

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

Katedra ekologie



PTAČÍ SPOLEČENSTVA RŮZNÝCH TYPŮ NÍŽINNÝCH HOSPODÁŘSKÝCH LESŮ

Bird communities in different types of fragmented managed forests

Diplomová práce



Vedoucí práce: Ing. Petr Zasadil, Ph.D.

Konzultant: Ing. Jakub Horák, Ph.D.

Vypracovala: Bc. Romana Zachová

2015

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma „PTAČÍ SPOLEČENSTVA RŮZNÝCH TYPŮ NÍŽINNÝCH HOSPODÁŘSKÝCH LESŮ“ vypracovala samostatně pod vedením Ing. Petra Zasadila, Ph.D. Uvedla jsem všechny literární prameny a publikace, ze kterých jsem čerpala.

V Praze dne.....

Poděkování

Chtěla bych poděkovat vedoucímu své diplomové práce Ing. Petru Zasadilovi Ph.D. za cenné rady a ochotu, se kterou mi věnoval svůj čas při konzultacích, své rodině a přátelům za podporu a trpělivost při mém studiu.

Abstrakt

Cílem této práce bylo charakterizovat společenstva ptáků nížinných hospodářských lesů, hledat vztah mezi strukturou a diverzitou ptačího společenstva a charakterem biotopu.

Pro analýzu ptačího společenstva bylo vybráno celkem 68 stanovišť v oblasti Choceňska - Vysokomýtska (celková velikost zkoumaného území je 64 km²). Pro výzkum byly zvoleny lokality z hlediska druhového složení dřevin, jejich stáří, vertikální členitosti a okolních biotopů. Na sledovaných lokalitách bylo v hnízdní sezóně roku 2014 zjištěno celkem 39 druhů ptáků pomocí standartní bodové metody. Ve smrkovém porostu bylo pozorováno 36 druhů ptáků, stejný počet druhů (36) v porostu dubovém. Eudominantním druhem (dominance > 10 %) byla pěnkava obecná (*Fringilla coelebs*). Druhů dominantních (> 5 %) bylo v dubovém porostu celkem 8: sýkora koňadra (*Parus major*), červenka obecná (*Erithacus rubecula*), strakapoud velký (*Dendrocopos major*), sýkora modřinka (*Cyanistes caeruleus*), budníček menší (*Phylloscopus collybita*), kos černý (*Turdus merula*) a pěnice černohlavá (*Sylvia atricapilla*) a špaček obecný (*Sturnus vulgaris*) a v porostu smrkovém 7 dominantních druhů: sýkora koňadra (*Parus major*), červenka obecná (*Erithacus rubecula*), strakapoud velký (*Dendrocopos major*), šoupálek dlouhoprstý (*Certhia familiaris*), budníček menší (*Phylloscopus collybita*), sýkora uhelníček (*Periparus ater*) a sýkora modřinka (*Cyanistes caeruleus*). V doubravách činil Shannonův index druhové diverzity 4,3, Simpsonův index 0,923, abundance 449 a podíl dutinových druhů 44,1 %. Ve smrčínách vyšel Shannonův index nepatrně nižší a to 4,2, Simpsonův index 0,92, abundance 418 a podíl dutinových druhů 34,7 %. Součet dominance eudominantních druhů činil 11,2 %, dominantních 43,6 %, subdominantních 27,3 %, recedentních 11 % a subrecedentních 6,9 %.

Na lokalitách byly zaznamenány chráněné ptačí druhy. Silně ohrožený druh - žluva hajní (*Oriolus oriolus*), se vyskytoval pouze v dubových porostech, zatímco ohrožený druh - lejsek šedý (*Muscicapa striata*) byl pozorován i ve smrkovém porostu. Stejně tak lejsek bělokrký (*Ficedula albicollis*), patřící do přílohy 1 směrnice o ptácích tu byl zaznamenán celkem 5x.

Klíčová slova: Lesní ekosystém, smrk, dub, ptačí společenstvo, diverzita, druhová skladba lesního porostu

Abstract

The two main goals of this study are to characterize communities of bird species from lowland commercial forests and to determine the relationship between the structure and diversity of these communities with their preferences for different biotopes.

Sixty eight localities were selected for the analysis of communities of bird species at regions of Choceňsko and Vysokomýtsko (the whole area comprises of 64km²). Localities were selected according to wood composition, age, vertical heterogeneity, and composition of surrounding habitats. During the breeding season 39 bird species were observed using standard point count method. The same number of species 36 was observed in both spruce and oak forests. The most dominant species (> 10 %) was *Fringillacoerebs*. Eight dominant species (more than 5 %) were observed in oak forest including *Parus major*, *Erithacus rubecula*, *Dendrocopos major*, *Cyanistes caeruleus*, *Phylloscopus collybita*, *Turdus merula*, *Sylvia atricapilla* and *Sturnus vulgaris*. In spruce forest seven dominant species: *Parus major*, *Erithacus rubecula*, *Dendrocopos major*, *Certhia familiaris*, *Phylloscopus collybita*, *Periparus ater* and *Cyanistes caeruleus*. Shannon's index of species diversity in oak was 4,3, Simpson's index 0,923, abundance 449 and hole – nesting species was 44,1 %. In spruce was Shannon's index lower: 4,2, Simpson's index 0,92, abundance 418 and hole – nesting species 34,7 %. The sum of most dominant eudominant species 11,2 %, other dominance 43,6 %, subdominance 27,3 %, recedent 11 % and subrecedent 6,9 %.

Protected bird species were detected in both localities. While critically endangered *Oriolus oriolus* occurred only in oak forests, the endangered *Muscicapa striata* occurred in both oak and spruce forests. Additionally, *Ficedula albicollis*, was observed a total of five times.

Keywords: forest ecosystem, oak, spruce, bird communities, diversity, wood composition

Obsah

1. Úvod	7
2. Literární rešerše	8
2.1 Ptáci v lesích	8
2.2 Lesy hospodářské a přírodě blízké	8
2.3 Lesy jako stanoviště	9
2.4 Fragmentace	10
2.5 Druhová skladba	11
2.6 Okrajový efekt	12
2.7 Věková struktura	14
2.8 Význam doupných stromů a mrtvého dřeva	15
2.9 Heterogenita	16
3. Charakteristika studované oblasti	18
4. Metodika	21
4.1 Výběr lokalit	21
4.2 Sčítání ptáků	21
4.3 Popis biotopů	22
4.4 Zpracování dat	22
5. Výsledky	25
6. Diskuze	32
7. Závěr	36
8. Použitá literatura	37
9. Přílohy	48

1. Úvod

Poptávka po dřevní hmotě vede k drastickému snížení neobhospodařovaných lesních ploch v celé Evropě. Dochází ke změnám ve struktuře lesa a to nejen v druhovém, věkovém složení, ale i v celkové heterogenitě porostu. Takovéto procesy způsobují nevyhnutelné změny v biologické rozmanitosti lesů a zároveň i druhů v nich žijících (Paillet et al. 2010).

Z přirozených lesů se tak stávají lesy monokulturní, silně pozměněné. V dřevinném složení monokulturních porostů nejvíce převažuje smrk, nebo borovice, případně introdukované druhy dřevin. S přirozenou skladbou je shoda zpravidla menší než 20 – 30 %. Porosty mohou být geneticky nejasného původu, stejnověké a bez etází. Bylinné patro je v takovýchto lesích velmi málo vyvinuté a většinou s nízkým druhovým složením. Také půdy jsou často ochuzeny o humus a acidifikovány. Výskyt zvláště chráněných druhů rostlin a živočichů je zde dosti omezený a celková biodiverzita porostu je velmi nízká (Pelc 1999).

Protože způsob hospodaření v lesích výrazně ovlivňuje složení lesní avifauny (z hlediska početnosti druhu i celkové rozmanitosti druhů), představuje výzkum v hospodářských lesích s rozdílnou druhovou i věkovou strukturou a jejich vliv na ptačí společenstva významnou činnost. Pro účinnou ochranu ptačího společenstva je nutné znát nejen ekologii jednotlivých druhů, ale také konkrétní dopady různých způsobů hospodaření v lesích. Z výsledků výzkumu je pak možné určit rozhodující faktory, které ovlivňují druhovou denzitu i diverzitu ptačího společenstva v lesních ekosystémech. Tyto poznatky se mohou následně implementovat do politiky lesního hospodaření.

A právě srovnáním ptačích společenstev hospodářských lesů přírodě blízkého složení a uměle vysázených lesů se zabývá tato práce. Porovnáva strukturu a diverzitu ptačích společenstev a zjišťuje, jaký na ně má vliv druhová skladba lesního porostu.

Tato práce je součástí širšího výzkumu, který se zabývá porovnáním přirozených a hospodářských lesů z hlediska různých skupin organismů (několik skupin hmyzu, měkkýši, vegetace, lišejníky, houby) v oblasti Choceňska – Vysokomýtska. Tento výzkum byl pro roky 2014 - 2015 podpořen grantem CIGA.

Cíl práce: Cílem diplomové práce je porovnat strukturu a diverzitu ptačích společenstev nížinných hospodářských lesů přírodě blízkého složení (dubové porosty) a uměle vysázených smrkových porostů. Analyzovat vliv druhové skladby lesního porostu a zhodnotit vliv okolních biotopů na ptačí společenstva na sledovaných plochách.

2. Literární rešerše

2.1 Ptáci v lesích

Z hlediska nároků na prostředí, tedy podle preference stanovišť, můžeme druhy ptáků rozdělit do čtyř základních skupin: lesní ptáky, ptáky zemědělské krajiny, mokřadní ptáky a druhy lidských sídel. Nejvyšší procento (46 %) je svým způsobem života vázáno na lesy, obecně lze tedy říci, že v lesích najdeme druhově nejbohatší skupinu naší avifauny (Reif et al. 2008). Společenstva lesních druhů ptáků jsou rozmanitá podle typu lesa – záleží zejména na jeho druhovém složení, stáří porostů a jejich věkové a prostorové různorodosti.

Lesní druhy mají velmi různorodý vztah k lesu. V lesích se vyskytují jednak specialisté, z větší části však generalisté, kteří žijí i v dalších biotopech, dále se jedná o tažné druhy, nebo druhy krmící se, popř. hnízdící, mimo les. Do lesního prostředí patří také ohrožená skupina, a to druhy s vazbou na pololes.

Biotypy lesního charakteru obývají především ptáci z řádu pěvců (*Passeriformes*) jakožto nejpočetnější skupina ze všech ptačích řádů (zahrnuje 5100 druhů). Většina pěvců jsou stromoví nebo křovinní ptáci (Šťastný et Hudec 2011). Z dalších řádů jsou to dravci (*Falconiformes*), měkkozobí (*Columbiformes*), šplhavci (*Picidae*) a další.

2.2 Lesy hospodářské a přírodě blízké

Lesní zákon vymezuje hospodářské lesy jako lesy, které nejsou zařazeny v kategorii lesů ochranných (2,5 %) nebo v kategorii lesů zvláštního určení (22,9 %). V roce 2013 spadalo do kategorie hospodářských lesů 74,6 % (ÚHÚL). Primární funkcí hospodářských lesů je produkce dřeva. Lesy musí uspokojovat také stále rostoucí nároky na mimoprodukční, tzv. veřejné funkce a to funkci vodohospodářskou, půdoochrannou, krajinnotvornou, klimatickou a rekreační (Mladenoff et Baker 1999).

Nejdůležitějším úkolem evropského lesnictví je udržitelné hospodaření, a to jak z hlediska produkce dřeva, tak i udržení mimoprodukčních funkcí lesa včetně podpory biodiverzity (Lindenmeyer et al. 2000). Lesy představují přirozené biotypy pro velký počet druhů rostlin a živočichů. Hrají tak klíčovou roli v uchování biologické rozmanitosti naší přírody.

Převaha listnatých dřevin v druhové skladbě našich lesů trvala do 18. století. Tu později vystřídal model jednodruhového lesa, který končí jednorázově holou sečí. Během následujících sta let došlo k obsáhlé přeměně původních, převážně listnatých lesů na lesy jehličnaté v rozsáhlých monokulturách (Poleno 1995). Monokultury a stejnorodé typy lesů jsou mnohem náchylnější než přírodě blízké lesy. Pestrá druhová struktura lesa umožňuje větší množství interakcí v rámci fungování celého ekosystému (Miko et Hošek 2009). Jejím základem by měly být druhy dřevin, které byly součástí původních, přirozených skladeb lesních ekosystémů.

Pro studium biologické diverzity lesních ekosystémů jsou vhodná ptačí společenstva (Wiens 1989). Ptáci mají vrcholné postavení v potravním řetězci, jsou citlivé ke změnám v krajině, mají pevnou vazbu na své hnízdní prostředí a bohatá společenstva a proto se mohou využít jako bioindikátory, nebo pro biomonitoring (Zasadil 2001; Šťastný et al. 2004; Šťastný et al. 2005). Předmětem mnoha výzkumů jsou ekologické souvislosti mezi věkovou a druhovou strukturou lesa (přetvářenou lesním hospodařením) a diverzitou společenstev ptáků (DeGraaf et al. 1998; King et al. 1996; King et al. 2000; Wendy et al. 2003; Yahner 2000).

Porovnáním ptačích společenstev v lesních rezervacích a listnatých lesích holosečně obhospodařovaných bylo zjištěno, že celková denzita druhů vázaných na lesní prostředí byla nižší v hospodářských lesích (Thompson et al. 1992). Raphael et al. (1988) se zabýval vlivem lesního hospodářství na krajinnou strukturu a populační změny ptáků v borovicových lesích. Z výsledků vyplývá, že různověká mozaiková struktura lesních celků vytvořená vlivem lesního hospodářství může redukovat populace stálých druhů a zároveň přispět k zvýšení početnosti některých druhů migrantů. Virkkala (1991) tvrdí, že početnost ptačích specialistů vázaných na pralesní komplexy v minulosti dramaticky poklesla právě v důsledku přeměny této původní krajiny na lesy hospodářské. Tomu nasvědčuje i zjištění Adamíka et al. (2003), že hmyzožraví ptáci mají v pralesním porostu mnohem širší potravní niky než v monokulturním hospodářském lese.

2.3 Lesy jako stanoviště ptačího společenstva

Většina změn v krajině Střední Evropy ovlivňující ptačí populace, je v současné době ovlivňována člověkem (Pärt et al. 2007). Způsob hospodaření v lesích výrazně ovlivňuje složení lesní ornitocenózy a to v početnosti druhů, i v celkové rozmanitosti druhů. Některé druhy jsou na ústupu. Pro jejich účinnou ochranu je nutné znát ekologii jednotlivých druhů a také konkrétní dopady způsobů hospodaření v lesích na ptačí společenstva.

Během několika posledních let se začal výrazně probírat úbytek druhů živočichů vlivem antropogenní činnosti (Yu et Guo 2013). Existuje nespočet studií zabývajících se diverzitou ptačích druhů (Cody 1993, Burgess 2002, Uezu et Metzger 2011). A nespočet prací se zabývá druhovou diverzitou ptáků na různých lokalitách v České republice. Sumarizace jejich výsledků je však problematická kvůli metodickým postupům mezi studiemi. Tento problém lze vyřešit použitím dat z Jednotného programu sčítání ptáků (Janda et Šťastný 1984), na

němž se podílí desítky ornitologů pracujících jednotnou metodikou na bodových transektech, rozmístěných po celé ČR.

Konkrétními vlivy typů biotopů a charakteristik lesních porostů na ornitofaunu se zabývalo mnoho autorů po celém světě např. Cody (1974), Bakermans et Rodewald (2012), Rosenwald et al. (2011). Vztahem mezi diverzitou ptačího společenstva a strukturou porostů studovali např.: Erdelen (1978), Zenker (1980).

V podmínkách středoevropských lesů má zřejmě největší vliv na strukturu a diverzitu ptačího společenstva celková heterogenita lesního porostu (Zasadil 2003, Reif 2007).

2.4 Fragmentace

Stejnověké hospodářské systémy vytvářejí specifickou horizontální strukturu lesních porostů v krajině. Jsou charakteristické svou mozaikovitou strukturou stejně starých lesních celků. Mýtný věk determinuje procentuální zastoupení těchto celků v jednotlivých věkových třídách. Uměle vysázené hospodářské lesy mohou mít vyšší procento sukcesních stádií v porovnání s lesy přírodě blízkými. Takovéto hospodaření má drastické následky na diverzitu biocenóz a jejich ekologickou stabilitu (Korňan 2006). Bylo prokázáno, že fragmentace vede ke zvýšenému počtu uměle vytvořených stanovišť (Fahrig 2003). Uspořádání různých segmentů rozdílných věkových tříd bude mít zásadní vliv na disperzi ptačích populací. Velikost segmentů z hlediska věkové struktury určuje mozaikovitost biotopu. V určitých případech může rozmístění segmentů s různými věkovými třídami zvětšit obvod lesního okraje a tím přispět i k okrajovému efektu (Korňan 2006). Mozaikovitost lesních bloků by mohla být vhodná pro druhy ptáků, které vyžadují různé druhy stanovišť (Petty et Avery 1990). Oproti tomu fragmentací uceleného lesního porostu budou silně ovlivněny druhy úzce specializované na konkrétní typy biotopu (Howell et al. 2000). Úzce specializované druhy ptáků budou vnímat pozměněný biotop jako suboptimální a budou nuceny přesídlit jinam. Populace ptačích druhů citlivých na zmenšování krajinných fragmentů (Villard 1998, Davis 2004, Fraser et Stutchbury 2003) s klesající velikostí fragmentů v krajině ubývají. Někdy mohou být změny v početnosti ptačích populací, ale i rozdíly v míře predčního tlaku v daném krajinném fragmentu, ovlivňovány nejen vlastnostmi fragmentu samotného, ale mohou záležet na složení okolní krajiny (Jokimäki et Huhta 2000, Dunford et Freemark 2004).

