2011, **18**, 207-216. ISSN 1092-6194.
- WHITECOTTON, R. C. A., DAVID, M. B., DARMODY, R. G., PRICE, D. L. Impact of Foot Traffic from Military Training on Soil and Vegetation Properties. *Environmental Management*. 2000, **26**, 697-706. ISSN 1432-1009.
- WOINARSKI, J. C. Z., ASH, A. J. Responses of vertebrates to pastoralism, military land use and landscape position in an Australian tropical savanna. *Austral Ecology*. 2002, **27**, 311-323. ISSN 1442-9985.
- ZAVADIL, V., SÁDLO, J., VOJAR, J., eds. *Biotopy našich obojživelníků a jejich management: metodika AOPK ČR*. Praha: AOPK ČR, 2011. ISBN 978-80-87457-18-4.

7 Přílohy

Tab. I

| Druh | Počet | | | | | |
|--------------------------------|--------------------|-------------------|-------------------|----------------|-------------------|----------------|
| | Stupeň ohrožení | Stupeň ochrany | obsazených bodů | | Počet záznamů | |
| | | | Okolní krajina | VÚ Hradiště | Okolní krajina | VÚ Hradiště |
| <i>Coturnix coturnix</i> | 1 | 2 | 2 | 0 | 2 | 0 |
| <i>Phasianus colchicus</i> | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 4 |
| <i>Crex crex</i> | 2 | 2 | 0 | 2 | 0 | 2 |
| <i>Columba palumbus</i> | 0 | 0 | 2 | 1 | 2 | 1 |
| <i>Streptopelia decaocto</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Streptopelia turtur</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Cuculus canorus</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| <i>Jynx torquilla</i> | 2 | 2 | 0 | 2 | 0 | 3 |
| <i>Picus canus</i> | 2 | 0 | 1 | 2 | 1 | 2 |
| <i>Dryocopus martius</i> | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 | 0 |
| <i>Dendrocopos major</i> | 0 | 0 | 3 | 2 | 3 | 3 |
| <i>Dendrocopos minor</i> | 2 | 0 | 1 | 2 | 1 | 2 |
| <i>Alauda arvensis</i> | 0 | 0 | 13 | 7 | 50 | 10 |
| <i>Hirundo rustica</i> | 0 | 1 | 2 | 0 | 5 | 0 |
| <i>Anthus trivialis</i> | 0 | 0 | 5 | 9 | 9 | 13 |
| <i>Anthus pratensis</i> | 0 | 0 | 2 | 0 | 5 | 0 |
| <i>Motacilla cinerea</i> | 0 | 0 | 1 | 2 | 1 | 3 |
| <i>Motacilla alba</i> | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 | 0 |
| <i>Troglodytes troglodytes</i> | 0 | 0 | 12 | 11 | 18 | 22 |
| <i>Prunella modularis</i> | 0 | 0 | 6 | 21 | 8 | 32 |
| <i>Erithacus rubecula</i> | 0 | 0 | 15 | 18 | 17 | 25 |
| <i>Phoenicurus ochruros</i> | 0 | 0 | 3 | 0 | 5 | 0 |
| <i>Phoenicurus phoenicurus</i> | 0 | 0 | 3 | 0 | 4 | 0 |
| <i>Saxicola rubetra</i> | 0 | 1 | 3 | 2 | 3 | 2 |
| <i>Turdus merula</i> | 0 | 0 | 17 | 27 | 30 | 57 |
| <i>Turdus pilaris</i> | 0 | 0 | 7 | 0 | 15 | 0 |
| <i>Turdus philomelos</i> | 0 | 0 | 20 | 20 | 41 | 50 |
| <i>Turdus iliacus</i> | 2 | 2 | 1 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Turdus viscivorus</i> | 0 | 0 | 6 | 0 | 8 | 0 |
| <i>Locustella naevia</i> | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 10 |
| <i>Locustella fluviatilis</i> | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 4 |
| <i>Acrocephalus palustris</i> | 0 | 0 | 3 | 2 | 4 | 3 |
| <i>Sylvia nisoria</i> | 2 | 2 | 0 | 9 | 0 | 10 |
| <i>Sylvia curruca</i> | 0 | 0 | 2 | 10 | 2 | 22 |
| <i>Sylvia communis</i> | 0 | 0 | 8 | 22 | 9 | 53 |
| <i>Sylvia borin</i> | 0 | 0 | 5 | 10 | 6 | 11 |
| <i>Sylvia atricapilla</i> | 0 | 0 | 28 | 33 | 53 | 88 |
| <i>Phylloscopus sibilatrix</i> | 0 | 0 | 1 | 2 | 1 | 3 |
| <i>Phylloscopus collybita</i> | 0 | 0 | 20 | 32 | 30 | 53 |
| <i>Phylloscopus trochilus</i> | 0 | 0 | 7 | 21 | 10 | 38 |

