

**Univerzita Palackého v Olomouci**

**Přírodovědecká fakulta**

Katedra zoologie a ornitologická laboratoř



**Diverzita a denzita ptáků v zemědělsky využívané krajině**

Bakalářská práce

**Vypracovala:** Klára Svobodová

**Vedoucí práce:** doc. Mgr. Vladimír Remeš, Ph.D.

**Studijní program:** Biologie

**Studijní obor:** Biologie a ekologie (prezenční studium)

Olomouc 2021

## **Prohlášení**

Prohlašuji, že jsem tuto bakalářskou práci vypracovala samostatně pod vedením doc. Mgr. Vladimíra Remeše, Ph.D. a s použitím uvedené literatury.

V Olomouci dne:

Podpis:

## **Poděkování**

Ráda bych poděkovala především svému vedoucímu doc. Mgr. Vladimíru Remešovi, Ph.D. za odborné vedení, rady, ochotu a trpělivost. Dále bych chtěla poděkovat RNDr. Josefu Chytilovi, Ph.D., který mi umožnil přístup do knihovny MOS v Přerově. V neposlední řadě děkuji své rodině a všem, kteří mě v průběhu studia podporovali.



## **Bibliografická identifikace**

**Jméno a příjmení autorky:** Klára Svobodová

**Název práce:** Diverzita a denzita ptáků v zemědělsky využívané krajině

**Typ práce:** Bakalářská práce

**Pracoviště:** Katedra zoologie a ornitologická laboratoř

**Vedoucí práce:** doc. Mgr. Vladimír Remeš, Ph.D.

**Rok obhajoby práce:** 2021

**Počet stran:** 68

**Počet příloh:** 1

**Jazyk:** Český

### **Abstrakt**

Mnoho druhů ptáků je přímo závislých na existenci zemědělské krajiny. Toto prostředí poskytuje ptákům potravu, podmínky pro hnízdění a zároveň hraje významnou roli během migrace či samotného zimování. Vlivem změny obhospodařování krajiny se mění diverzita a denzita ptáků. Četné studie upozorňují na závažný pokles populací ptáků vázaných na zemědělskou půdu. Tato práce shrnuje příčiny a důsledky populačních změn ptáků, sumarizuje možné způsoby obdělávání půdy, které jsou k ptákům přívětivější, a upozorňuje na význam méně intenzivně využívané vegetace pro ptáky. Zároveň tato práce na základě rešerše dostupné literatury analyzuje denzitu ptáků v různých typech zeleně v zemědělsky využívané krajině.

**Klíčová slova:** ptáci, zemědělství, intenzifikace, pokles biodiverzity, zeleň

## **Bibliographical identification**

**Author's first name and surname:** Klára Svobodová

**Thesis title:** Diversity and density of birds in agricultural land

**Type of thesis:** Bachelor thesis

**Department:** Department of Zoology and Laboratory of Ornithology

**Supervisor:** doc. Mgr. Vladimír Remeš, Ph.D.

**The year of presentation:** 2021

**Number of pages:** 68

**Number of appendices:** 1

**Language:** Czech

### **Abstract**

Many species of birds are directly dependent on the existence of an agricultural landscape. This environment provides food for birds, nesting area and at the same time plays an important role during migration or wintering. The diversity and density of birds is changing due to the change in landscape management. Many studies have noted a significant decline in bird populations linked to agriculture land. This paper summarizes the causes and consequences of bird population changes, also summarizes possible ways of cultivation, which are friendlier to birds, and highlights the importance of less intensively used vegetation in agriculture. At the same time, this thesis compares density dependence of different types of greenery in agricultural landscape.

**Key words:** birds, farmland, intensification, biodiversity decline, greenery

## Obsah

1. Cíle práce .....	8
2. Úvod.....	9
2.1 Změny v zemědělské krajině a biodiverzita.....	9
2.2 Ptáci v zemědělské krajině.....	11
2.3 Šetrné typy hospodaření.....	18
2.4 Méně intenzivně využívaná vegetace.....	20
3. Metody .....	24
4. Výsledky .....	26
5. Diskuze.....	35
6. Závěr .....	37
7. Literatura .....	38

## 1. Cíle práce

- Sumarizovat znalosti o změnách ptačích populací v zemědělské krajině.
- Informovat o šetrnějších způsobech hospodaření.
- Shrnout dostupné informace o rozšíření ptáků v různých typech zeleně v zemědělské krajině.
- Provést předběžnou analýzu denzit ptáků v různých typech zeleně na základě údajů z literatury.