V přírodní rezervaci v CHKO Litovelské Pomoraví Machar (2007) hodnotil vliv fragmentace souvislého komplexu lužního lesa na strukturu ornitocenózy. A sledoval vliv lesnických zásahů na komplex lužního lesa. Za období bezzásahového režimu se významně zvýšila celková denzita ornitocenózy a zvýšila se i celková míra diverzity ptačího společenstva. Zvýšil se počet druhů hnízdících v dutinách, křovinách a na zemi.

Zjistil také, že fragmentace lesa zvýšila druhovou diverzitu hnízdících druhů ptáků, charakteristických pro otevřenou krajinu v místech, kde se původně tyto druhy nevyskytovaly.

Naopak druhy typicky lesní, strakapoud prostřední (*Dendrocopos medius*) a datel černý (*Dryocopus martius*), vyskytující se ve starších lužních lesích, po fragmentaci zcela vymizely. Fragmentace lesní geobiocenózy holosečí tak nastartovala proces změn diverzity a denzity dosud relativně stabilního hnízdního společenstva ptáků.

Mnoho studií také potvrdilo negativní vliv fragmentace krajiny na diverzitu, početnost a hnízdní úspěšnost lesních pěvců v maloplošných lesních fragmentech (např. Hannon et Cotterill 1998, Bayne et Hobson 2001, Ford et al. 2001). VanderHaegen et al. (2002) uvádí, že s rostoucí jemnozrnností mozaiky fragmentované krajiny a zmenšující se plochou jednotlivých biotopových fragmentů, může riziko hnízdní predace v člověkem osídlené a ovlivňované krajině výrazně narůstat. To potvrzují další dvě studie: Andrén et al. (1985), Yahner et Scott (1988). Nour et al. (1993), Andrén (1995), Batáry et Báldi (2004), Městková et al. (2012) svým výzkumem tuto teorii nepotvrdili. V lesním prostředí zaznamenali stejný predací poměr, jako ve vysoce fragmentované krajině.

Negativní vliv fragmentace bude možné sledovat zejména u fragmentů vzniklých v nedávné minulosti, protože ptáci, kteří je osídlili, se na člověkem pozměněnou krajinu nestihli adaptovat (Hagan et al. 1996).

2.5 Druhov^á skladba

Druhov^á struktura lesů je dána především přechodem subatlantického a kontinentálního klimatu, geologickou stavbou a pestrou geomorfologií. V nižších nadmořských výškách převažují v přirozených podmínkách dubové a habrové lesy, které přecházejí v bukové a jedlové lesy a v nejvyšších polohách převažují smrkové porosty. Vlivem rostoucí populace se zvýšila poptávka po dřevní hmotě a docházelo tak v minulosti k plošnému vysazování rychle rostoucích smrkových a borových monokultur. A právě z tohoto důvodu jsou lesy ČR tvořeny převážně jehličnatými porosty. Takovéto porosty však nejsou schopny odolávat abiotickým a biotickým disturbancím (Issar 2014).

Přirozená biologická rozmanitost v lesích významně poklesla právě v důsledku intenzivního obhospodařování, zejména výsadbou smrkové monokultury, které tvoří většinu porostů a nezajišťují tak biotopy nutné pro život řady původních lesních rostlin a živočichů. Zvláště nápadně se to projevuje v teplých nížinných lesích (Konvička et al. 2006). Na základě vyhodnocení družicových snímků je u nás 13,1 % území pokryto přírodě blízkými ekosystémy (z toho lesy 11 %); ekosystémy přírodě vzdálené zaujímají 86,9 % území – z toho 22,5 % je tvořeno nevhodnými jehličnatými monokulturami (Míchal 2006).

V lesním hospodaření se dnes postupně upouští od pěstování uniformních monokultur, zvyšuje se podíl přirozenějších pěstebních metod a prosazuje se obnova odpovídající podmínkám stanovišť (Konvička et al. 2006). Tudíž můžeme mluvit o jistém pokroku v pěstování hospodářských lesů (Vacek et Podrázský 2008).

Druhové složení lesů v ČR se pozvolna mění. Plocha jehličnatých dřevin se snižuje (72,9 %). Trendem je zvýšení zastoupení listnatých dřevin, zejména dubu (7,1 %) a buku (7,8 %). Podíl listnatých dřevin je nyní 25,9 % (UHÚL 2013).

Vliv dominance jehličnatých a listnatých porostů na ptačí společenstva v lesním prostředí sledoval Cherenkov (1996). Zaznamenal, že si pro hnízdění vybíral drozd zpěvný (*Turdus philomelos*) porosty s dominancí listnatých stromů. Také výskyt strakapouda prostředního (*Dendrocopos medius*) závisí na poměru jehličnatých a listnatých stromů (Kosinski et Winiecki 2005). Městková et al. (2012) studovali hnízdní predaci. Z výsledků je patrné, že k hnízdní predaci dochází v jehličnatém lese mnohem častěji, než je tomu v listnatém či smíšeném lese. Významnost druhové skladby na diverzitu a početnost ptačího společenstva potvrdil výzkum v Novohradských horách (Zasadil 2002). A to zejména přimíšením listnatých dřevin do jehličnatého porostu. Jako druhově nejchudší se pak ukázaly lesy rozsáhlé, stejnověké monokultury smrku (ve věku 30 - 40 let), kde se vyskytovalo jen několik málo euryekních druhů. O něco bohatší byly starší smrkové monokultury, které už poskytovaly hnízdní možnosti dutinovým druhům ptáků. Nejbohatší byly smíšené porosty listnatých a jehličnatých dřevin, které byly obnovované - s rozčleněnou věkovou strukturou, nebo porosty pralesovitého charakteru. Stejnověké monokultury buku a jiných listnatých dřevin nevykazovaly o mnoho vyšší diverzitu než monokultury smrku. Gjerde et Sætersdal (1997) uvádějí, že hustá a uniformní struktura smrkových monokultur omezuje potenciální diverzitu ptáků smrkových lesů (např. nízká denzita dutinových druhů způsobena malým počtem doupných stromů). A tyto podmínky se během existence monokultury příliš nemění. Autoři nabízejí i komplexnější pohled na monokultury z hlediska významu heterogenity prostředí. Rozlišují význam lokální a regionální diverzity ptačích společenstev. Na lokální úrovni (v porostech smrkových monokultur) může být ptačí diverzita nižší v důsledku monotónnosti prostředí, avšak na úrovni regionální (v porostech, jejichž součástí jsou menší porosty různých dřevin a tedy i smrkových monokultur) se diverzita ptáků v souvislosti s rostoucí heterogenitou prostředí podstatně zvyšuje.

2.6 Okrajový efekt

K účinkům k „Edgeeffects“ dochází na rozhraní dvou sousedních ekosystémů vzájemnou interakcí (Murcia 1995). Mohou být způsobeny rozdílnými abiotickými podmínkami, jako je intenzita záření, teplota, proudy vzduchu či vlhkost. Ale také přímými biotickými vlivy, např. jako následek změny hojnosti, distribuce druhu způsobená fyziologickou tolerancí druhu, nebo nepřímé biologické účinky, jako například interakce dravec – kořist, parazitismus a kompetice (Murcia 1995). Kompetici na vnitrodruhové úrovni popsal u strak obecných (*Picapica*) Jerzak (2001), na mezidruhové úrovni u vrabců domácích (*Passer domesticus*) a salašníku modrých (*Sialiasialis*) Gowaty (1984).

Okrajový efekt představuje pozitivní i negativní vliv pro biocenózu. Pozitivní vliv z hlediska zvýšení rozmanitosti (Johnston 1947). V důsledku fragmentace krajiny se zvyšuje

obvod okrajových biotopů. Zvýšením poměru obvodu okrajových biotopů se podporuje míra diverzity dostupných zdrojů (Ries et Sisk 2004). Zdrojově pestřejší okrajové biotopy mohou preferovat ptáci při hledání hnízdních míst. Moskát et Székely (1989) vysledovali, že obecné druhy holin (drozd zpěvný *Turdus philomelos* a červanka obecná *Erithacus rubecula*) v tomto biotopu ve skutečnosti nehnízdí, ale jen tuto plochu navštěvují.

Účinky okrajového efektu jsou méně výrazné ve velkých fragmentech vzhledem k jejich poměru (Helzer et Jelinski 1999). Virkkala (1987) uvádí, že okrajový efekt způsobil v lesích jižního Finska (kde jsou tamější holiny a plošky malého rozsahu) vzrůst celkové denzity avifauny. V severním Finsku jsou holiny a plošky většího rozsahu, zaznamenal zde nižší denzitu.

Negativní vliv okrajového efektu dokazuje nespočet studií. Robinson et al. (1995) prokázal, že při lesních okrajích, následkem vyšší hnízdní predace a parazitismu, ovlivňuje reprodukční procesy u ptáků. Také byla sledována nižší natalita (Ortega et Capen 1999). Huhta et al. (1999) zaznamenal sníženou hmotnost u mláďat, kterou vysvětlil nižší potravní možností dospělých jedinců.

O vlivu okrajového efektu na hnízdní predaci pojednává řada dalších studií, např.: Gates et Gysel (1978), Chasko et Gates (1982), Storaas et Wegge (1987), Andrén et Angelstam (1988), Andrén (1992), Paton (1994), Bayne et Hobson (1997), Fenske-Crawford et Niemi (1997), Albrecht (2004), Batáry et Báldi (2004) a Schiegg et al. (2007). Hnízdní predace je velmi významným mortalitním faktorem, který ovlivňuje populační dynamiku i životní strategie ptáků (Wilcove 1985, Weidinger 2002, Remeš 2005, Roos 2006). Okrajový efekt na míru hnízdní predace se projevil nejsilněji do vzdálenosti 50 – 200 metrů od přechodu dvou biotopů (Paton 1994, Batáry et Báldi 2004). Storch et al. (2005) uvádí vzdálenost až 4 – 5 km. Intenzita okrajového efektu na hnízdní predaci se mění s ostroty přechodu jednoho biotopu v druhý (Deng et al. 2003, Schneider et al. 2012). Huhta et al. (1996), Conner et Perkins (2003), Batáry et al. (2014) aj. pojednávají o mozaikové krajině s ostrými přechody, které jsou většinou způsobené následkem lidské činnosti. Naopak, u graduálních přechodů mezi biotopy podobné fyziognozie – kde se jedná většinou o přirozená stanoviště - je jen malý počet studií zabývajících se okrajovým efektem (př.: Wallander et al. 2006, Schneider et al. 2012).

Latta et Baltz (1997) a Weinberg et Roth (1998) také zaznamenali negativní vliv okrajového efektu, způsobeným následkem těžby. U lesních pěvců se projevil parazitismem a hnízdní predací. Fauth (2000) ani Huhta et al. (1999) nepotvrdili tuto domněnku. Městková et al. (2012) zjistili, že predací tlak působí na okraji stanovišť obdobně jako na lesních ploškách. Na základě jejich dat se tak nemohou přiklonit k hypotéze o negativním vlivu okrajového efektu hnízdní predací. K obdobným výsledkům došli Angelstam (1986), Ratti et Reese (1988), Yahner et al. (1989), Nour et al. (1993), Lahti (2001), Rodewald (2002) a Svobodová et al. (2004). Bayne et Hobson (1997) vysvětlují negativní vliv těchto ekotonů především z důvodu větší rozmanitosti a četnosti dravců podél okrajů, kde je pro ně větší nabídka potravy.

2.7 Věková struktura

V přirozených lesích se jedinci, odumírající v důsledku stáří, chorob, nebo napadení škůdci, neustále nahrazují a obnova lesa je tím nepřetržitá. Věková i druhová struktura je tak více heterogenní, než v lesích obhospodařovaných. Naproti tomu uměle vysázené stromy s daným obmýtim vedou k vytvoření jednotného složení a věku porostu. V takovémto lese je nízký podíl starých a odumřelých stromů. V lesích evropského typu, kde byl vývoj silně ovlivněn antropogenní činností, je jedním z cílů hospodaření dosažení potřebné věkové rozrůzněnosti. Trend vývoje hospodářských způsobů směřuje k takovým porostům, na jejichž ploše se současně vyskytuje více generací stromů. Dle Lahde et al. (1991) a Esseen et al. (1997) je rozdílná věková struktura stromů důležitým prvkem pro přirozeně se rozvíjející lesy. Nerovnoměrná věková struktura pozitivně působí na biodiverzitu přirozených lesů. Úměrné zastoupení lesních porostů a jejich etází ve všech věkových třídách je předpokladem trvalosti a vyrovnanosti produkce dřeva a také podmínkou vyrovnaného plnění mimoprodukčních funkcí lesů a ekologické stability lesů.

Věková struktura našich lesů je nerovnoměrná. V posledních letech narůstá počet přestárých porostů (nad 120 let). Částečně je to způsobeno režimem obhospodařování lesů ve zvláště chráněných územích a lesů ochranných (ÚHÚL 2011). V hospodářských lesích zůstává ponecháno ale jen málo doupných, starých či odumřelých stromů (Kodet et al. 2007). Kácení stromů se provádí ve chvíli, kdy je to pro člověka ekonomicky nejvýhodnější, to znamená v poměrně mladém věku. Tím je znemožněné utváření přirozených dutin a úkrytů pro živočichy, které se vytváří až v pozdějším věku stromů. Holosečně obhospodařované hospodářské lesy jsou charakteristické vysokým zastoupením druhů ptáků, které jsou vázané na časná sukcesní stadia lesa (Thompson et al. 1992). Hof et Raphael (1993) hledali optimální skladbu věkových tříd lesa tak, aby vznikla nejvyšší možná hustota ptačího společenstva. Ideální stav je podle nich zastoupení všech věkových tříd. Protože každá věková třída má své charakteristické druhy.

To znamená, že změny ve věkové struktuře vlivem lesního hospodaření bude preferovat skupina druhů ptačího společenstva, pro kterou je optimální věkové složení převládající věkové třídy (Korňan 2006).

Rosenvald et al. (2011) sledoval vliv stáří porostů na druhové složení avifauny. Porovnával hospodářský les v mýtném věku se starým porostem, ve kterém zaznamenal vyšší diverzitu i denzitu druhů. Hobson et Bayne (2000) pozorovali ptačí společenstva v Kanadě, v topolových lesích různého věku. Druhově nejbohatší se ukázaly staré porosty. Oproti tomu kanadská studie v porostech jedle balzámové, kde Thompson et al. (1999) porovnával staré porosty s 40 – 60 letými, udává významně vyšší druhovou rozmanitost i abundanci ve 40 letém porostu.

Vlivem věku porostu na strukturu ptačího společenstva se dále zabývalo mnoho autorů (Glowacinski 1975, Šťastný et Bejček 1984, Exnerová 1990). Křištín (2000) porovnával strukturu hnízdících druhů ptáků v mladém, smíšeném bukovém porostu a v přilehlém 80 – 100 letém porostu. Zaznamenal významně vyšší počet hnízdících druhů ve starším porostu, v mladém porostu pak více druhů nehnízdících, vyhledávající zde pouze potravu. Lešo (2003)

porovnával ve své studii tři plochy (mlazina, tyčkovina, tyčkovina s výstavky) a zjistil, že věkový rozdíl porostu o 10 let se v mladších růstových fázích listnatého lesa projevuje výrazně na struktuře a celkovém charakteru porostu. Skoro polovina druhů hnízdících v mlazině se na ostatních plochách vůbec nevyskytovala. Naopak v tyčkovině se nevyskytovaly druhy vázané na křoviny a otevřené biotopy. Ale zato nastoupily druhy hnízdící v korunách stromů a dutinách.

2.8 Význam doupných stromů a mrtvého dřeva

Doupné stromy jsou stromy, nebo zbytky stromů s dutinami, vzniklé různými přírodními procesy rozpadem střední části kmene v důsledku napadení hnilobami, nebo vyhloubením zejména datlovitými ptáky (Hribet Němec 2009).