Tab. I - pokračování

| Druh | Počet | | | | | |
|--------------------------------|-----------------|----------------|-----------------|-------------|----------------|-------------|
| | | | obsazených bodů | | Počet záznamů | |
| | Stupeň ohrožení | Stupeň ochrany | Okolní krajina | VÚ Hradiště | Okolní krajina | VÚ Hradiště |
| <i>Regulus regulus</i> | 0 | 0 | 17 | 6 | 32 | 7 |
| <i>Regulus ignicapillus</i> | 0 | 0 | 3 | 2 | 3 | 2 |
| <i>Muscicapa striata</i> | 0 | 1 | 2 | 0 | 2 | 0 |
| <i>Poecile palustris</i> | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 2 |
| <i>Poecile montanus</i> | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 3 |
| <i>Lophophanes cristatus</i> | 0 | 0 | 7 | 0 | 7 | 0 |
| <i>Periparus ater</i> | 0 | 0 | 13 | 1 | 25 | 1 |
| <i>Cyanistes caeruleus</i> | 0 | 0 | 18 | 8 | 33 | 9 |
| <i>Parus major</i> | 0 | 0 | 13 | 18 | 21 | 22 |
| <i>Sitta europaea</i> | 0 | 0 | 6 | 7 | 7 | 7 |
| <i>Certhia familiaris</i> | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 | 0 |
| <i>Lanius collurio</i> | 1 | 1 | 2 | 6 | 2 | 10 |
| <i>Garrulus glandarius</i> | 0 | 0 | 3 | 1 | 3 | 1 |
| <i>Nucifraga caryocatactes</i> | 2 | 1 | 1 | 1 | 2 | 1 |
| <i>Sturnus vulgaris</i> | 0 | 0 | 4 | 0 | 8 | 0 |
| <i>Passer domesticus</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Fringilla coelebs</i> | 0 | 0 | 26 | 28 | 95 | 69 |
| <i>Serinus serinus</i> | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 | 0 |
| <i>Carduelis chloris</i> | 0 | 0 | 2 | 7 | 2 | 12 |
| <i>Carduelis carduelis</i> | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 | 0 |
| <i>Carduelis spinus</i> | 0 | 0 | 8 | 0 | 11 | 0 |
| <i>Carduelis cannabina</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 |
| <i>Carduelis flammea</i> | 1 | 0 | 0 | 4 | 0 | 5 |
| <i>Loxia curvirostra</i> | 0 | 0 | 5 | 0 | 12 | 0 |
| <i>Pyrrhula pyrrhula</i> | 0 | 0 | 4 | 1 | 5 | 1 |
| <i>C. coccothraustes</i> | 0 | 0 | 0 | 6 | 0 | 7 |
| <i>Emberiza citrinella</i> | 0 | 0 | 10 | 20 | 17 | 43 |
| <i>Miliaria calandra</i> | 2 | 3 | 2 | 7 | 7 | 20 |

Tab. I: Záznamy jednotlivých druhů ptáků zjištěných během terénního výzkumu ve VÚ Hradiště a v okolní krajině, které byly použity k statistickým analýzám (tzn. záznamy ze vzdálenosti < 100 m, viz kap. 2.1.4.2). Stupeň ohrožení je vyjádřením ohrožení druhu podle Červeného seznamu (0 – málo dotčený, 1 – téměř ohrožený, 2 – zranitelný). Stupeň ochrany vyjadřuje míru legislativní ochrany druhu (0 – nechráněný, 1 – ohrožený, 2 – silně ohrožený, 3 – kriticky ohrožený). Počet obsazených bodů udává počet sčítacích bodů v okolní krajině a ve VÚ Hradiště, na nichž se druh vyskytoval. Počet záznamů je sumou zaznamenaných jedinců daného druhu v okolní krajině a ve VÚ Hradiště během obou kontrol.