## **2. Úvod**

Krajina Evropy se v průběhu staletí neustále mění, jednak vlivem klimatických změn, jednak působením člověka (Kalis et al. 2003; Ruane et al. 2018). Přírozené prostředí různých biotopů bylo lidmi od zakládání prvních zemědělských společností v polovině holocénu postupně omezováno, což akcelerovalo zejména v posledních desetiletích (Tresset & Vigne 2011). Lidé transformují krajinu za účelem zakládání orné půdy a pastvin, těžby lesů a výstavbou sídel (Kaplan et al. 2009). Změny podmíněné lidskou činností jsou nápadné zejména v zemědělsky využívané krajině (Milisauskas 2011). Mnoho druhů ptáků profitovalo z tohoto původně extenzivně spravovaného prostředí a mnohdy pro ně představovalo jediné vhodné stanoviště (Stoate et al. 2001). Avšak zejména v zemích východního bloku po druhé světové válce docházelo scelováním původně malých pozemků k homogenizaci krajiny s důsledkem výrazně snížené diverzity pěstovaných plodin s absencí stanovišť poskytující přijatelné podmínky pro původní druhy rostlin a živočichů (Rabbinge & Van Diepen 2000; Leal Filho et al. 2017).

### **2.1 Změny v zemědělské krajině a biodiverzita**

Způsoby obhospodařování zemědělské krajiny se během historie mění a postupně rozvíjejí (Jones et al. 2017). Již před 10 000 lety se lidé postupně učili, které rostliny jsou schopni pěstovat a za jakých podmínek (McNeill & Winiwarter 2004). Postupem času začínají lidé využívat různé nástroje a zvířata k práci na poli (Gupta 2004). Ke zvýšení kvality a kvantity plodin se zavádějí hnojiva zvyšující produktivitu a látky hubící různé druhy škůdců (Russel & Williams 1977; Maksymiv 2015). Ve 20. století dochází k mechanizaci zemědělství, kdy jsou zvířata nahrazena těžkými stroji (Aguilera et al. 2019).

Na našem území nastávají největší změny za socialistického režimu v 50. a 60. letech 20. století, kdy dochází ke spojování menších pozemků do velkých družstev, tzv. kolektivizaci (Baránková et al. 2011). Tyto rozsáhlé pozemky jsou intenzivně obhospodařovány s využitím techniky a chemikálií (Opršal et al. 2013). Po roce 1989 přechází centrálně plánovaná ekonomika na tržní ekonomiku (Bičík et al. 2001). Intenzita zemědělství po pádu komunismu klesá, což příznivě působí na mnoho druhů ptáků (Gregory et al. 2005). Zemědělství

postupně upadá, protože finanční podpora postsocialistické vlády není dostačující (Donald et al. 2002). Zabavená půda je v rámci restitucí navracena původním majitelům, avšak mladší generace již nemají velký zájem o její obdělávání a dochází k masivnímu zarůstání polí (Swain 1999; Bezák & Mitchley 2014). Po vstupu států do Evropské unie se zavádí tzv. Společná zemědělská politika, ta znovu obnovuje intenzivní zemědělskou činnost na rozsáhlých pozemcích a tím opět negativně působí na původní přirozené druhy rostlin a živočichů (Donald et al. 2006; T. van Zanten et al. 2014). Zavedením Společné zemědělské politiky v rámci Evropské unie druhová bohatost v členských státech výrazně poklesla (Pe'er et al. 2014).