Ponechání starých stromů v hospodářských lesích k samovolnému rozpadu je velmi důležité. Dřevo v různém stádiu rozkladu má v přírodě nezastupitelnou funkci pro jeho schopnost zadržovat vodu (Horák 2008). Dříve bylo ponechávání starého, odumřelého dřeva v lesním porostu považováno jako zanedbávání lesa a nedostatek výchovné probírky. Staré a odumřelé dřevo však ovlivňuje celý ekosystém. Velmi cennou funkcí je zvyšování biodiverzity lesních ekosystémů. Poskytují živočichům i rostlinám (mezi nimi velký počet přísných specialistů odkázaných jen na odumřelé stromy) přirozené životní podmínky, potravní zdroje (Hrib et Němec 2009) a prostorové niky (místo k životu, úkryt) Czeszczewik et al (2013). Doupné stromy poskytují úkryty velkému počtu druhů nejen dutinových živočichů. Mnoho z nich si neumí vydlabat svou dutinu k úkrytu či hnízdění a proto jsou odkázáni právě na doupné stromy, ponechané v lesním porostu. V tlejícím dřevu starých stromů se vyvíjí velký počet druhů bezobratlých živočichů, zejména hmyzu, který slouží jako potrava pro jiné živočichy, např. ptáky (Müller et al. 2007, Moning et Müller 2009). Další významnou úlohou je schopnost zásobovat půdu živinami. Tlející biomasa vytváří bohatý substrát pro rostliny i houby. Odumřelé dřevo je tak jednou z druhově nejbohatších nik lesního ekosystému (Horák et Doležalová 2010).

Netopýři a ptáci patří do významné skupiny živočichů, kteří trpí nedostatkem starých či odumřelých stromů. Schází jim především možnost úkrytu v dutinách (Podrázský 1999). Nedostatek úkrytů, hnízdních možností a potravních zdrojů může být pro některé druhy zásadní. Řada lesních druhů se proto stala vzácnými a ohroženými. Proto takovéto stromy zasluhují maximální ochranu. Péče o doupné stromy probíhá např. na Vysočině, kde jsou takovéto stromy označeny modrým trojúhelníkem a zakresleny do lesnických porostních map. Označené stromy tak nebudou pokáceny z důvodu zdravotního ani tvarového výběru v lesním porostu (Kodet et al. 2007).

Velký vliv na početnost druhů ptáků mají právě doupné stromy. Doupné stromy poskytují jak vyšší potravní nabídku, tak i lepší hnízdní možnosti (Remm 2008, Remm et Löhmus 2011). Z výsledků studie dutinových ptáků (Holt et Martin 1997) je patrné, že dostupnost dutin byl hlavním limitujícím faktorem, který ovlivňoval osídlení holosečí těmito druhy ptáků. Predace hnízd zde byla výrazně vyšší. Rosenvald et. al. (2011) popisuje

množství mrtvého dřeva v lesním porostu jako hlavní faktor ovlivňující ptačí společenstva. Výzkum účinků různých intenzit postupů v lesním hospodářství v Bělověžském pralesu (Czeszczewik et al. 2014) prokázal podstatně nižší četnost hmyzožravých a dutinových ptáků v obhospodařovaném porostu oproti tomu bezúdržbovému. Virkkala (1987) porovnával smrkové porosty fragmentované, uniformní, kulturní borový les a borový prales. Nejpočetnější skupinu dutinových druhů (2x vyšší) sledoval v borovém pralesu. Kropil (1996) vedl výzkum v jedlobukovém lese. Pozoroval vysoký počet dutinových druhů a také druhy, které nejsou typickými dutinovými druhy (drozd zpěvný *Turdus philmelos*, kos černý *Turdus merula*), že hojně využívali dutiny stromů pro hnízdění. Hobson et Bayne (2000) uvádí další faktory ovlivňující výskyt dutinových druhů. Kromě množství mrtvého dřeva a doupných stromů hraje významnou roli také tloušťka kmenů. Dutinovými druhy se zabývají i další práce (Glowacinski 1975, Exnerová 1990).

2.9 Heterogenita

Heterogenita prostředí může být pochopena ve dvou rovinách. Jednak jako heterogenita horizontální, kdy jde o množství typů prostředí, které dohromady skládají krajinnou mozaiku. A nebo jako heterogenita vertikální, kterou si lze představit např. v bohatě strukturovaném lesním porostu, kde počet druhů ptáků roste s počtem pater v lesní vegetaci (Schulter et Ricklefs 1993). Roth (1976) prokázal, že na diverzitu ptačího společenstva má vliv nejen vertikální, ale i horizontální diverzita vegetace.

Porostní struktura má vliv na ptačí biodiverzitu (Bakermans et Rodewald 2012). Výsledky jejich studie naznačují, že struktura porostu biotopu v heterogenním prostředí může být nezbytná pro ochranu společenstva lesních druhů ptáků. Takovéto prostředí jim poskytuje lepší potravní i úkrytové možnosti. Městková et al. (2012) se zabývali hnízdní predací. Z výsledků vyplývá, že míra predace koreluje s umístěním hnízda a strukturou vegetace v jeho okolí. Čím složitější bude struktura porostu, tím je méně pravděpodobné, že bude hnízdo zničeno (Yahner et Scott 1988, Bayne et al. 1997). Vztahem mezi diverzitou ptačího společenstva a strukturou porostů studovali také Erdelen (1978), Zenker (1980) a Czeszczewik et al. (2014). Podle výzkumu o vlivu struktury lesního ekosystému na diverzitu ptačího společenstva v Novohradských horách (Zasadil 2002) se projeví všechny sledované charakteristiky (druhová diverzita, věková diverzita, zastoupení podrostu, zastoupení vyšších věkových tříd a celková heterogenita porostu) jako významné. Nejvyšší významnost však byla prokázána u celkové heterogenity porostu. S rostoucí heterogenitou lesního porostu rostla diverzita i početnost ptačího společenstva. Smíšené porosty listnatých a jehličnatých dřevin, které jsou obnovované s rozčleněnou věkovou strukturou, nebo porosty pralesovitého charakteru označili za nejbohatší biotop z hlediska avifauny. Podobně také James et Warmer (1985) porovnávali denzitu a druhovou bohatost ptačích společenstev s celou řadou kvantitativních, kvalitativních a strukturálních charakteristik vegetace. Největší vliv měla hustota, druhová bohatost a celková výška porostu. Rotemerry (1985) ve své práci zanalyzoval podobnost různých vzorků z hlediska druhového složení vegetace a zjistil, že

druhové složení avifauny je z 55 % ovlivněno druhovým složením dřevin a z 35 % strukturou vegetace.

Zajímavá je i studie, kterou se zabýval Townsend (2008). Studoval vliv evaporace porostu na druhovou diverzitu ptáků. Zjistil, že je vyšší, čím vyšší je potenciální evaporace.

3. Charakteristika studované oblasti

Sčítací body byly rozmístěny v lesích Pardubického kraje, mezi městy Choceň (49°59'59" N, 16°13'2" E), Borohrádek (50°5'52" N, 16°5'38" E), Holice (50°4'18" N, 15°59'15" E) a Zámorsk (49°59'21" N, 16°7'41" E). Rozloha studované oblasti zaujímá 64 km².

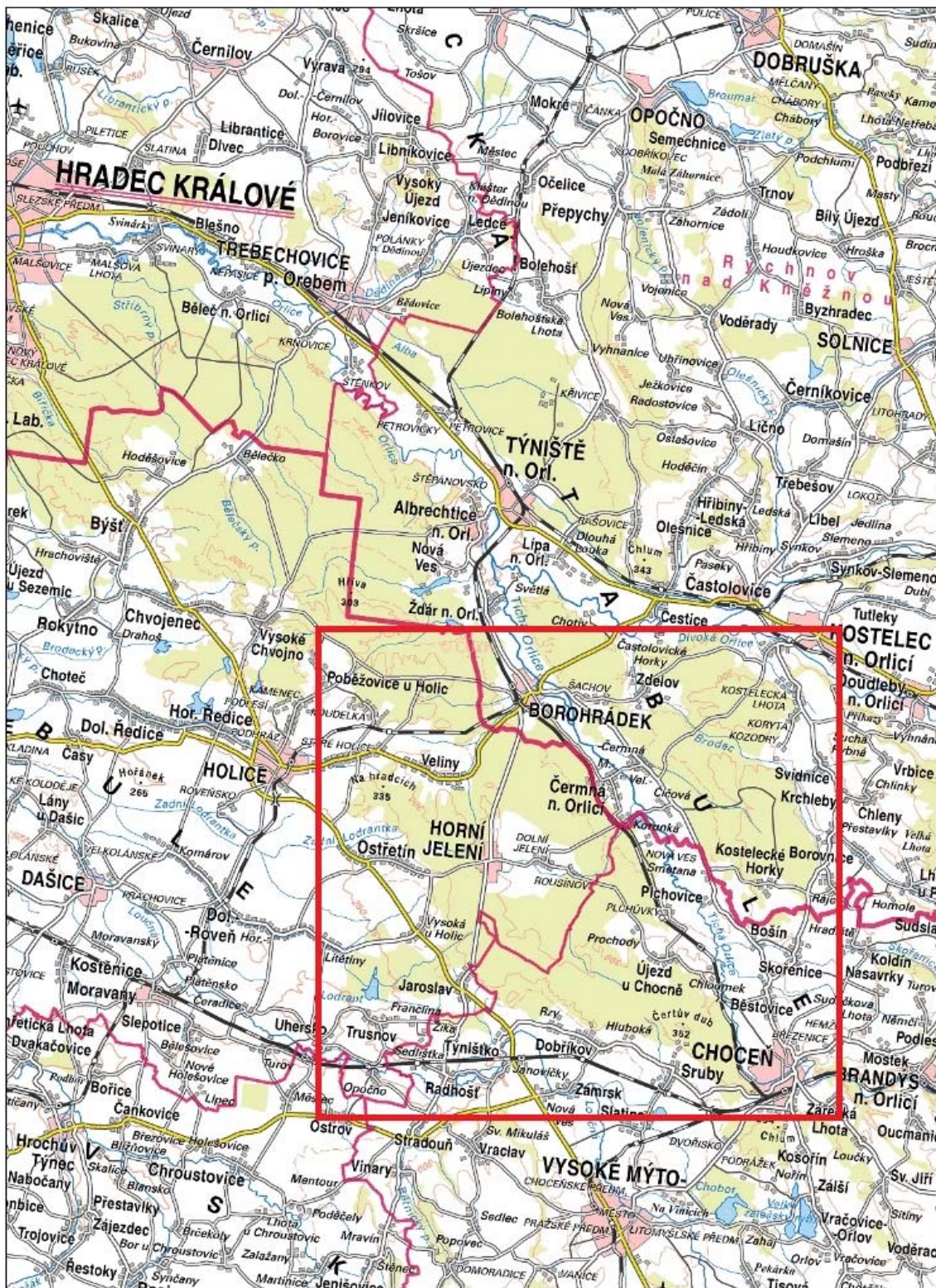
Les zaujímá z celkové výměry půdy v Pardubickém kraji 130 519 ha a představuje tak lesnatost 28,88 %. Z hlediska druhové skladby převažují lesy jehličnaté 78,27 % nad listnaté 20,13 % největší zastoupení má smrk 55,12 %, borovice a modřín. Z listnatých pak buk lesní, dub zimní a olše lepkavá.

Fytogeograficky patří Pardubicko do oblasti mírného pásma opadavých listnatých lesů palearktické oblasti, biogeografickým členěním do hercynské podprovincie (Culek 2005).

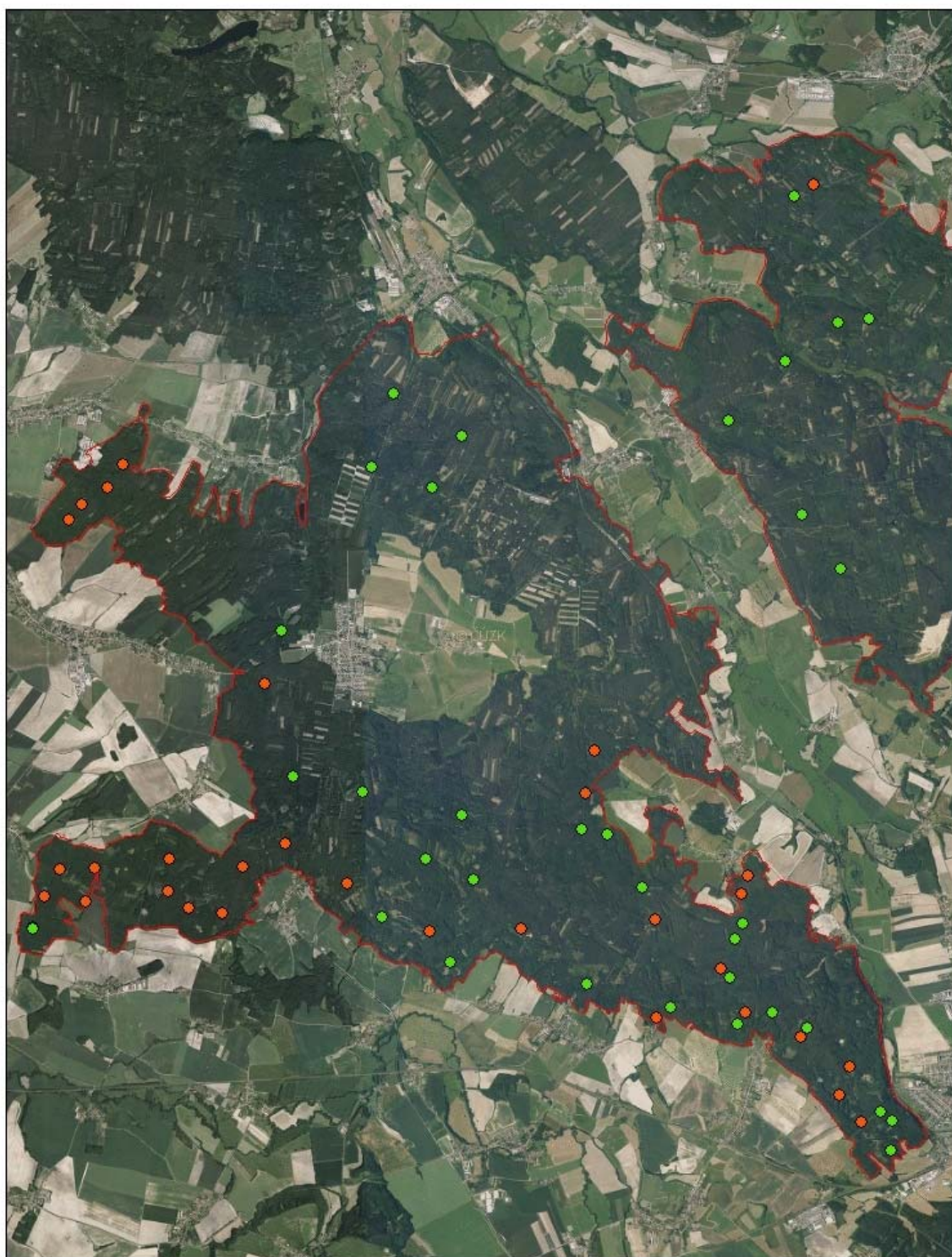
Vybraná lesní plocha se pohybuje v nadmořské výšce od 258 do 360 m.n.m. Spadá do klimatické oblasti teplé (T2), okrsku teplého, mírně suchého s mírnou zimou a z menší části do oblasti mírně teplé (MT11) Průměrný roční úhrn srážek zde je 680 mm a průměrná roční teplota vzduchu 8°C (Choceň 2013)

Studovaná plocha spadá do přírodní lesní oblasti PLO 17 – Polabí. Značná část lesních společenstev je hospodářského charakteru (87,15 %) s nepůvodním druhovým většinou monokulturním složením (smrk ztepilý *Picea abies*), v menší míře se tu vyskytuje dub zimní (*Quercus petraea*), borovice lesní (*Pinus silvestris*), habr obecný (*Carpinus betulus*). Porosty jsou lehce promíšené, vytvářejí menší enklávy a proto je les celkově mozaikovitý. Díky pasekám, lesním školkám a cestám je také lehce fragmentovaný. Smrkové porosty jsou zcela bez podrostu, v dubových porostech je nevýrazně vyvinuto keřové patro (především krušina olšová *Frangula alnus*) a bylinné patro. V blízkosti se nachází několik vodních ploch, z nichž největší je rybník Lodrant.

Obr. č. 1. Mapa sledovaného území a jeho okolí.



Obr. č. 2. Mapa choceňského lesa a vyznačené sčítací body.