| Druh | Počet | | | |
|----------------------------|-----------------|-------------|----------------|-------------|
| | obsazených bodů | | Počet záznamů | |
| | Okolní krajina | VÚ Hradiště | Okolní krajina | VÚ Hradiště |
| <i>Phalacrocorax carbo</i> | 1 | 0 | 11 | 0 |
| <i>Ciconia nigra</i> | 2 | 1 | 2 | 1 |
| <i>Cygnus olor</i> | 1 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Anas platyrhynchos</i> | 7 | 1 | 14 | 2 |
| <i>Milvus migrans</i> | 1 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Milvus milvus</i> | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Circus aeruginosus</i> | 2 | 0 | 3 | 0 |
| <i>Buteo buteo</i> | 4 | 3 | 4 | 3 |
| <i>Falco tinnunculus</i> | 2 | 0 | 2 | 0 |
| <i>Charadrius dubius</i> | 1 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Columba livia</i> | 3 | 2 | 4 | 35 |
| <i>Columba oenas</i> | 2 | 3 | 2 | 5 |
| <i>Strix aluco</i> | 1 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Aegolius funereus</i> | 1 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Apus apus</i> | 2 | 1 | 4 | 3 |
| <i>Picus viridis</i> | 1 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Delichon urbicum</i> | 2 | 1 | 5 | 1 |
| <i>Hippolais icterina</i> | 1 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Oriolus oriolus</i> | 1 | 0 | 1 | 0 |
| <i>Pica pica</i> | 3 | 0 | 3 | 0 |
| <i>Corvus corone</i> | 2 | 0 | 2 | 0 |
| <i>Corvus corax</i> | 8 | 11 | 24 | 17 |
| <i>Passer montanus</i> | 2 | 0 | 8 | 0 |

Tab. II: Záznamy jednotlivých druhů ptáků zjištěných během terénního výzkumu ve VÚ Hradiště a v okolní krajině, které nebyly použity k statistickým analýzám (tzn. záznamy ze vzdálenosti > 100 m, viz kap. 2.1.4.2). Počet obsazených bodů udává počet sčítacích bodů v okolní krajině a ve VÚ Hradiště, na nichž byl druh zaznamenán. Počet záznamů je sumou zaznamenaných jedinců daného druhu v okolní krajině a ve VÚ Hradiště během obou kontrol.

| Druh | Početnost neošetřená na nedokonalou detekci | | Početnost ošetřená na nedokonalou detekci | |
|--------------------------------|---|-------------|---|-------------|
| | Okolní krajina | VÚ Hradiště | Okolní krajina | VÚ Hradiště |
| <i>Troglodytes troglodytes</i> | 0,23 | 0,28 | 0,81 | 0,78 |
| <i>Prunella modularis</i> | 0,10 | 0,40 | 0,32 | 1,46 |
| <i>Erithacus rubecula</i> | 0,21 | 0,31 | 0,63 | 0,76 |
| <i>Turdus merula</i> | 0,38 | 0,71 | 0,38 | 1,50 |
| <i>Turdus philomelos</i> | 0,51 | 0,63 | 0,51 | 0,63 |
| <i>Sylvia communis</i> | 0,11 | 0,66 | 0,51 | 2,44 |
| <i>Sylvia atricapilla</i> | 0,66 | 1,10 | 1,01 | 0,39 |
| <i>Phylloscopus collybita</i> | 0,38 | 0,66 | 0,58 | 1,87 |
| <i>Phylloscopus trochilus</i> | 0,13 | 0,48 | 0,14 | 1,79 |
| <i>Regulus regulus</i> | 0,40 | 0,09 | 1,66 | 0,33 |
| <i>Cyanistes caeruleus</i> | 0,41 | 0,11 | 2,78 | 0,73 |
| <i>Parus major</i> | 0,26 | 0,28 | 1,40 | 0,44 |
| <i>Lanius collurio</i> | 0,03 | 0,13 | 0,19 | 0,49 |
| <i>Fringilla coelebs</i> | 1,19 | 0,86 | 1,57 | 1,97 |
| <i>Emberiza citrinella</i> | 0,21 | 0,54 | 0,45 | 0,87 |
| <i>Miliaria calandra</i> | 0,09 | 0,25 | 0,09 | 0,25 |

Tab. IV: Průměrné početnosti jednotlivých druhů ptáků na jeden sčítací bod ve VÚ Hradiště a v okolní krajině neošetřené na nedokonalou detekci (tj. detektabilitu) (levá část) a ošetřené na nedokonalou detekci (pravá část). Hodnoty neošetřené početnosti jednotlivých druhů jsou průměrem na jeden sčítací bod vypočteným z průměrných početností z obou kontrol na každém bodě. Hodnoty ošetřené početnosti jednotlivých druhů jsou průměrem na jeden sčítací bod vypočteným z průměrných početností z obou kontrol na každém bodě vynásobených hodnotou detektability pro příslušné studijní plochy (VÚ Hradiště a okolní krajina). V tabulce je uvedeno 16 druhů ptáků, pro které bylo možné vygenerovat detektabilitu pro VÚ Hradiště i okolní krajinu.