Zvyšující se lidská populace vytváří tlak na co nejvyšší výnosy za účelem zajistit dostatek potravy (Tilman et al. 2002; Ortiz et al. 2021). Způsoby zemědělského využití půdy se s růstem vědeckotechnického pokroku, zejména v poslední době zefektivňují a intenzita využití půdy se během desítek let neustále zvyšuje (Bakker et al. 2011). Neúrodná místa jsou intenzivně hnojena a chráněna před škůdci používáním pesticidů (Davydov et al. 2018). V procesu tzv. meliorace se suché oblasti zavlažují, naopak příliš podmáčené oblasti jsou odvodňovány (Kulhavý et al. 2007; Monaghan et al. 2013). Vysévají se nově vyšlechtěné odrůdy hospodářských plodin, které vykazují požadované vlastnosti např. vyšší vzrůst, vyšší hustotu či rychlejší růst plodiny (Zámečník 2013). Tato intenzifikace využití půdy má za následek rostoucí nerovnováhu v přírodních procesech (Stoate et al. 2009). Jednou z hlavních příčin narušení biodiverzity je omezování až mizení přirozeného prostředí, jehož důsledkem je snižování počtu živých organismů, v extrémních případech i vyhynutí celých živočišných druhů (Green et al. 2005; Gaston & Fuller 2007). V zemědělsky obdělávané krajině v tomto procesu hraje velkou roli i intenzivní pěstování monokultur na rozsáhlých plochách a vysoká míra aplikace hnojiv a pesticidů (Meeus 1993; Chauhan & Singhal 2006). Používání velkého množství pesticidů ohrožuje biodiverzitu, ať už ve formě insekticidů, fungicidů či herbicidů, ohrožuje biodiverzitu a vede ke zhoršující se dostupnosti počátečních článků potravních řetězců (Geiger et al. 2010). Škodlivé látky se mohou také uvolňovat do půdy, vody či ovzduší a negativně ovlivňovat jejich kvalitu (Aktar et al. 2009). Intenzivní používání těžkých zemědělských strojů příliš stlačuje a zhutňuje zeminu, která vytváří neprostupnou vrstvu pro kořeny rostlin

a brání vstupu vody a kyslíku do hlubších vrstev půdy (Hamza & Anderson 2005; Zink et al. 2011). Příliš kompaktní zemina také zhoršuje podmínky pro existenci žížal a jiných půdních organismů (Beylich et al. 2010). Rozrůstající se farmy sjednocují menší pole do velkých pozemků a plodiny se zde střídají jen ve velmi omezeném počtu druhů (Bennett et al. 2012). Postupně je potlačována a rozorávána liniová vegetace tvořící přirozené hranice polí a vodních toků, která je mnohdy posledním přirozeným útočištěm některých rostlinných a živočišných druhů (Reberg-Horton et al. 2011). Tímto tedy vznikají pouze malé ostrůvky poskytující vhodné stanoviště obklopené rozsáhlými lány polí, které znemožňují přesuny živočichů mezi nimi a jejich vzájemné interakce (Marshall 2002). Dle Marshall (2004) jsou na takto obdělávaných lokalitách snižené možnosti nabídek potravy a celkově zhoršené podmínky k rozmnožování, výchově a přežití mláďat. Naopak dlouhodobé ponechání pozemků bez jakékoliv činnosti vede k nadměrnému zarůstání a vytlačování méně konkurenčně schopných organismů dominantními druhy (Lieskovský et al. 2015).

## **2.2 Ptáci v zemědělské krajině**

Trend homogenizace struktury hospodářské krajiny ohrožuje jak rostlinné, tak i živočišné druhy (Jongman 2002). Významnými indikátory upozorňující na měnící se podmínky v zemědělsky využívané krajině jsou ptáci (Padoa-Schioppa et al. 2006). Potravní a hnízdní nároky jednotlivých druhů jsou dobře prozkoumány a lze je také poměrně snadno vysledovat a studovat jejich reakce na změny krajiny v průběhu několika let (Furness et al. 1993; Gregory et al. 2005). Rapidně mizí dříve běžné druhy ptáků hospodářské krajiny Evropy (Tryjanowski et al. 2011). K prvotním závažným poklesům populací ptáků zemědělské krajiny Evropy dochází v 70. letech 20. století v reakci na intenzifikaci zemědělství (Chamberlain et al. 2000). Dle Donald (2006) zaznamenaly stavy ptáků zemědělské krajiny v letech 1990 až 2000 v celé Evropě výrazný pokles ve srovnání s jinými biotopy. Data z 22 evropských zemí dle Gregory & Strien (2010) potvrzují úbytek ptáků zemědělské krajiny mezi lety 1980 až 2007. Konkrétně v České republice byl v letech 1980 až 2015 prokázán strmý populační pokles téměř o 60 % (Gregory et al. 2019). Úbytek ptáků není homogenní, trendy se liší jednak mezi jednotlivými druhy, jednak mezi zeměmi či samotnými stanovišti (Newton 2004). V různých

částech Evropy jsou tedy různé příčiny těchto poklesů (Donald et al. 2006; Sirami et al. 2008; Bas et al. 2009). Obecně je populační pokles ptáků spojován s intenzifikací zemědělství (Wilson et al. 2005). Mění se způsob obhospodařování půdy a pěstování plodin, krajina je více homogenní, ale také dochází k opouštění půdy či cílenému zalesňování (Donald et al. 2002; Voříšek et al. 2010). Všechny tyto aspekty mohou vést k poklesu biodiverzity ptáků hospodářské krajiny (Benton et al. 2003; Devictor & Jiguet 2007).