Legenda

-  Spruce
-  Oak
-  Sledovaná oblast

1:70 000

4. Metodika

4.1 Výběr lokalit

Při terénním průzkumu ve studovaném území regionu Choceňska bylo stanoveno celkem 68 sčítacích bodů, 34 ve zbytcích původních porostů s převahou dubu (*Quercus petraea*) a dalších 34 v nepůvodních porostech s převahou smrku ztepilého (*Picea abies*). Všechny body se nacházely v uceleném, starším porostu hospodářského lesa nížinného charakteru. Každý z těchto bodů je vybrán tak, aby byl vzdálen 100 metrů od okraje lesa. Každý sčítací bod je přesně určen pomocí GPS souřadnic a zanesen do mapy.

4.2 Sčítání ptáků

Kvantitativní a kvalitativní charakteristiky ptačích společenstev byly zjišťovány pomocí standartní bodové metody (Bibby et al. 1992). Tato metoda umožňuje zjišťovat početnost jednotlivých druhů ptáků a druhovou strukturu v zájmovém území, na předem zvolených místech a při daném časovém intervalu (Järvinen 1978) v hnízdním období (Janda et Řepa 1986). Při hodnocení diverzity ptáků bodovou metodou v různých prostředích je nutné přizpůsobit vzdálenost tomu prostředí, kde je nejhorší zjistitelnost jednotlivých druhů. Pro lesní prostředí je lepší používat menší vzdálenost (Reif et Musil 2005).

V hnízdní sezóně (duben – květen) 2014 se provedla dvě sčítání. Na každém sčítacím bodě se v ranních hodinách a za příznivého počasí zaznamenávali po dobu 10 minut všichni registrovaní jedinci a to na základě vizuálního a akustického pozorování v okruhu 25 metrů od sčítatele. Vzdálenost 25 metrů byla zvolena tak, aby se podařilo zaznamenat všechny druhy a nedocházelo ke zkreslení početnosti. Protože při delší vzdálenosti jsou hlasové projevy některých druhů ptáků (např. králíčka obecného) méně nápadné oproti jiným druhům (např. drozda) a došlo by tak ke zkreslení údajů v početnosti (Janda et Řepa 1986).

V průběhu sezóny byly provedeny 2 kontroly. (Janda et Řepa 1986) doporučují sčítat na každém bodě minimálně 2× za sezónu. První kontrola se uskutečnila v druhé polovině dubna, druhá kontrola proběhla v druhé polovině května. Tyto termíny byly stanoveny tak, aby postihly vrchol hlasové aktivity většiny sledovaných druhů.

Zaznamenáván byl počet párů. Za zjištěný pár byli považováni (Bibby et al 2007): zpívající samec, hnízdo s mládřaty nebo rodiče s vyvedenými mládřaty byli počítáni jako jeden pár. Pokud byl pozorován jen sameček nebo jenom samička bez partnera, byla přesto

započítána jako pár. V případě celého hejna se postupuje tak, že se počet jedinců vydělí 2 a zaokrouhlí nahoru (Bibby et al. 2000).

Za výslednou početnost každého druhu byla považována vyšší zjištěná hodnota z obou provedených kontrol. Při zpracování dat porovnáváme rozdíly v charakteristikách ptačích společenstev jednak mezi oběma srovnávanými biotopy navzájem a jednak ve vztahu k charakteristikám prostředí (struktura a složení vegetace, izolovanost, okolní biotopy).

4.3 Popis biotopů

Zároveň se sčítáním proběhl na lokalitách podrobný průzkum biotopů: druhové složení dřevin, keřů a rostlin, věková struktura dřevin, zápoj, množství odumřelého dřeva, stromové dutiny a celková heterogenita. Pro popis porostu v místech sčítání se vytvořila samostatná tabulka, kam se zaznamenávaly druhy stromů, keřů, rostlin, celková heterogenita, věk porostu, množství stromů nad 80 let, doupných stromů a mrtvého dřeva ležícího na zemi. Zároveň se pořizovaly fotky pokryvnosti. Tyto charakteristiky byly sledovány v okruhu 50 m. Přičemž pro zjištění přítomnosti doupných stromů bylo nutné projít tuto lokalitu napříč dvěma směry. Charakteristiky prostředí nakonec nebyly zpracovány do této práce.

4.4 Zpracování dat

Pro každý zjištěný druh byly vypočítány základní kvantitativní charakteristiky - Dominance d a frekvence F . Dominance je procento složení biocenózy bez ohledu na velikost plochy. Dominance se vypočítá dle vzorce:

$$D = \frac{n}{S} * 100 ,$$

kde n je počet jedinců určitého druhu a S je celkový počet jedinců. Podle hodnoty dominance rozdělujeme ptačí druhy na 5 kategorií (Losos 1984):

- Eudominantní 10 – 100 %
- Dominantní 5 – 10 %
- Subdominantní 2 – 5 %
- Recedentní 1 – 2 %
- Subrecedentní 0 – 1%

Frekvence vyjadřuje intenzitu výskytu určitého druhu na lokalitě v procentech. Zjišťuje se jako podíl počtu bodů, na kterém se druh vyskytl k celkovému počtu bodů. Počítá se vzorcem $F = ni/n * 100$, kde ni je počet vzorků, který obsahují daný druh a n je celkový počet vzorků.

Pro každý sčítací bod a společenstva byly vypočítány základní synekologické charakteristiky -počet druhů n , celková abundance Ab , abundance na jeden bod Ab/B , diverzita D pomocí Shannon – Wienerova indexu diverzity a Simpsonova indexu diverzity.

Počet druhů je počet druhů zjištěných na dané lokalitě. V práci značen n .

Druhová diverzita patří mezi základní charakteristiky každého společenstva. Vyjadřuje počet druhů tvořících dané společenstvo, neboli poměr počtu druhů k počtu jedinců ve společenstvu. Tento poměr se nazývá index diverzity a dá se vypočítat pomocí vzorců. Nejčastěji se používá Shannon – Wienerův a Simpsonův index.

Pro výpočet míry alfa diverzity ve smrkovém a dubovém porostu jsem použila Shannonův – Wienerův index diverzity (Shannon et Wiever 1949). Hodnota H závisí na celkovém počtu druhů a také na četnosti jejich populací (Hollenbeck et Ripple 2007). Index diverzity roste s přibývajícím počtem přítomných druhových populací (minima dosahují v případě monocenóz). Používá se k porovnání rozmanitosti mezi různými přírodními stanovišti (Clarke and Warwick 2001). Čím je hodnota indexu diverzity vyšší, tím je společenstvo druhově rozmanitější (Rajchard et al. 2002). Hodnota H se obvykle pohybuje okolo 1,5 – 3,5 (Bibi et Ali 2013). Lze ho spočítat podle vzorce:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i * \ln(p_i)$$

kde S je celkový počet druhů, p_i relativní abundance druhu, ni je abundance i -tého druhu a N celkový počet jedinců (Jarkovský et al. 2012).

Dále byl použit Simpsonův index diverzity. Je také založen na dominanci a zjišťuje, zda jsou ve společenstvu přítomny silně dominantní druhy, nebo je společenstvo spíše vyrovnané. Index je citlivý na abundanci dominantních druhů a méně citlivý ke vzácným druhům. Simpsonův index se vypočítá dle vzorce:

$$1 - \sum_{i=1}^S p_i^2$$

kde S je celkový počet druhu, p_i relativní abundance druhu (Magurran 2004).

Abundance (početnost) druhu je počet jedinců, který se zaznamenal na sledovaném území (Janda et Řepa 1986). Za výslednou početnost každého druhu byla považována vyšší zjištěná hodnota z obou provedených kontrol.

Dále je zahrnuto srovnání ptačích druhů na základě svých hnízdních a potravních nároků (rozdělení dle Šťastný 2011). Druhy byly rozděleny podle svých specifických biotopových nároků do čtyř hnízdních (cavity - dutinové, canopy - korunové, shrub - keřové a ground - hnízdící na zemi) a tří potravních guild (granivorous - semenožravé, insectivorous - hmyzožravé a omnivorous - všežravé). Rozdělení druhů do guild je uveden v příloze č. 1.

Také byly testovány rozdíly např. mezi smrkovým a dubovým porostem v programu Statistica 12, především pomocí Mann – Whitney U testem.

5. Výsledky

Na sledovaných lokalitách bylo zjištěno celkem 39 druhů ptáků. Srovnáním starých přirozených porostů s hospodářskými porosty (tab. č. 8) vyplývá, že v hospodářských porostech i ve starém přirozeném dubovém porostu byl zaznamenán jeden eudominantní druh ($D > 10 \%$). Dominantních druhů ($D > 5 \%$) ve smrkových porostech bylo 7 a podílely se na dominanci 19,4 %, v doubravách bylo 8 dominantních druhů, které se na dominanci podílely 22 %. V hospodářských porostech bylo dále zaznamenáno 8 subdominantních druhů ($D < 5 \%$) s podílem dominance 22 %, stejně tak ve starých přirozených doubravách. Z výsledků je patrné, že dominantní druhy se příliš nelišily mezi smrkovým a dubovým porostem.

Tab. č. 1. Přehled jednotlivých kategorií dominance s počty druhů sledovaného ptačího společenstva ve smrkovém a dubovém porostu.

Biotop		Oak		Spruce	
Druhy	Dominance	Počet druhů	Součet d. (%)	Počet druhů	Součet d. (%)
Eudominantní	10 - 100 %	1	10,5	1	12
Dominantní	5 - 10 %	8	42,8	7	43,5
Subdominantní	2 - 5 %	8	20	8	29,7
Recedentní	1 - 2 %	6	11,8	5	7,7
Subrecedentní	0 - 1 %	13	9,4	15	7,2

Součet dominance eudominantních druhů činil 11,2 %, dominantních 43,6 %, subdominantních 27,3 %, recedentních 11 % a subrecedentních 6,9 %.

Tab.č. 2. Přehled jednotlivých kategorií dominance druhů ptačího společenstva v lesním porostu.

Druhy	Dominance	Počet druhů	Součet dominance (%)
Eudominantní	10 - 100 %	1	11,2
Dominantní	5 - 10 %	7	43,6
Subdominantní	2 - 5 %	9	27,3
Recedentní	1 - 2 %	7	11
Subrecedentní	0 - 1 %	15	6,9

Eudominantním druhem hospodářských i dubových porostů byla pěnkava obecná (*Fringilla coelebs*). Ve starších přirozených doubravách mezi dominantní druhy patřili sýkora koňadra (*Parus major*), sýkora modřinka (*Cyanistes caeruleus*), strakapoud velký (*Dendrocopos major*), červenka obecná (*Erithacus rubecula*), kos černý (*Turdus merula*), budníček menší (*Phylloscopus collybita*), pěnice černohlavá (*Sylvia atricapilla*) a špaček obecný (*Sturnus vulgaris*). Dominantními druhy v hospodářských porostech byli sýkora

koňadra (*Parus major*), červenka obecná (*Erithacus rubecula*), strakapoud velký (*Dendrocopos major*), šoupálek dlouhoprstý (*Certhia familiaris*), budníček menší (*Phylloscopus collybita*), sýkora uhelníček (*Periparus ater*) a sýkora modřinka (*Cyanistes caeruleus*). Subdominantní, recedentní a subrecedentní druhy jsou uvedené v tab.č.8. Dva subdominantní druhy se vyskytovaly pouze v lese dubovém - žluva hajní (*Oriolus oriolus*) a sýkora babka (*Poecile palustris*). Mezi subrecedentní druhy, vyskytující se pouze v dubovém porostu patří lejsek černohlavý (*Ficedula hypoleuca*). Oproti tomu pouze ve smrkovém porostu ze subrecedentních druhů se vyskytoval mlynařík dlouhoocasý (*Aegithalos caudatus*), hýl obecný (*Pyrrhula pyrrhula*) a žluna šedá (*Picus canus*).

Tab. č. 3. Přehled zjištěných druhů v lesích Choceňska. Vysvětlivky: Ab – abundance, Ab/B – abundance na bod, d – dominance, F – frekvence (%)

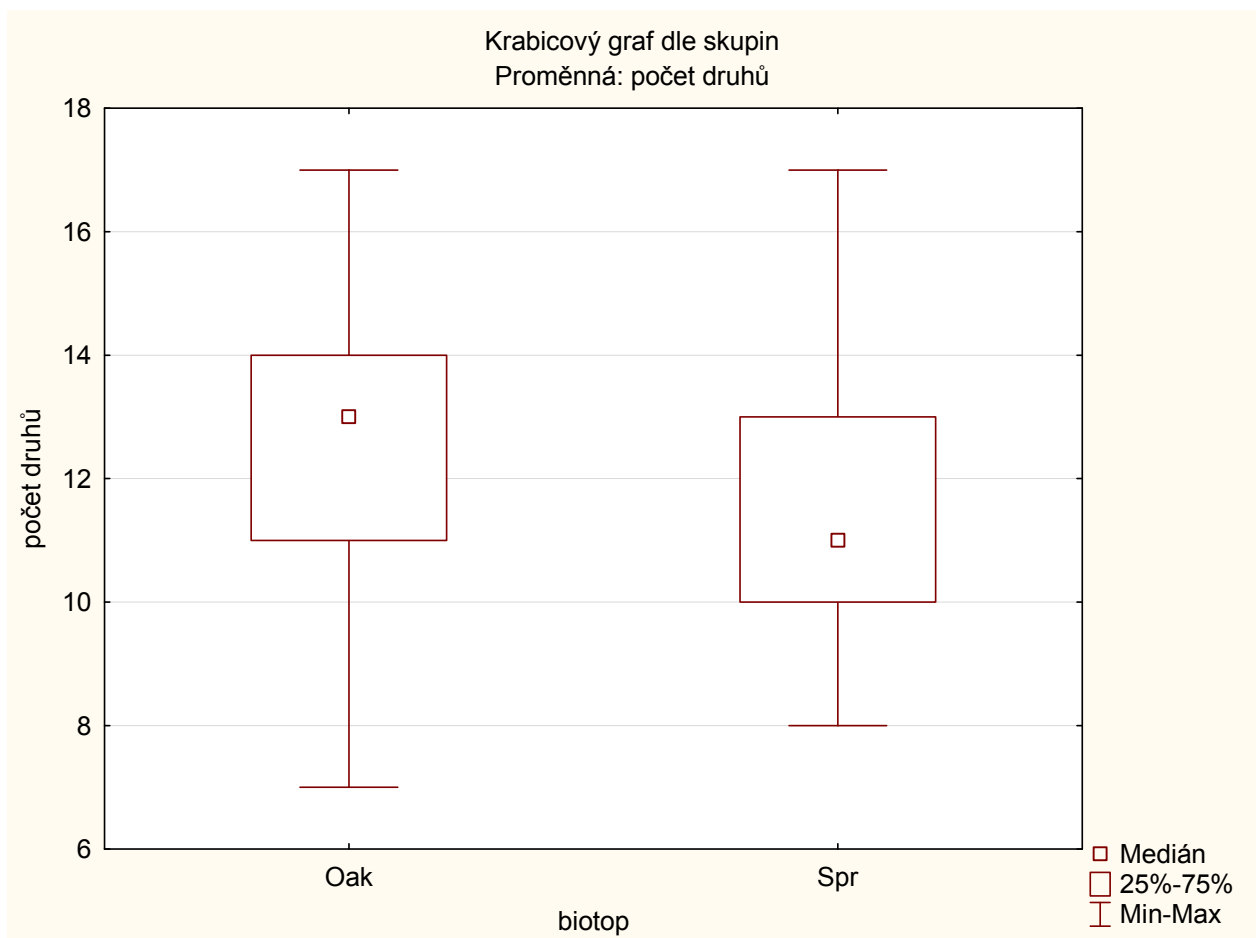
název	oak				spruce			
	Ab	Ab/B	d	F	Ab	Ab/B	d	F
pěnkava obecná	47	1,38	0,10	100	50	1,47	0,12	100
sýkora koňadra	35	1,03	0,08	97,06	33	0,97	0,08	97,06
červenka obecná	29	0,85	0,06	85,29	28	0,82	0,07	85,29
strakapoud velký	30	0,88	0,07	88,24	26	0,76	0,06	88,24
sýkora modřinka	31	0,91	0,07	91,18	22	0,65	0,05	91,18
budníček menší	27	0,79	0,06	79,41	24	0,71	0,06	79,41
kos černý	28	0,82	0,06	79,41	20	0,59	0,05	79,41
pěnice černohlavá	25	0,74	0,06	70,59	20	0,59	0,05	70,59
šoupálek dlouhoprstý	8	0,24	0,02	23,53	25	0,74	0,06	23,53
brhlík lesní	16	0,47	0,04	47,06	12	0,35	0,03	47,06
střízlík obecný	14	0,41	0,03	41,18	14	0,41	0,03	41,18
sýkora uhelníček	4	0,12	0,01	11,76	24	0,71	0,06	11,76
špaček obecný	25	0,74	0,06	47,06	3	0,09	0,01	47,06
králíček obecný	7	0,21	0,02	20,59	18	0,53	0,04	20,59
králíček ohnivý	5	0,15	0,01	14,71	20	0,59	0,05	14,71
šoupálek krátkoprstý	21	0,62	0,05	61,76	2	0,06	0,00	61,76
drozd zpěvný	11	0,32	0,02	32,35	8	0,24	0,02	32,35
budníček lesní	8	0,24	0,02	23,53	9	0,26	0,02	23,53
drozd brávník	4	0,12	0,01	11,76	11	0,32	0,03	11,76
lejsek šedý	9	0,26	0,02	26,47	6	0,18	0,01	26,47
Sojka obecná	9	0,26	0,02	26,47	5	0,15	0,01	26,47
žluva hajní	13	0,38	0,03	38,24	0	0,00	0,00	38,24
dlask tlustozobý	8	0,24	0,02	23,53	4	0,12	0,01	23,53
sýkora babka	9	0,26	0,02	26,47	0	0,00	0,00	26,47
sýkora lužní	1	0,03	0,00	2,94	7	0,21	0,02	2,94
pěvuška modrá	1	0,03	0,00	2,94	6	0,18	0,01	2,94
budníček větší	5	0,15	0,01	14,71	1	0,03	0,00	14,71
strnad obecný	3	0,09	0,01	8,82	3	0,09	0,01	8,82
lejsek bělokrký	4	0,12	0,01	11,76	1	0,03	0,00	11,76
rehek zahradní	2	0,06	0,00	5,88	3	0,09	0,01	5,88
datel černý	3	0,09	0,01	8,82	1	0,03	0,00	8,82
sýkora parukářka	1	0,03	0,00	2,94	3	0,09	0,01	2,94
holub hřivnáč	1	0,03	0,00	2,94	2	0,06	0,00	2,94
hrdlička divoká	1	0,03	0,00	2,94	2	0,06	0,00	2,94
lejsek černohlavý	3	0,09	0,01	8,82	0	0,00	0,00	8,82
linduška lesní	1	0,03	0,00	2,94	1	0,03	0,00	2,94
mlynařík dlouhocasý	0	0,00	0,00	0,00	2	0,06	0,00	0,00
hýl obecný	0	0,00	0,00	0,00	1	0,03	0,00	0,00
žluva šedá	0	0,00	0,00	0,00	1	0,03	0,00	0,00

Na lokalitách byly zaznamenány chráněné ptačí druhy. Silně ohrožený druh - žluva hajní (*Oriolus oriolus*) a ohrožený druh - lejsek šedý (*Muscicapa striata*) (Vyhláška MŽP ČR 395/1992 Sb.). Všechny chráněné druhy se vyskytovaly v dubových porostech. Lejsek bělokrký patří do přílohy 1 směrnice o ptácích (79/409/EHS).

V lesích Choceňska byl zaznamenán výskyt druhů, které mají vyhraněné nároky na prostředí např. lejsek bělokrký (*Ficedula albicollis*), lejsek černohlavý (*Ficedula hypoleuca*) a lejsek šedý (*Muscicapa striata*), žluva hajní (*Oriolus oriolus*), králíček obecný (*Regulus regulus*) a králíček ohnivý (*Regulus ignicapillus*).

Druhová data měla normální rozdělení ($W = 0,97$, $P = 0,07$). Při testování rozdílu dvou sčítatelů nebyl prokázán signifikantní vliv. Rozdíl v průměrném počtu druhů v jehličnatém lese (11,7) a listnatém lese (12,44) je nepatrný.

Obr. č. 3. Porovnání druhového bohatství na lokalitách s dubovým a smrkovým porostem



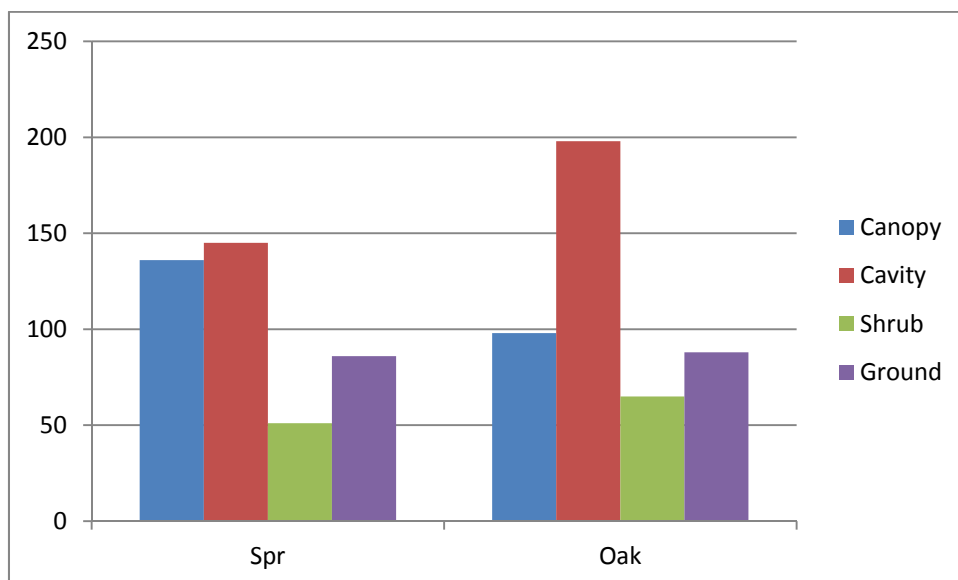
Ve starších přirozených doubravách byl zaznamenán stejný počet ptačích druhů jako v hospodářských porostech ($S = 36$). Abundance byla vyšší ve starších dubových porostech ($Ab = 449$) oproti hospodářským lokalitám (418). Simpsonův index byl velmi vyrovnaný pro oba druhy biotopů. Dle Shannonova indexu diverzity měli oba druhy biotopů vysokou diverzitu ($H > 3,5$), Shannon – Wienerův index diverzity dosáhl v dubovém lese hodnoty 4,3 a v jehličnatém lese 4,2.

Tab .č. 4. Srovnání lokalit dle indexů diverzity

typ	n	S	S/B	Ab	Ab/B	H'	Simp
spruce	34	36	1,06	418	12,29	4,2	0,92
oak	34	36	1,06	449	13,21	4,3	0,923
celkem	68	39	0,57	867	12,75		

Porovnáním zastoupení hnízdních guild mezi dubovým a smrkovým porostem vyšly srovnatelné výsledky, jen dutinových druhů ptáků se vyskytovalo výrazně více v listnatém lese.

Obr. č. 4. Zastoupení hnízdních guild ve smrkovém a dubovém porostu. Vysvělivky: Canopy – stromové druhy, cavity – dutinové druhy, shrub – keřové druhy, ground – zemní druhy.

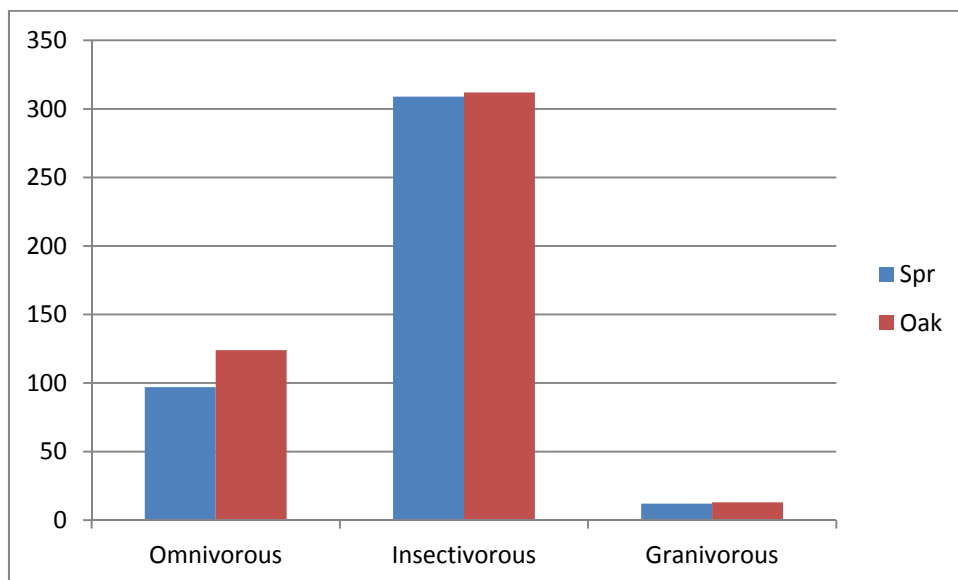


Tab. č. 5. Zastoupení hnízdních guild ve smrkovém a dubovém porostu (v %).

Biotop	Cavity	Cavity %	Canopy	Canopy %	Shrub	Shrub %	Ground	Ground %
Spr	145	34,7	136	32,5	51	12	86	20,6
Oak	198	44,1	98	21,8	65	14,5	88	19,6

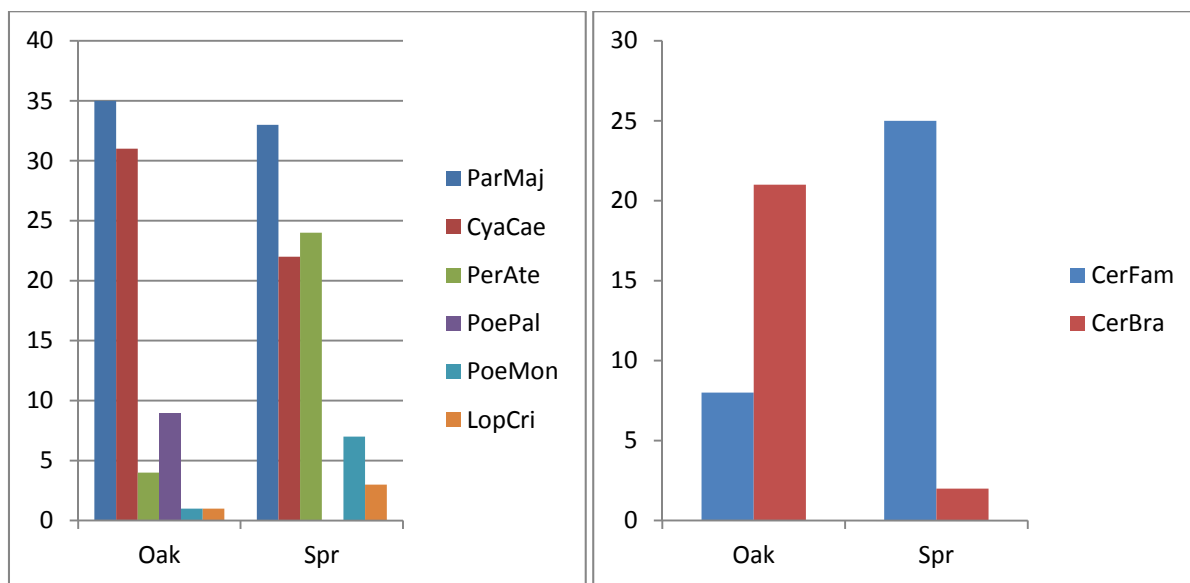
Zastoupení jednotlivých skupin potravních guild je poměrově stejný (obr.č.5), ale v dubovém lese se vyskytují zcela odlišné druhy, než v jehličnatém lese. Z hmyzožravých druhů ptáků se vyskytovali v dubovém lese především sýkora modřinka (*Cyanistes caeruleus*), brhlík lesní (*Sitta europaea*), šoupálek krátkoprstý (*Certhia brachydactyla*), žluva hajní (*Oriolus oriolus*), sýkora babka (*Poecile palustris*), budníček větší (*Phylloscopus trochilus*) a lejsek bělokrký (*Ficedula albicollis*). Oproti tomu v lese smrkovém to byl šoupálek dlouhoprstý (*Certhia familiaris*), sýkora uhelníček (*Periparus ater*), králíček obecný (*Regulus regulus*), králíček ohnivý (*Regulus ignicapillus*), sýkora lužní (*Poecile montana*) a pěvuška modrá (*Prunella modularis*). Druhy uvedeny v tab.č. 6.

Obr. č. 5. Zastoupení potravních guild ve smrkovém a dubovém porostu. Vysvětlivky: Omnivorous – všežravý, insectivorous – hmyzožravý, granivorous – semenožravý.



Sýkory (*Parus*) se vyskytovaly v jehličnatém (89) i listnatém lese (81) v podobném počtu, ale druhově se lišily (obr.č. 6). Stejně tak tomu bylo u šoupálků (*Certhia*).

Obr. č. 6. Zastoupení rodu *Parus* a *Certhia* ve smrkovém a dubovém porostu. Vysvětlivky: ParMaj – sýkora koňadra, CyaCae – sýkora modřinka, PerAte – sýkora uhelničková, PoePal – sýkora babka, PoeMon – sýkora lužní, LopCri – sýkora parukářka, CerFam – šoupálek dlouhoprstý, CerBra – šoupálek krátkoprstý).



6. Diskuze

Ve starších přirozených doubravách byl zaznamenán stejný počet ptačích druhů jako v hospodářských, smrkových porostech, přestože mnoho studií dokazuje, že jsou jehličnaté lesy druhově chudé (Cherenkov 1996, Zasadil 2002, Kosinski et Winiecki 2005 a mnoho dalších). Smrkové porosty rostou přirozeně ve vyšších nadmořských výškách i zeměpisných šířkách (Begon et al. 1997), kde se obecně ptačí společenstva vyznačují nízkou druhovou bohatostí (Gaston 2000). Očekávali bychom tedy ve smrkovém porostu také nízkou druhovou bohatost společenstva ptáků.

Druhové bohatství ptačích společenstev ovlivňuje nejvíce heterogenita prostředí (Zasadil 2003). Čím více typů prostředí, tím více bude zjištěno druhů ptáků (Reif 2007). Dubové porosty ve sledované lokalitě jsou většinou malé enklávy, často smíšené a proto mohou být druhy listnatých lesů promíchané s druhy vyskytujícími se v porostech jehličnatých. To může vysvětlovat vysoké indexy diverzity na obou typech biotopů. Hodnota H se obvykle pohybuje okolo 1,5 – 3,5 (Bibi et Ali 2013). Shannon – Wienerův index diverzity dosáhl v dubovém lese hodnoty 4,3 a v jehličnatém lese 4,2. Pro srovnání uvádím výsledky jiných studií: Pavelka (1990) uvádí v Javorníkách 4,2, Pykal (1991) v habrových doubravách 4,36, Bürger et Kloubec (1994) v Žofínském pralese hodnotu 3,74, Kropil (1996) v pralese Badín 4,43, Zasadil (2001) v třeboňských doubravách 4,81, Zasadil (2002) ve smrkových lesích Novohradských hor 3,91, a Dlesková (2004) ve smíšených lesních porostech Ralska 3,9. Hodnoty Shannon – Wienerova indexu, zjištěné v choceňském lese, dosahují stejných hodnot, jako uvádí výše zmiňovaní autoři, sledující ptačí diverzitu v pralesích a chráněných územích, ačkoliv se v tomto případě jedná o hospodářský les. Počet druhů v lokálních společenstvech je ovlivněn složením různých typů prostředí ve sledované lokalitě, kde každý typ biotopu hostí soubor určitých druhů a jejich sečtením se celkové druhové bohatství zvýší. Tuto teorii potvrzuje i Kloubec et Bufka (1997). Uvádí, že lokalitami s nejvyššími hodnotami počtu druhů a indexu diverzity jsou rozsáhlejší porosty s množstvím starých či rozpadajících stromů, ale i se zastoupením mladších, resp. středních věkových kategorií a s plošně nepřilíživě rozšířeným keřovým patrem.

Jehličnaté lesy jsou, co se druhové skladby týče velmi vyhraněné (Storch et Kotecký 1999, Reif 2003), tudíž menší podíl jehličnatého lesa může celkové druhové bohatství zvýšit. Kvantitativní studií ve smrkových porostech Jeseníků se zabýval Havlín et Lelek (1957). Smrčiny rozdělili na plochy, které mají podobné složení porostu a tím i podobnou strukturu ornitocenózy. Jednalo se o smrčiny s menší příměsí listnatých stromů, kde pozorovali 14 druhů ptáků, v řídkém porostu smrčin s vyšším podílem listnatých stromů 17 druhů ptáků a v mladším porostu s malou příměsí listnatých stromů zaznamenali 16 druhů. K obdobnému výsledku došla i Dlesková (2004) ve smrkových lesích s příměsí listnatých stromů v bývalém vojenském prostoru Ralska, ve své práci uvádí 22 druhů. Nízký počet sledovaných druhů smrkových porostů Jeseníků, ve srovnání s touto prací, může být způsoben rozdílnou

rozlohou porostu, která bude jistě hrát kromě příměsí listnatých stromů, věku a struktury důležitou roli. V jiné práci (Nevrlý 1974) se uvádí 45 druhů ptáků v podmáčených smrčinách s příměsí listnatých stromů v bylinném patře. V této práci bylo zjištěno 36 druhů ptáků. Vyšší počet druhů ve studii Nevrlého (1974) může být způsoben jinou strukturou podrostu, protože smrčiny této práce jsou většinou bez podrostu na rozdíl od sledovaných smrkových porostů v práci Nevrlého (1974).