Na konci 20. století došlo k velkému úbytku ptáků hospodářské krajiny zejména v členských státech Evropské unie, kdežto ve východoevropských státech, které nebyly členy EU, byly populace ptáků stabilnější (Reif & Vermouzek 2019). Tedy trendy poklesu populací ptáků u mladších členských států Evropské unie, což odpovídá střední, jižní a východní Evropě, jsou méně negativní ve srovnání s dlouholetými členskými státy (Gregory & Strien 2010). V zemích západní a severní Evropy ubývají ptáci zejména v důsledku intenzifikace, nadměrné predace a lovu (Tryjanowski et al. 2011). V některých státech je také patrná změna druhového zastoupení ptáků kvůli pokračujícímu globálnímu oteplování (Chapman et al. 2014). Globální změna klimatu zvyšuje průměrnou roční teplotu a způsobuje úbytek ptáků preferujících chladnější oblasti (Julliard et al. 2004; Stephens et al. 2016). V jižní Evropě má negativní vliv na populace ptáků opouštění zemědělské půdy nebo naopak intenzivní obhospodařování půdy (Meeus 1995; Petanidou et al. 2008). Také rozvoj urbanizace či zalesňování otevřených zemědělských ploch bere ptákům vhodná místa k zahnízdění (Tsiakiris et al. 2009; Brambilla et al. 2017). Ve Středomoří je častý nelegální odchyt ptáků do sítí (Brambilla 2019). Snižování počtu jednotlivých druhů ptáků ve střední a východní Evropě je způsobeno změnami v obhospodařování půdy zavedením Společné zemědělské politiky v rámci Evropské unie (Liira et al. 2008; Sanderson et al. 2013; Sutcliffe et al. 2015). Přesto je ve středovýchodní Evropě půda méně intenzivně spravována ve srovnání se západními státy Evropy (Tryjanowski et al. 2011). Pokud se však nezmění způsob využívání půdy ve prospěch zachování biodiverzity, bude střední a východní Evropa čelit stejně závažným úbytkům ptačích populací jako severní a západní Evropa (Butler et al. 2010; Mihók et al. 2017).

Rozdíly ve zranitelnosti druhů částečně závisí na jejich vlastnostech (Fisher & Owens 2004). Starší studie upozorňují na pokles ptáků striktně vázaných na zemědělskou půdu, tzv. specialistů a ptáků, kteří mají poměrně malou relativní velikost mozku a atypické využívání zdrojů (Siriwardena et al. 1998; Shultz et al. 2005). Generalisté a ptáci s větším mozkem jsou přizpůsobivější vůči změnám a dokáží lépe využívat nové zdroje (Sol et al. 2005). V posledních letech se tedy ochrana ptáků zaměřuje hlavně na vzácné druhy, které jsou úzce vázány na zemědělskou půdu, přitom však dochází ke ztrátám druhů, které byly považovány za běžně rozšířené (Inger et al. 2015). Méně hojně vzácnější druhy zaznamenaly prudký nárůst v reakci na zavedená ochranná opatření (Gregory et al. 2003; Male & Bean 2005; Hoffmann et al. 2010). Tyto druhy úzce specializované na zemědělskou půdu jsou velmi citlivé na změnu zemědělské krajiny, ale na druhé straně běžné druhy mají mnohem větší význam pro celkovou strukturu a funkci ekosystému (Geider et al. 2001; Gaston 2008; Butler et al. 2012). Gaston & Fuller (2008) upozornili na důležitý význam běžných druhů pro správné fungování ekosystému a nutnost jejich ochrany než budou kriticky ohroženy či nenávratně ztraceny. Ptáci napomáhají šíření semen, opylování, redukci škůdců a obohacují půdu o určité látky (Şekercioğlu et al. 2004; Whelan et al. 2008; Wenny et al. 2011).