Za význačné druhy smrkových lesů uvádí Havlín et Lelek (1957) sýkoru uhelníčka (*Parus ater*), pěnkavu obecnou (*Fringilla coelebs*), králíčka obecného (*Regulus regulus*), šoupálka dlouhoprstého (*Certhia familiaris*), sýkoru parukářku (*Parus cristatus*), lindušku lesní (*Anthus trivialis*), brhlíka lesního (*Sitta europaea*), pěnici černošlavou (*Sylvia atricapilla*) a červenku obecnou (*Erithacus rubecula*). Randík (1993) zase uvádí za dominantní druhy smrkového porostu lindušku lesní (*Anthus trivialis*), pěnkavu obecnou (*Fringilla coelebs*), sýkoru lužní (*Parus montanus*) a červenku obecnou (*Erithacus rubecula*). Dlesková (2004) zaznamenala ve smrkových porostech tyto dominantní druhy: sýkoru uhelníčka (*Parus ater*), pěnkavu obecnou (*Fringilla coelebs*), králíčka obecného (*Regulus regulus*), červenku obecnou (*Erithacus rubecula*), budníčka menšího (*Phyloscopus collybita*) a pěnici černošlavou (*Sylvia atricapilla*). V této práci byla zjištěna dominantní pěnkava obecná (*Fringilla coelebs*), sýkora koňadra (*Parus major*), strakapoud velký (*Dendrocopos major*), červenka obecná (*Erithacus rubecula*), šoupálek dlouhoprstý (*Certhia familiaris*), budníček menší (*Phyloscopus collybita*), sýkora uhelníček (*Parus ater*) a sýkora modřinka (*Cyanistes caeruleus*). Výčet dominantních druhů se částečně liší od ostatních, výše uvedených autorů. Jedná se zejména o strakapouda velkého (*Dendrocopos major*), sýkoru koňadra (*Parus major*) a lindušku lesní (*Anthus trivialis*). Kosinski et Winiecki (2005) tvrdí, že výskyt strakapoudů závisí na poměru jehličnatých a listnatých stromů. Mozaikovitost Choceňského lesa zajišťuje blízkost dubového, starého dubového porostu popř. příměs dubu ve smrkovém porostu. Toto zjištění by vysvětlovalo četný výskyt strakapouda velkého ve výsledcích této práce.

Ptačím společenstvem v dubových porostech v CHKO Třeboňsko se zabýval Zasadil (2001). Zjistil 57 druhů pěvců. Takto vysoký počet zaznamenaných druhů nelze s počtem druhů v této práci (36 druhů) srovnávat, poněvadž v třeboňské studii navýšil počet druhů ptáků odlišný typ dubového porostu – jedná se o staré dubové porosty na hrázích rybníka. Mezi dominantní druhy se zde uvádí pěnkava obecná (*Fringilla coelebs*), sýkora modřinka (*Cyanistes caeruleus*), špaček obecný (*Sturnus vulgaris*), budníček menší (*Phyloscopus collybita*), sýkora koňadra (*Parus major*), pěnice černošlavá (*Sylvia atricapilla*) a lejsek bělokrký (*Ficedula albicollis*). Výčet dominantních druhů této práce se víceméně schoduje s výše uvedenými druhy, liší se pouze ve třech druzích a to: červenka obecná (*Erithacus rubecula*), strakapoud velký (*Dendrocopos major*) a lejsek bělokrký (*Ficedula albicollis*). Jako dominantní druhy přirozených doubrav uvedl také Pykal (1991) červenku obecnou (*Erithacus rubecula*) a strakapouda velkého (*Dendrocopos major*).

V lesích Choceňska byl zaznamenán výskyt druhů, které mají vyhraněné nároky na prostředí např. lejsek bělokrký (*Ficedula albicollis*), lejsek černošlavý (*Ficedula hypoleuca*) a lejsek šedý (*Muscicapa striata*) (Hudec et al. 1983, Šťastný et al. 1987), žluva hajní, králíček

obecný a králíček ohnivý (Zasadil 2015, in verb). Některé z těchto druhů nejsou vázány jen na vymezené typy prostředí a obývají rozrůzněnou krajinu, jednotlivé složky pak uspokojují jejich rozličné potřeby. Žluva hajní (*Oriolus oriolus*), obývá světlé listnaté lesy teplých nížin a pahorkatin, ovocné sady a lesy v okolí vod. V lesích Choceňska – Vysokomýtska se vyskytovala v překvapivě velkém počtu (13x). Zvláště ve starém dubovém porostu na břehu rybníka. Oproti tomu králíček obecný (*Regulus regulus*) a králíček ohnivý (*Regulus ignicapillus*) vyhledávají lesy jehličnaté. Při sčítání byl několikrát zaznamenán v lese listnatém. Poněvadž se uprostřed dubového porostu vyskytoval smrk ztepilý, potvrzuje to naši domněnku, že lehká mozaikovitost lesního prostředí může přispět k vyšší druhové rozmanitosti.

Lejsk šedý (*Muscicapa striata*) se vyskytuje zejména na okrajích listnatých lesů a parků. Sčítáním ptáků v Choceňském lese byl zjištěn výskyt lejska šedého uprostřed lesního porostu a to jak dubového, tak i smrkového. Mozaikovitou strukturou a velmi lehkou fragmentací tohoto porostu vzniká okrajový efekt, který by tomuto druhu (spolu s přítomností vzrostlých dubů) mohl vyhovovat. Podobně by tomu mohlo být u strnada obecného (*Emberiza citrinella*), který vyhledává zemědělskou krajinu, křovinaté porosty, okraje lesů, pastviny a mýtiny (Černý et Drchal 2005) a v choceňském lese byl pozorován na okraji mýtin a lesních školek.

Porovnáním zastoupení hnízdních guild mezi dubovým a smrkovým porostem vyšly srovnatelné výsledky, jen dutinových druhů ptáků se vyskytovalo výrazně více v listnatém lese. To potvrzuje i studie z Bělověžského pralesa (Czeszczewik et al. 2014). V dubovém lese se vyskytovalo více doupných stromů či dutin. Doupné stromy poskytují jak vyšší potravní nabídku tak i lepší hnízdní možnosti (Remm et Löhmus 2011), (Remm 2008). Proto budou dutinové druhy ptáků preferovat dubové porosty. To potvrzuje i další studie Hobson et Bayne (2000). Zasadil (2002) uvádí 17,5 % dutinových druhů v lesích Novohradských hor. Pykal (1991) uvádí pro ptačí společenstva lužních doubrav na Strakonicku 42 % a pro habrovou doubravu 39 %. V práci Dlesková (2004) uvádí 41 % pro smrčiny s příměsí listnatých stromů. Zasadil (2001) zaznamenal 41 % dutinových druhů v třeboňských doubravách. Dutinových druhů v Choceňských lesích vyšlo 44 % v dubovém porostu a 35 % v porostu smrkovém. Zastoupení dutinových druhů je podobné. Nízké hodnoty uvedené z Novohradských hor naznačují menší podíl hnízdních příležitostí pro dutinové druhy. V těchto lesích jsou smrkové porosty s velmi malým podílem listnatých druhů stromů.

Ze stromových druhů Novohradských hor (Zasadil 2002) je uvedeno 52,4 %, u třeboňských doubrav (Zasadil 2001) 26,8 % a zastoupení v lesích Ralska se uvádí v borových lesích s příměsí smrku 32 %, pro smrkové porosty 28 % a bukové porosty 21 – 26 %. V choceňském lese vychází velmi srovnatelné zastoupení stromových druhů a to 32,5 % ve smrkovém porostu a 21,8 % v dubovém porostu. Vysoký podíl stromových druhů v lesích Novohradských hor naznačuje, že by se mohlo jednat o porosty s vyšším podílem středních věkových kategorií. Tuto domněnku dokládá další práce (Exnerová 1990), která sledovala závislost ptáků na stádiu sukcese. Z výsledků vyplývá, že podíl dutinových a stromových

druhů stoupá úměrně s vývojovým stádiem sukcese. Stromové druhy převažují, ale v posledním stádiu (u 90 ti letého porostu) naprosto převládnu dutinové druhy.

Pro lesní porosty Novohradských hor Zasadil (2002) uvádí 29,3 % keřových druhů, pro doubravy Třeboňska 20,1 % a pro lesní porosty s převahou smrku v Ralsku uvádí Dlesková (2004) 36 %. Téměř stejný podíl keřových druhů v obou srovnávaných pracích vypovídá o podobné pestrosti a zápoji keřového patra. V lesích Choceňska vyšly mnohem nižší hodnoty. Pro smrkový les 12 % a pro dubový les 14,5 %. V hospodářském smrkovém lese je pouze minimální zastoupení keřového patra, o něco více v dubových porostech, což také dokazují výsledky této práce. Ve srovnání s jinými pracemi (třeboňská doubrava 7,4 %, smrkové porosty Ralska 3,6 %) pak vychází o to vyšší zastoupení druhů ptáků hnízdicích na zemi (smrkový porost 20,6 %, dubový porost 19,6 %).

Porovnávalo bylo také zastoupení potravních guild v obou typech biotopů. Výzkum v Bělověžském pralesu (Czeszczewik et al. 2014) prokázal podstatně nižší četnost hmyzožravých druhů v obhospodařovaném lese. To ale nepotvrdilo sledování v lesích Choceňska. Zastoupení potravních guild vyšlo v dubovém i smrkovém porostu velmi podobně. Výsledky by mohly být zkreslené již zmiňovanou promíšeností lesního porostu.

Zastoupením topických skupin v lesním prostředí se zabývala i Exnerová (1990). Sledovala změnu struktury avifauny v závislosti na stádiu sukcese lesa. V jednoletém porostu zaznamenala druhy pasekové (*Anthus trivialis*, *Emberiza citrinella*) a jeden keřový druh (*Erithacus rubecula*). Ve starším porostu (10 let) nastupují druhy a posléze převažují keřové druhy. Ve 30 ti letém porostu se již pasekové druhy nevyskytují a klesá počet keřových druhů, ve prospěch druhů stromových a dutinových. V nejstarším sledovaném stádiu (90 let) zcela převládly dutinové druhy.

Zastoupení jednotlivých potravních guild je poměrově stejný, ale v dubovém lese se vyskytují zcela odlišné druhy, než v jehličnatém lese. Z hmyzožravých druhů ptáků se vyskytovali v dubovém lese především sýkora modřinka (*Cyanistes caeruleus*), brhlík lesní (*Sitta europaea*), šoupálek krátkoprstý (*Certhia brachydactyla*), žluva hajní (*Oriolus oriolus*), sýkora babka (*Poecile palustris*), budníček větší (*Phylloscopus trochilus*) a lejsek bělokrký (*Ficedula albicollis*). Oproti tomu v lese smrkovém to byl šoupálek dlouhoprstý (*Certhia familiaris*), sýkora uhelníček (*Periparus ater*), králíček obecný (*Regulus regulus*), králíček ohnivý (*Regulus ignicapillus*), sýkora lužní (*Poecile montana*) a pěvuška modrá (*Prunella modularis*). Zařazení druhů do jednotlivých biotopů zcela odpovídá biotopovým nárokům jednotlivých druhů, tak jak jsou popsány v literatuře (Cramp 1988, Šťastný et Hudec 2011).

7. Závěr

V hnízdní sezóně 2014 bylo provedeno sčítání ptáků standardní bodovou metodou v nížinných hospodářských lesích v oblasti Choceňska - vysokomýtska. Na 68 sledovaných lokalitách bylo zjištěno celkem 867 jedinců 39 druhů ptáků. Ve smrkovém porostu bylo pozorováno 36 druhů ptáků, stejný počet druhů (36) v porostu dubovém. Jediným eudominantním druhem byla pěnkava obecná (*Fringilla coelebs*, průměr. dominance v porostu 11 %). Součet dominance eudominantních druhů činil 11,2 %, dominantních 43,6 %, subdominantních 27,3 %, recedentních 11 % a subrecedentních 6,9 %. Druhů dominantních (> 5 %) bylo v dubovém porostu celkem 8: sýkora koňadra (*Parus major*), červenka obecná (*Erithacus rubecula*), strakapoud velký (*Dendrocopos major*), sýkora modřinka (*Cyanistes caeruleus*), budníček menší (*Phylloscopus collybita*), kos černý (*Turdus merula*) a pěnice černohlavá (*Sylvia atricapilla*) a špaček obecný (*Sturnus vulgaris*) a v porostu smrkovém 7 dominantních druhů: sýkora koňadra (*Parus major*), červenka obecná (*Erithacus rubecula*), strakapoud velký (*Dendrocopos major*), šoupálek dlouhoprstý (*Certhia familiaris*), budníček menší (*Phylloscopus collybita*), sýkora uhelníček (*Periparus ater*) a sýkora modřinka (*Cyanistes caeruleus*). V doubravách činil Shannonův index druhové diverzity 4,3, Simpsonův index 0,923, abundance 449 a podíl dutinových druhů 44,1 %. Ve smrčinách vyšel Shannonův index nepatrně nižší a to 4,2, Simpsonův index 0,92, abundance 418 a podíl dutinových druhů 34,7 %. Uvedené hodnoty odpovídají lesním biotopům v chráněných oblastech a pralesech, svědčí tak o velké druhové diverzitě.

Z hlediska vztahu ptačího společenstva k jednotlivým složkám prostředí jsou nejvýraznější skupinou dutinové druhy. To dokazuje větší množství starých dubů s hnízdními dutinami pro ptačí společenstva.

Ve starších přirozených doubravách se vyskytoval stejný počet ptačích druhů jako v hospodářských, smrkových porostech. Příčinou vyrovnaného poměru počtu druhů je mozaikovitost lesního prostředí s větším množstvím enkláv.

Byl tu zaznamenán druh ekotonálního pásma (lejsek šedý *Muscicapa striata*) a druh zemědělské krajiny (strnad obecný *Emberiza citrinella*), v důsledku fragmentace lesního porostu v podobě mýtin, lesních školek a lesních cest se vytvořil vhodný biotop právě pro tyto druhy.

Na lokalitách jsem zaznamenala chráněné ptačí druhy. Silně ohrožený druh - žluva hajní (*Oriolus oriolus*), se vyskytoval pouze v dubových porostech, zatímco ohrožený druh - lejsek šedý (*Muscicapa striata*) byl pozorován i ve smrkovém porostu. Stejně tak lejsek bělokrký (*Ficedula albicollis*), patřící do přílohy 1 směrnice o ptácích tu byl zaznamenán celkem 5x, z toho 1x ve smrkovém lese. Mozaikovitost Choceňského lesa zajišťuje dutinovým druhům blízkost dubového, starého dubového porostu, nebo příměs dubu ve smrkovém porostu a proto tu není znát striktní vyhranění biotopů. To vše dokazuje, že vysoká heterogenita porostu je základním předpokladem pestrého ptačího společenstva.

8. Literatura

ADAMÍK P., KORŇAN M. et VOJTEK J., 2003: The effect of habitat structure on guild patterns and foraging strategies of insectivorous birds in forests. *Biologia* 58:275–285.

ALBRECHT T., 2004: Edge effect in wetland – arable land boundary determines nesting Access of Scarlet Rosefinch (*Carpodacus erythrinus*) in the Czech republic. *The Auk* 121 (2):361–371.

ANDRÉN H. et ANGELSTAM P., 1988: Elevated predation rates as an edge effect in habitat islands: experimental evidence. *Ecology*, 69:544–547.

ANDRÉN H., 1992: Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation: a landscape fragmentation. *Ecology*, 73:794–804.

ANDRÉN H., ANGELSTAM P., LINDSTRÖM E. et SIRÉN P., 1985: Difference in predation pressure in relation to habitat fragmentation: an experiment. *Oikos*, 45:273–277.

ANGELSTAM P., 1986: Predation on ground-nesting birds nests in relation to predator densities and habitat edge. *Oikos*, 47:365–373.

BAKERMANS M. H. et RODEWALD A.D., 2012. Influence of forest structure on density and nest success of mature forest birds in managed landscapes. *Journal of wildlife management*, 76(6):1225-1234.

BATÁRY P. et BÁLDI A., 2004: Evidence of an edge effect on avian nest success. *Conservation Biology* 18 (2):389–400.

BATÁRY P., FRONCZEK S., NORMANN C., SCHERBER CH. et TSCHARNTKE T., 2014: How do edge effect and tree species diversity change bird diversity and avian nest survival in Germany's largest deciduous forest? *Forest Ecology and management* 319:44-50.

BATÁRY P., WINKLER H. et BÁLDI A., 2004: Experiments with artificial nests on predation in reedhabitats. *J Ornithol* 145:59–63.

BAYNE E. M. et HOBSON K. A., 1997: Comparing the effect of landscape fragmentation by forestry and agriculture on predation of artificial nests. *Conservation Biology*, 11:1418–1429.

BAYNE E. M. et HOBSON K. A., 2001: Effects of habitat fragmentation on pairing success of Ovenbirds: importance of male age and floater behavior. *The Auk* 118:380–388.

BAYNE E. M., HOBSON K. A. et FARGEY P., 1997: Predation on artificial nests in relation to forest type: contrasting the use of quail and plasticine eggs. *Ecography* ,20:233–239.

BIBBY C. J., BURGESS N. D. et HILL. D. A., 1992: *Bird Census Techniques*. Cambridge

Univ. Press, Cambridge

BIBI F. et ALI Z., 2013: Measurement of diversity indices of avian communities at Taunsa barrage wildlife sanctuary, Pakistan. *The Journal of Animal and Plant Sciences*, 23(2): 2013, p 469 – 474.

BÜRGER P. et KLOUBEC B., 1994: Struktura hnízdního společenstva ptáků Žofinského pralesa. *Sylvia* 30: 12 - 21.

BURGESS N., DOGGART N. et LOVETT J. C., 2002. The Uluguru Mountains of eastern Tanzania: The effect of forest loss on biodiversity, 36(2):140-152.

CLARKE K. R. et WARWICK R.M., 2001: Changes in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 2nd edition, PRIMERE: Plymouth. 172pp.

CODY M. L., 1974. Competition and the structure of bird communities. New Jersey, Princeton University Press, 287 p.

CODY M. L., 1993. Bird diversity components within and between habitats in Australia. *Species diversity in ecological communities*, 147-158.

CONNER L. M. et PERKINS M. W., 2003: Nest predator use of food plots within a forest matrix: an experiment using artificial nests. *Forest Ecology and Management* 179 (1 – 3):223–229.

CRAMP S., 1988: Handbook of the birds of Europe and the Middle East and North Africa. Volume V -Tyrant flycatchers to thrushes. Oxford University Press, Oxford. s. 1063.

CULEK M. (ed.), 2005: Biogeografické členění České republiky II. díl. AOPK ČR, Praha, 589s.

CZESZCZEWIK D, WALANKIEWICZ W, MITRUS C, TUMIEL T, STANSKI T, SAHEL M. et BEDNARCZYK G., 2013: Importance of dead wood resources for woodpeckers in coniferous stands of the Bialowieza Forest. *Bird Conservation International* 23:414-425.

CZESZCZEWIK D, ZUB K, STANSKI T, SAHEL M, KAPUSTA A et WALANKIEWICZ W., 2014: Effects of forest management on bird assemblages in the Bialowieza Forest, Poland. available online on: <http://www.sisef.it/iforest/contents/?id=ifor1212-007>.

ČERNÝ W. et DRCHAL K., : 2005. Ptáci. Praha, Aventinum, 351 p.

ČSÚ, 2014: Charakteristika okresu Pardubice. Online: http://www.czso.cz/xr/redakce.nsf/i/charakteristika_okresu_pardubice.

DAVIS S., 2004: Area sensitivity in grassland passerines: effects of patch size, patch shape, and vegetation structure on bird abundance and occurrence in Southern Saskatchewan. *The Auk* 121 (4):1130–1145.

DEGRAAF R. M., HESTBECK J. B. et YAMASAKI M., 1998: Associations between breeding bird abundance and stand structure in the White Mountains, New Hampshire and

Maine, USA. *Forest Ecology and Management*, 103:217-233.

DENG W. H., ZHENG G. M. et GAO W., 2003: Nesting success of the meadow bunting along habitat edges in northeastern China. *J Field Ornithology* 74 (1):37–44.

DLESKOVÁ O., 2004: Ptačí společenstva různých typů lesních ekosystémů v bývalém VVP Ralsko. Diplomová práce.

DOLEŽALOVÁ K. et HORÁK J., 2010: Společenstva bezobratlých vázaná na mrtvé dřevo. *Lesnická Práce* 9:592–593.

DUNFORD W. et FREEMARK K., 2004: Matrix matters: effects of surrounding land uses on forestbirds near Ottawa, Canada. *Landscape Ecology* 20:497–511.

DUNGEL J. et HUDEC K., 2011. Atlas ptáků České a Slovenské republiky. Praha, Academia, 250 p.

ERDELEN M., 1978. Quantitative Beziehungen zwischen Avifauna und Vegetationstruktur. Dissertation, Universität Köln.

ESSEEN P. A., EHNSTROM B., ERICSON L. et SJOBERG K., 1997. Boreal forests. *Ecological Bulletins* 46:16–47.

EXNEROVÁ A., 1990: Succession of bird communities in the pine woods of southern Bohemia. In: ŠTASTNÝ K. et BEJČEK V. (eds): *Bird census and Atlas Studies. Proceedings Xith International Conference On Bird Census and Atlas Work*. Prague: 303-307.

FAUTH P. T., 2000: Reproductive success of Wood Thrushes in forest fragments in northern Indiana. *The Auk* 117:194–204.

FENSKE-CRAWFORD T. J. et NIEMI G. J., 1997: Predation of artificial ground nests at two type soft edges in forest-dominated landscape. *The Condor*,99:14–24.

FORDT. B., WINSLOW D. E., WHITEHEAD D. R. et KOUKOL M. A., 2001: Reproductive success of forest-dependent songbirds near an agricultural corridor in south-central Indiana. *The Auk* 118:864–873.

FRASER G. S. et STUTCHBURY B. J. M., 2003: Area-sensitive forest birds move extensively among forest patches. *Biological Conservation* 118:377–378.

GATES J. E. et GYSEL L., 1978: Avian nest dispersion and fledgling success in field-forest ecotones. *Ecology*,59:871–883.

GJERDE I. et SÆTERSDAL M., 1997: Effects on avian diversity of introducing spruce *Picea* spp. Plantations in the Native pine *Pinus sylvestris* Forests of Western Norway. *Biological Conservation* 79: 241 - 250.

GLOWACINSKI Z., 1975: Succession of bird communities in the Niepolomice forest (Southern Poland). *Ekologia Polska* 23: 231-263.

GOWATY P. A., 1984: House Sparrows kill Eastern Bluebirds. *Journal of Field Ornithology* 55:378–380.

HAGAN J. M., VANDER HAEGEN M. et MCKINLEY P. S., 1996: The early development of forest fragmentation effects on birds. *Conservation Biology* 10 (1):188–202.

HANNON S. J. et COTTERILL S. E., 1998: Nest predation in aspen woodlots in an agricultural area in Alberta: the enemy from within. *The Auk* 115:16–25.

HAVLÍN J. et LELEK A., 1957: Příspěvek k poznání příčin kvalitativního a kvantitativního rozšíření ptactva v Jeseníkách. *Slezský studijní ústav, Opava*.

HOBSON K. A. et BAYNE E., 2000: The effects of stand age on avian communities in aspen dominated forests of central Saskatchewan, Canada. *Forest Ecology and management* 136: 121-134.

HOF J. G. et RAPHAEL M. G., 1993: Some mathematical programming approaches for optimizing timber age class distributions to meet multi-species wildlife population objectives. *Canadian Journal of Forest Research* 23:828–834.

HOLLENBECK J. P. et RIPPLE W. J., 2007: Aspen and Conifer Heterogeneity Effects on Bird Diversity in the Northern Yellowstone Ecosystem. *Western North American Naturalist* 67(1):92– 101.

HOLT R. F. et MARTIN K., 1997: Landscape modification and patch selection: the demography of two secondary cavity nesters colonizing clearcuts. *The Auk* 114:443–455.

HORÁK J., 2008: Proč je mrtvé dřevo tak důležité? – obyvatelé shnilého kmene. *Vesmír* 87:460-464.

HOWELL C. A., LATTA S. C., DONOVAN T. M., PORNELUZI P. A., PARKS G. R. et FAABORG J., 2000: Landscape effects mediate breeding bird abundance in midwestern forests. *Landscape Ecology* 15:547–562.

HRIB M. et NĚMEC J., 2009: *Lesy v České republice*. Lesy ČR, Praha, 399.

HUHTA E., JOKIMÄKI J. et RAHKOP., 1999: Breeding success of Pied Flycatchers in artificial forest edges: the effect of a suboptimally shaped foraging area. *The Auk* 116:528–535.

HUHTA E., MAPPES T. et JOKIMAKI J., 1996. Predation on artificial ground nests in relation to forest fragmentation, agricultural land and habitat structure. *Ecography* 19:85-91.

CHASKO G.G. et GATES J.E., 1982: Avian habitat suitability along a transmission-line corridor in an oak-hickory forest region. *Wildlife Monographs*, 82:1–41

CHERENKOV S. E., 1996. Nest location and nesting success of song thrush (*Turdus philomelos*) in a mosaic forest landscape, *Zoologicheskyy zhurnal*, 75(6):917-925.

- ISSAR, 2014 : Druhová a věková skladba lesů - vyhodnocení indikátoru. Online: <http://issar.cenia.cz/issar/page.php?id=1942>.
- JAMES F. C. et WARMER N. O., 1982: Relationships between temperate forest bird communities and vegetation structure. *Ecology* 63:159 - 171.
- JANDA J. et ŘEPA P., 1986. *Metody kvantitativního výzkumu v ornitologii*. Praha, Státní zemědělské nakladatelství, 158p.
- JANDA J. et ŠŤASTNÝ K., 1984: Jednotný programsčítání ptáků. *Zprávy ČSO* 26:25–33.
- JARKOVSKÝ J., LITTNEROVÁ S., DUŠEK L., 2012: Statistické hodnocení biodiverzity. Akademické nakladatelství CERM, s.r.o., Brno, 77 p.
- JÄRVINEN O., 1978: Estimating relative densities of land birds by point counts. *Annales Zoologici Fennici* 15:290–293.
- JERZAK L., 2001: Synurbanization of the magpie in the Palearctic. In MARZLUFF J. M., BOWMAN R. et DONNELLY R. (eds.), *Avian ecology and conservation in an Urbanizing World*. Kluwer Academic, Norwell, 585 p.
- JOKIMÄKI J. et HUHTA E., 2000: Artificial nest predation and abundance of birds along an urban gradient. *Condor* 102 (4):838–847.
- KING D. I. et DEGRAAF R. M., 2000: Bird species diversity and nesting success in mature, clearcut and shelterwood forest in northern New Hampshire, USA. *Forest Ecology and Management* 129:227-235.
- KING D. I., GRIFFIN C. R. et DEGRAAF R. M., 1996: Effects of Clearcutting on Habitat Use and Reproductive Success of the Ovenbird in Forested Landscape. *Biological Conservation* 10, 5:380–1386.
- KLOUBEC B. et BUFKA L., 1997: Hnízdní společenstva ptáků hercynských pralesů Šumavy. *Sylvia* 33: 161 - 188.
- KODET V., POKORNÝ P., STEJSKAL D. et KUNSTMÜLLER I., 2007: Ochrana doupných a odumřelých stromů v lesích. ČSO, online: <http://www.birdlife.cz/index.php?ID=1660>, cit. 15.12.2011.
- KONVIČKA M., ČÍŽEK L. et BENEŠ J., 2006: *Ohroženýhmyz nížinných lesů: ochrana a management*. Sagittaria, Olomouc, 79 p.
- KORŇAN M., 2006: Hodnotenie vplyvu lesohospodárskeho využívania lesov na vtáčie uskupeni. *Tichodroma* 18:111–128.
- KOSINSKI Z. et WINIECKI A., 2005. Factors affecting the density of the middle spotted woodpecker *Dendrocopos medius*: a macrohabitat approach. *Journal of ornithology*, 146(3):263-270.
- KRIŠTÍN A., 2000: Štruktúra hniezdných spoločenstiev vtákov zmiešaných bukových lesov

rozného věku. *Tichodroma* 13. Bratislava: 40-47.

KROPIL R., 1996: Structure of the breeding bird assemblage of the fir - beech primeval forest in the west carpathians (Badin nature reserve). *Folia zoologica* 45:311-324.

LAHDE E., LAIHO O., NOROKORPI Y. et SAKSA T., 1991. The structure of advanced virgin forests in Finland. *Scandinavian Journal of Forest Research* 6:527–537.

LAHTI D. C., 2001: The “edge effect on nest predation” hypothesis after twenty years. *Biological Conservation*, 99:365–374.

LATTA S. C. et BALTZ M. E., 1997: Population limitation in Neotropical migratory birds: comments on Rappole and McDonald (1994). *The Auk* 114:754–762.

LEŠO P., 2003: Hniezdne ornitocenózy dvoch mladších vekových štádií dubového lesa. *Sylvia* 39: 67-77.

LINDENMAYER D. B. MARGUES C. R. et BOTKIN D. B., 2000: Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. *Conservation Biology* 14:941-950.

MAGURRAN A. E., 2004: Measuring biological diversity. Blackwell Publishing, Malden.

MACHAR I., 2007: Biodiversity of the birds in floodplain forest (in Czech). In Měkotová J. (ed.): Sborník referátů z konference Říční krajina 2007. Univerzita Palackého, Olomouc, p. 59–63.

MĚSTKOVÁ L., ROMPORTL D., ALBRECHT T., CHUMAN T. et ČERVENÝ J., 2012: The effect of landscape fragmentation and habitat variables on nest predation of artificial groundnest in the Bohemian Forest. *Silva Gabreta, Vimperk*, vol. 18 (2), 109-121.

MÍCHAL I., 2006: Lesní hospodář jako spoluvůrce krajiny. *Lesnická práce* 10:2.

MIKO L. et HOŠEK M., 2009: Příroda a krajina – zpráva o stavu 2009, AOPK, Praha.

MLADENOFF D. J. et BAKER W. L., 1999: Spatial modeling of forest landscape change : Approaches and applications. Cambridge: Cambridge university press, 350pp.

MONING C. et MULLER J., 2009. Critical forest age thresholds for the diversity of lichens, molluscs and birds in beech (*Fagus sylvatica* L.) dominated forests. *Ecological Indicators*, 9(5):922-932.

MOSKÁT C. et SZÉKELY T., 1989: Habitat distribution of breeding birds in relation to forest succession. *Folia zoologica* 38: 363-376.

MULLER J., HOTHORN T. et PRETZSCH H., 2007. Long-term effects of logging intensity on structures, birds, saproxylic beetles and wood-inhabiting fungi in stands of European beech *Fagus sylvatica* L. *Forest Ecology and Management*, 242(2- 3):297-305.

NEVRLÝ M., 1974: Zpráva o základním průzkumu Ralské pahorkatiny v letech 1971 -

1973. Studie, Tis Praha: 543 - 732.

NOUR N., MATTHYSEN E. et DHONDT A. A., 1993: Artificial nest predation and habitat fragmentation: different trends in bird and mammal predators. *Ecography*,16:111–116.

ORTEGA Y. K. et CAPEN D. E., 1999: Effects of forest roads on habitat quality for Ovenbirds in a forested landscape. *The Auk* 116:937–946.

PAILLET Y., BERGES L., HJALTEN J., ODOR P., AVON C., BERNHARDT-ROMERMANN M., BIJLSMA R. J., DE BRUYN L., FUHR M., GRANDIN U., KANKA R., LUNDIN L., LUQUE S., MAGURA T., MATESANZ S., MESZAROS I., SEBASTIA M.T., SCHMIDT W., STANDOVAR T., TOTHMERESZ B., UOTILA A., VALLADARES F., VELLAK K. et VIRTANEN R., 2010: Biodiversity Differences between Managed and Unmanaged Forests: Meta-Analysis of Species Richness in Europe. *Conservation Biology*,24:101–112.

PÄRT T., ARLT D. et VILLARD M. A., 2007: Empirical evidence for ecological traps: a two-step model focusing on individual decisions. *Journal of Ornithology* 148:327-332.

PATON P. W. C., 1994: The effect of edge on avian nest success: How strong is the evidence? *Conservation Biology*,8:17–26.

PAVELKA K., 1990: Breeding bird communities in three types of primeval forest (Western Carpathians). In: ŠTASTNÝ K. et BEJČEK V.(eds): *Bird Census and Atlas Studies. Proceedings of the Xith International Conference on Bird Census and Atlas Work*. Prague, 1990: 287 - 290.

PETTY S. J. et AVERY M. I., 1990: Forest bird communities. A review of the ecology and management of forest bird communities in relation to silvicultural practices in the British uplands. *Forestry Commission Occasional Paper 26*, Forestry Commission, Edinburgh.

PODRÁZSKÝ V., 1999: Má odumřelé dřevo své místo v lese? *Lesnická práce* 78/12:18.

POLENO Z., 1995: Vývoj druhové skladby lesů v ČR. In: *Sborník přednášek JANČAŘÍK V. et ŠINDELÁŘ J. (eds.), Jíloviště: p. 84.*

PYKAL J., 1991: Ornitocenózy různých typů přirozených lesních společenstev v pahorkatině jihozápadních Čech. *Panurus* 3: 67 - 76.

RAJCHARD J., KINDLMANN P., BALOUNOVÁ Z., 2002: *Ekologie II. Biotické faktory populace, základní modely populační dynamiky, společenstva, potravního řetězce*. KOPP, české Budějovice.