Jako jeden ze způsobů odhadu produkce ekosystému je **množství biomasy** (Voříšek et al. 2010). Obecně klesá početnost ptáků a jejich biomasa, kdy zejména běžné druhy jsou na poklesu a populace méně hojných druhů se zotavují (Inger et al. 2015). Nejstarší studie týkající se evropské ptačí biomasy naznačuje, že největší podíl na snížení celkové biomasy ptáků ve Velké Británii měly druhy zemědělské krajiny (Dolton & Brooke 1999). Dolton & Brooke (1999) uvádí, že v roce 1968 – 1988 ve Velké Británii mizí zejména holub hřivnáč (*Columba palumbus*), havran polní (*Corvus frugilegus*), špaček obecný (*Sturnus vulgaris*) a koroptev polní (*Perdix perdix*). Voříšek et al. (2010) potvrzují tento negativní trend poklesu biomasy, kdy abundance a biomasa ptáků vázaných na zemědělskou krajinu v celé Evropě se do roku 2008 snížila v průměru téměř o polovinu, kdy z 36 druhů evropských ptáků bylo 20 druhů na poklesu, kdežto pouze 4 druhy zůstaly stabilní a 7 druhů bylo na vzestupu. Ve studii Voříšek et al. (2010) byl největší pokles biomasy zjištěn u koroptve polní a špačka obecného, ale také u skřivana

polního (*Alauda arvensis*), hrdličky divoké (*Streptopelia turtur*) a strnada lučního (*Emberiza calandra*), kdežto nárůst biomasy byl zaznamenán u havrana polního, čápa bílého (*Ciconia ciconia*) a pěnice hnědokřídle (*Sylvia communis*). Ve studii De Laet & Summers-Smith (2007) je popsán pokles populací dříve zcela běžných vrabců domácích (*Passer domesticus*).

Využívání zdrojů se může prostorově i časově lišit s ohledem na konkrétní druh (Gregory et al. 2019). Měníci se **struktura krajiny** ohrožuje zejména potravní specialisty, kteří se nedokáží novému prostředí přizpůsobit (Shultz et al. 2005). Např. drop velký je vázán na pole s plodinami určenými pro dobytek (Škorpíková & Zámečník 2008). Strnad obecný (*Emberiza citrinella*) se běžně přesunuje mezi různými plodinami za účelem shánění potravy, avšak homogenizace polních celků mu tento způsob života znemožňuje (Stoate et al. 2001). Šlechtěním nových rychleji rostoucích plodin se zkracuje období dostupnosti potravy (Tryjanowski et al. 2011). Načasování managementu plodin také významně ovlivňuje druhové složení ptáků dané lokality (Stoate et al. 2001). Jednorázová sklizeň rapidně sníží nabídku potravy ptákům i ostatním živočichům (Fuller 2000). Strnadi obecní a vrabci polní (*Passer montanus*) proto musí hledat potravu jinde (Gregory et al. 2002; Orłowski et al. 2014). Strniště jsou významným zdrojem potravy pro ptáky živící se semeny zejména v zimním období (Butler et al. 2005). V posledních letech jsou však strniště brzy po sklizni zaorávána (Fox 2004). Tento trend má negativní dopad na populace strnadů lučních, kteří jsou zvláště v zimním období na ponechaných strništích potravně závislí (Fox & Heldbjerg 2008). Podobně důležitou funkci jako strniště mají také plochy ponechané ladem (Fuller 2000). Typ kultivační metody a načasování zásahu určuje diverzitu rostlin a bezobratlých živočichů (Stoate et al. 2001). Kosení trávy v dřívějším termínu má negativní dopad na ptáky hledající potravu na loukách (Vickery et al. 2001). Příliš husté a vysoké travní porosty, mnohdy způsobené intenzivním hnojením, znesnadňují sýčkoví obecnému (*Athene noctua*) nalezení potravy a různým druhům bahňáků pohyb ve vegetaci (Zámečník 2013). Naopak studie Atkinson et al. (2005) uvádí pozitivní vliv hnojení na výživu rostlin, kdy se v důsledku hnojení zvyšuje množství hmyzu a tím dochází i k populačnímu nárůstu ptáků. Usazování hnojiva na okrajích pole mění druhové složení vegetace z víceletých rostlin na jednoleté plevely, a kvůli těmto změnám zemědělci často odstraňují okrajovou vegetaci použitím herbicidů nebo

je rozorávají (Stoate et al. 2001). Stoate et al. (2001) upozorňuje, že ztráta hraničních stanovišť a mezi negativně ovlivňuje ptáky tato stanoviště vyhledávající, jako je např. pěníce hnědokřídlá.