RANDÍK A., 1993: Ornitocenózy lesných ekosystémov Pienického národného parku. *Tichodroma* 5. Bratislava 103 - 114.

RAPHAEL M. G., ROSENBERG K. V. et MARCOT B. G., 1988: Large-scale changes in bird populations of Douglas-fir forests, northwestern California. Pp.: 63–83. In: JACKSON J. A. (ed.): *Bird Conservation* 3. University of Wisconsin Press, Madison.

RATTI J. T. et REESE K. P., 1988: Preliminary test of the ecological trap hypothesis.

Journal of Wildlife Management, 52:484–491.

REIF J. et MUSIL P., 2005: : Vliv použití dvou modifikací bodového sčítání na zachycení diverzity v ptačích společenstvech: efekt odhadu vzdálenosti zjištěných jedinců a rozlišování zpívajících a nezpívajících ptáků. *Sylvia* 41: 50–58.

REIF J., STORCH D. et ŠÍMOVÁ I. 2008: The effect of scale-dependent habitat gradients on the structure of bird assemblages in the Czech Republic. *Acta Ornithologica* 43:197–206.

REMEŠ V., 2005: Nest concealment and parental behaviour interact in affecting nest survival in the Blackcap (*Sylvia atricapilla*): an experimental evaluation of the parental compensation hypothesis. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 58:326 – 333.

REMM J. et LOHMUS A., 2011. Tree cavities in forests - The broad distribution pattern of a keystone structure for biodiversity. *Forest Ecology and Management*, 262(4):579-585.

REMM J., LOHMUS A. et ROSENWALD R., 2008. Density and diversity of hole-nesting passerines: dependence on the characteristics of cavities. *Acta Ornithologica*, 43(1):83-91.

RIES L. et SISK T. D., 2004: A predictive model of edge effects. *Ecology* 85 (11):2917 – 2926.

RODEWALD A.D., 2002: Nest predation in forested regions: landscape and edge effects. *Journal of Wildlife Management*, 66:634–640.

ROOS S., 2006: Habitat selection and reproduction of Red-backed Shrikes (*Lanius collurio*) in relation to abundance of potential avian nest predators. *Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen Brand* 32:167–173.

ROSENVALD R., LOHMUS A. et KRAUT A., 2011. Bird communities in hemiboreal old-growth forests: The roles of food supply, stand structure, and site type. *Forest ecology and management*, 262(8):1541-1550.

ROSENVALD R., LOHMUS A., KRAUT A. et REMM L., 2011. Bird communities in hemiboreal old-growth forests: the roles of food supply, stand structure, and site type. *Forest Ecology and Management* 262:1541–1550.

ROTEMBERRY J. T., 1985: The role of habitat in avian community composition: physiognomy or floristics? *Oecologia* 67: 213 - 217.

ROTH R. R., 1976: Spatial heterogeneity and bird species diversity. *Ecology* 57: 773 - 782.

SHANNON C. E. et Weaver W., 1949: *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana, Illinois. 144pp.

SCHIEGG K., EGER M. et PASINELLI G., 2007: Nest predation in Reed Buntings (*Emberiza schoeniclus*): an experimental study. *Ibis* 149:365–373.

SCHNEIDER N. A., LOW M., ARLT D. et PÄRT T., 2012: Contrast in edge vegetation structure modifies the predation risk of natural ground nests in an agricultural landscape.

Plos One 7 (2):available online on: <http://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0031517>.

SCHULTER D. et RICKLEFS R. E., 1993: Convergence and the regional component of species diversity. In: RICKLEFS R. E. et SCHULTER D. (eds): Species Diversity in Ecological Communities: Historical and Geographical Perspectives. University of Chicago Press, Chicago.

STORAAS T. et WEGGE P., 1987: Nesting habitats and nest predation in sympatric populations of capercaillie and black grouse. *Journal of Wildlife Management*, 51:167–172.

STORCH I., WOITKE E. et KRIEGER S., 2005: Landscape-scale edge effect in predation risk in forest-farmland mosaics of central Europe. *Landscape Ecology* 20:927–940.

SVOBODOVÁ J., ALBRECHT T. et ŠÁLEK M., 2004: The relationship between predation risk and occurrence of black grouse (*Tetrao tetrix*) in a highly fragmented landscape: An experiment based on artificial nests. *Ecoscience*, 11:421–427.

ŠŤASTNÝ K. et BEJČEK V., 1984: The succession of bird communities on spoil banks after surface brown coal mining. *Ekologia Polska* 32: 245-259.

ŠŤASTNÝ K. et HUDEC K., 2011: Fauna ČR. Ptáci III/1. Academia, Praha.

ŠŤASTNÝ K., RANDÍK A. et HUDEC K., 1987: Atlas hnízdního rozšíření ptáků v ČSSR. Academia Praha. 77p.

ŠŤASTNÝ P. 2011: Ovlivnění ptačích společenstev vysokorychlostní komunikací. Diplomová práce. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha.

THOMPSON F. R., DIJAK W. D., KULOWIEC T. G. et HAMILTON D. A., 1992: Breeding bird populations in Missouri Ozark forests with and without clearing. *Journal of Wildlife Management* 56:23–30.

THOMPSON I. D., HOGAN H. A., MONTEVECCHI W. A., 1999: Avian communities of mature balsam fir forests in Newfoundland: Age dependence and implications for timber harvesting. *The Condor* 101: 311-323.

TOWNSEND C. R., BEGON M. et HARPER J. L., 2008. *Essentials of ecology*. Oxford, Blackwell publishing, 505 p.

UEZU A. et METZGER J. P., 2011: Vanishing bird species in the Atlantic Forest: relative importance of landscape configuration, forest structure and species characteristics, *Biodiversity and Conservation* 20 (14):3627–3643.

ÚHÚL, 2011: Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2010. Ústav pro hospodářskou úpravu lesů Brandýs nad Labem, online: <http://www.uhul.cz/> cit. 6.1.2012.

VACEK S. et PODRÁZSKÝ V., 2008: Stav, vývoj a management lesních ekosystémů v průběhu existence Národního parku Šumava. Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy, 97p.

VANDER HAEGEN W. M., SHROEDER M. A. et DEGRAAF F. M., 2002: Predation on

real and artificial nests in shrubsteppe landscapes fragmented by agriculture. *Condor* 104:496–506.

VILLARD M. A., 1998: On forest – interior species, edge avoidance, area sensitivity, and dogmas in avian conservation. *The Auk* 115 (3):801– 805.

VIRKKALA R., 1987: Effects of forest management on birds breeding in northern Finland. *Ann. Zool. Fennici* 24:281-294.

VIRKKALA R., 1991: Population trends of forest birds in a Finnish Lapland landscape of large habitat blocks: consequences of stochastic environmental variation or regional habitat alternation? *Biological Conservation* 56: 223–240.

WALLANDER J., ISAKSSON D. et LENBERG T., 2006: Wader nest distribution and predation in relation to man – made structures on coastal pastures. *Biological conservation* 132: 343–350.

WEIDINGER K., 2002: Interactive effects of concealment, parental behaviour and predators on the survival of open passerine nests. *Journal of Animal Ecology* 71 (3):424–437.

WEINBERG H. J. et ROTH R. R., 1998: Forest area and habitat quality for nesting wood thrushes. *The Auk* 115:879–889.

WENDY K. G., PORNELUZI P. A., CLAWSON R. L., FAABORG J. et RICHTER S. C., 2003: Effects of Experimental Forest Management on Density and Nesting Success of Bird Species in Missouri Ozark Forests. *Biological Conservation* 17:1324–1337.

WIENS J. A., 1989: *The ecology of bird communities. Vol. 2 Processes and variations.* Cambridge University Press, Cambridge, 316pp.

WILCOVE D. S., 1985: Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. *Ecology* 66:1211-1214.

YAHNER R. H., 2000: Long-term effects of even-aged management on bird communities in central Pennsylvania. *Wildlife Society Bull.* 28 (4):1102–1110.

YAHNER R. H. et SCOTT D. P., 1988: Effects of forest fragmentation on depredation of artificial nests. *Journal of Wildlife Management*, 52:158–161.

YAHNER R. H., MORRELL T. E. et RACHAEL J. S., 1989: Effect of edge contrast on depredation of artificial avian nests. *Journal of Wildlife Management*, 53:1135–1138.

YU T. et GUO Y., 2013. Effects of urbanization on bird species richness and community composition. *Pakistan Journal of Zoology*, 45(1):59-69.

ZASADIL P., 2001: Ptačí společenstva na rybníčních hrázích CHKO Třeboňsko. *Sylvia* 37: 27 - 42.

ZASADIL P., 2001: The birds as bioindicators of the state of forest ecosystems in the region Novohradské hory (in Czech). In KOBLIHA J., PODRÁZSKÝ V. et PULKRAB K. (eds):

Krajina, les a lesní hospodářství – sborník referátů z celostátní konference. Lesnická fakulta České zemědělské univerzity, Praha, p.30–35.

ZASADIL P., 2002a: Ptačí společenstva lesních ekosystémů Novohradských hor. In: PAPÁČEK M. (ed.): Biodiverzita a přírodní podmínky Novohradských hor. Sborník referátů. Jihočeská univerzita a Entomologický ústav AV ČR: 167 - 271.

ZASADIL P., 2002b: Význam heterogenity lesního ekosystému pro diverzitu ptačího společenstva. In PULKRAB K. (ed.): Krajina, les a lesní hospodářství, sborník z konference. Lesnická fakulta České zemědělské univerzity, Praha, p.8–15.

ZASADIL P., 2003: The impact of heterogeneity of the forest on the bird communities (in Czech). In Bryja, J. et Zukal, J. (eds) Sborník abstraktů z konference Zoologické dny 2003. AV ČR, Brno, p.163–164.

ZENKER W., 1980. Beziehungen zwischen dem Vogelbestand und der Kulturlandschaft. Gesellschaft Rheinischer Ornithologen, 248 p.

9. Přílohy

Tab. č. 6. Rozdělení druhů podle guild

Druh	Oak	Spruce	Hnízdní guildy	Potravní guildy	Migrační guildy
pěnkava obecná	47	50	canopy	všežravý	částečně migrující
sýkora koňadra	35	33	cavity	hmyzožravý	částečně migrující
červenka obecná	29	28	ground	hmyzožravý	částečně migrující
strakapoud velký	30	26	cavity	hmyzožravý	částečně migrující
sýkora modřinka	31	22	cavity	hmyzožravý	částečně migrující
budníček menší	27	24	ground	hmyzožravý	částečně migrující
kos černý	28	20	shrub	všežravý	částečně migrující
pěnice černohlavá	25	20	shrub	hmyzožravý	částečně migrující
šoupálek dlouhoprstý	8	25	cavity	hmyzožravý	stálý
brhlík lesní	16	12	cavity	hmyzožravý	stálý
střízlík obecný	14	14	ground	hmyzožravý	částečně migrující
sýkora uhelníček	4	24	canopy	hmyzožravý	částečně migrující
špaček obecný	25	3	cavity	všežravý	částečně migrující
králíček obecný	7	18	canopy	hmyzožravý	částečně migrující
králíček ohnivý	5	20	canopy	hmyzožravý	částečně migrující
šoupálek krátkoprstý	21	2	cavity	hmyzožravý	stálý
drozd zpěvný	11	8	shrub	všežravý	částečně migrující
budníček lesní	8	9	ground	hmyzožravý	migrující
drozd brávník	4	11	canopy	všežravý	částečně migrující
lejsek šedý	9	6	cavity	hmyzožravý	migrující
sojka obecná	9	5	canopy	všežravý	částečně migrující
žluva hajní	13	0	canopy	hmyzožravý	migrující
dlask tlustozobý	8	4	canopy	semenožravý	částečně migrující
sýkora babka	9	0	cavity	hmyzožravý	stálý
sýkora lužní	1	7	cavity	hmyzožravý	stálý
pěvuška modrá	1	6	ground	hmyzožravý	částečně migrující
budníček větší	5	1	ground	hmyzožravý	migrující
strnad obecný	3	3	ground	semenožravý	částečně migrující
lejsek bělokrký	4	1	cavity	hmyzožravý	migrující
rehek zahradní	2	3	cavity	hmyzožravý	migrující
datel černý	3	1	cavity	hmyzožravý	stálý
sýkora parukářka	1	3	cavity	hmyzožravý	částečně migrující
holub hřivnáč	1	2	canopy	semenožravý	částečně migrující
hrdlička divoká	1	2	shrub	semenožravý	migrující
lejsek černohlavý	3	0	cavity	hmyzožravý	migrující
linduška lesní	1	1	ground	hmyzožravý	migrující
mlynařík dlouhocasý	0	2	canopy	hmyzožravý	částečně migrující
hýl obecný	0	1	shrub	semenožravý	částečně migrující
žluna šedá	0	1	cavity	hmyzožravý	stálý

Tab. č. 7. Dominance

Druh	Oak	Spruce	
S	d	d	průměr
pěnkava obecná	0,1	0,12	11%
sýkora koňadra	0,08	0,08	8%
červenka obecná	0,06	0,07	7%
strakapoud velký	0,07	0,06	7%
sýkora modřinka	0,07	0,05	6%
budníček menší	0,06	0,06	6%
kos černý	0,06	0,05	6%
pěnice černohlavá	0,06	0,05	6%
šoupálek dlouhoprstý	0,02	0,06	4%
brhlík lesní	0,04	0,03	4%
střízlík obecný	0,03	0,03	3%
sýkora uhelníček	0,01	0,06	4%
špaček obecný	0,06	0,01	4%
králíček obecný	0,02	0,04	3%
králíček ohnivý	0,01	0,05	3%
šoupálek krátkoprstý	0,05	0	3%
drozd zpěvný	0,02	0,02	2%
budníček lesní	0,02	0,02	2%
drozd brávník	0,01	0,03	2%
lejsek šedý	0,02	0,01	2%
Sojka obecná	0,02	0,01	2%
žluva hajní	0,03	0	2%
dlask tlustozobý	0,02	0,01	2%
sýkora babka	0,02	0	1%
sýkora lužní	0	0,02	1%
pěvuška modrá	0	0,01	1%
budníček větší	0,01	0	1%
strnad obecný	0,01	0,01	1%
lejsek bělokrký	0,01	0	1%
rehek zahradní	0	0,01	1%
datel černý	0,01	0	1%
sýkora parukářka	0	0,01	1%
holub hřivnáč	0	0	0%
hrdlička divoká	0	0	0%
lejsek černohlavý	0,01	0	1%
linduška lesní	0	0	0%
mlynařík dlouhocasý	0	0	0%
hýl obecný	0	0	0%
žluna šedá	0	0	0%

Tab.č. 8. Rozdělení dominance podle jednotlivých kategorií.

Kategorie dominance	Oak	Spruce
Druh	Dominance	Dominance
pěnkava obecná	Eudominantní	Eudominantní
sýkora koňadra	Dominantní	Dominantní
červenka obecná	Dominantní	Dominantní
strakapoud velký	Dominantní	Dominantní
šoupálek dlouhoprstý	Recedentní	Dominantní
budníček menší	Dominantní	Dominantní
sýkora uhelníček	Subrecedentní	Dominantní
sýkora modřinka	Dominantní	Dominantní
kos černý	Dominantní	Subdominantní
pěnice černohlavá	Dominantní	Subdominantní
králíček ohnivý	Recedentní	Subdominantní
králíček obecný	Recedentní	Subdominantní
střízlík obecný	Subdominantní	Subdominantní
brhlík lesní	Subdominantní	Subdominantní
drozd brávník	Subrecedentní	Subdominantní
budníček lesní	Recedentní	Subdominantní
drozd zpěvný	Subdominantní	Recedentní
sýkora lužní	Subrecedentní	Recedentní
lejsek šedý	Subdominantní	Recedentní
pěvuška modrá	Subrecedentní	Recedentní
sojka obecná	Subdominantní	Recedentní
dlask tlustozobý	Recedentní	Subrecedentní
špaček obecný	Dominantní	Subrecedentní
strnad obecný	Subrecedentní	Subrecedentní
rehek zahradní	Subrecedentní	Subrecedentní
sýkora parukářka	Subrecedentní	Subrecedentní
šoupálek krátkoprstý	Subdominantní	Subrecedentní
holub hřivnáč	Subrecedentní	Subrecedentní
hrdlička divoká	Subrecedentní	Subrecedentní
mlynařík dlouhocasý	—	Subrecedentní
budníček větší	Recedentní	Subrecedentní
lejsek bělokrký	Subrecedentní	Subrecedentní
datel černý	Subrecedentní	Subrecedentní
linduška lesní	Subrecedentní	Subrecedentní
hýl obecný	—	Subrecedentní
žluna šedá	—	Subrecedentní
žluva hajní	Subdominantní	—
sýkora babka	Subdominantní	—
lejsek černohlavý	Subrecedentní	—