Používání pesticidů ohrožuje početnost ptactva snížením množství **potravy**, celkovým zhoršením její dostupnosti či přímým působením na ptáky (McKenzie & Whittingham 2009). Ničení polních plevelů herbicidy snižuje potravní nabídku pro hmyz a semenožravé druhy ptáků a tento nedostatek poté přetrvává i v zimním období (Siriwardena et al. 2000). Reif et al. (2010) zaznamenávají obecně vyšší úbytek ptáků živících se semeny ve srovnání s hmyzožravými druhy v důsledku změn využívání půdy a nevhodného časového rozvržení zemědělských činností. V současné době se však upozorňuje na velký pokles hmyzožravců v reakci na celkový pokles bezobratlých živočichů (Bowler et al. 2019). Insekticidy hubí velké množství hmyzu, kterým se živí hmyzožraví ptáci a na kterém jsou závislá hlavně mláďata, např. u koroptve polní, strnada obecného a strnada lučního (Green 1984; Brickle et al. 2000). Používání rodenticidů účinně snižuje populace hlodavců, avšak tyto nebezpečné látky zůstávají v tělech uhynulých jedinců a způsobují sekundární otravy dravců, sov a ptáků živících se mršinami (Berny et al. 1997; Čihák & Vermouzek 2011).

Voříšek et al. (2010) uvádí, že v jejich datovém souboru evropských ptáků obecně mírněji klesají druhy, které **migrují** na delší vzdálenosti než druhy migrující na kratší vzdálenosti nebo druhy stálé. Toto zjištění by mohlo poukazovat na závažné změny na hnízdních stanovištích hospodářské krajiny a jejich negativní vliv na populace ptáků (Newton 2004; Browne et al. 2005; Gilroy et al. 2009). V jiných studiích je však pozorován opačný trend, tedy snižování počtu ptáků migrujících na dlouhé vzdálenosti za účelem přezimování ve větší míře než u ostatních migrujících či stálých druhů (Sanderson et al. 2006; Heldbjerg & Fox 2008; Vickery et al. 2014). Vickery et al. (2014) zaznamenali v letech 1980 až 2009 dle údajů z 25 evropských zemí populační pokles o více než 50 % u strnada zahradního (*Emberiza hortulana*), hrdličky divoké, bramborníčka hnědého (*Saxicola rubetra*), bělořita šedého (*Oenanthe oenanthe*) a slavíka obecného (*Luscinia megarhynchos*). Tento trend může být charakterističtější pro některé druhy, u kterých populační pokles nemusí přímo souviset se stanovišti na evropské

zemědělské půdě, ale se samotnou migrací či stanovišti určenými k přezimování (Bairlein 2016).

V některých evropských zemích je stále běžný **lov migrujících ptáků** (Bro et al. 2006; Crespo et al. 2021). Lov ptáků je velmi oblíben ve Francii, Velké Británii a Španělsku, ať už pro zpestření jídelníčku či jen jako zábavná činnost (Martínez et al. 2002). Někteří odchycení ptáci také putují do obchodů s domácími mazlíčky (Butchart 2008). Loveny jsou relativně běžné druhy, ale mnohdy i ty vzácnější (Brochet et al. 2016). Dalším stále aktuálním problémem jsou případy otrav ptáků, zejména dravců (Caloni et al. 2018).

Koexistence lidí s ptáky může být mnohdy pro ptáky nebezpečná (Chace & Walsh 2006). Lidstvo neúmyslně ohrožuje a usmrcuje volně žijící ptactvo **dopravními prostředky**, nevhodnou konstrukcí elektrického vedení a jeho umístěním v krajině nebo výstavbou nezabezpečených skleněných ploch (Morelli et al. 2014).

Ptáci otevřené zemědělské krajiny nejčastěji hnízdí na zemi ve vyhloubených jamkách, což je činí velmi zranitelné (Guerrero et al. 2012). Hnízdní úspěšnost tohoto typu hnízd se s intenzifikací zemědělství snižuje (Traba & Morales 2019). Používání **zemědělských strojů** je velkým nebezpečím pro ptáky hnízdící na zemi (Buckingham et al. 2015). Hnízda jsou také vystavena vyšší míře **predace** (Evans 2004). Dle studie Evans (2004) patří mezi časté predátory psovitě šelmy (Canidae), kočkovitě šelmy (Felidae), lasicovití (Mustelidae), ale také některé skupiny ptáků, např. krkavcovití (Corvidae) či někteří dravci (Accipitriformes). Redukce predátorů člověkem či jinými živočichy je nízká, proto se jejich počet stále zvyšuje (Newton 2004). V blízkosti obydlených oblastí mohou být ptáci mnohem více predováni z důvodu vyšší koncentrace synantropních živočichů (Leu et al. 2008). Volně se zde pohybují domácí zvířata, zejména kočky a psi, která mají zásadní vliv na početnost ptáků (Loss et al. 2013). V takových případech se osvědčila ochrana hnízd oplocenkami, jak v případě ohrožení zemědělskou technikou, tak za účelem snížení rizika predace (Santangeli et al. 2015). Brzké sklizení úrody a sečení travin ve velmi krátkém období na rozsáhlých plochách způsobují dramatické poklesy populací (Vickery et al. 2001). Dochází ke ztrátám hnízd s mláďaty či samotných dospělců,



kteří nestihnou uniknout do bezpečí (Chamberlain & Fuller 2000). Ohroženi jsou zejména moták lužní (*Circus pygargus*), čejka chocholátá (*Vanellus vanellus*), koroptev polní, křepelka polní (*Coturnix coturnix*), bažant obecný (*Phasianus colchicus*), chřástal polní (*Crex crex*) a další druhy pohybující se v travních porostech (Zámečnick 2013).

Během let se mění **skladba pěstovaných plodin** (Fuller 2000). Roste obliba ozimých odrůd, které postupně nahrazují jarní plodiny (Fox 2004). Jařiny přitom představují důležitá hnízdní stanoviště pro skřivana polního, křepelku polní nebo čejku chocholátou (Zámečnick 2013). Skřivan polní se běžně v průběhu hnízdního období přesunuje mezi různými plodinami (Wilson et al. 1997). U dropa malého (*Tetrax tetrax*) se požadavky na stanoviště mezi samci a samicemi během hnízdního období liší (Salamolard & Moreau 1999). Diverzita plodin se však snižuje, kvůli rostoucí oblíbě pěstování plodin pro energetické účely jako je řepka (*Brassica*) a kukuřice (*Zea*; (Wright & Wimberly 2013). Tento trend způsobuje ztrátu vhodných stanovišť k zahnízdění, což vede k celkové redukci diverzity ptáků (Laiolo 2005; Sauerbrei et al. 2014). Příliš vysoká a hustá vegetace některých kulturních plodin znemožňuje zahnízdění, pohyb a přístup k potravě (Zámečnick 2013). Tímto jsou znevýhodněni skřivani polní nebo čejky chocholáté (Eraud & Marie Boutin 2002; Devereux et al. 2004). Čejka chocholátá je vázaná na pole s obilninami, kde hnízdí a nedaleké pastviny jsou nezbytné pro krmení vylíhnutých mláďat (Stoate et al. 2001). Avšak příliš intenzivní pastva má negativní dopad na ptáky hnízdící v travinách (Vickery et al. 2001). Některé druhy ptáků využívají k hnízdění remízky, meze a liniovou vegetaci podél cest či vodních toků tvořenou stromy a keři (Gregory & Baillie 1998). V důsledku intenzifikace využívání zemědělské půdy však postupně tato stanoviště mizí (Krebs et al. 1999).

**Neobhospodařovaná půda** může mít na ptáky pozitivní, ale i negativní vliv (Tryjanowski et al. 2011). Zda z této půdy budou ptáci profitovat, závisí na složení a struktuře vegetačního pokryvu (Vickery et al. 2004). Půda ponechaná ladem pokrytá relativně řídkou vegetací vytváří příhodné stanoviště mnohým ptákům, kteří preferují extenzivně obdělávanou půdu (Gillings et al. 2010). Ptáci zde nachází místo vhodné k zahnízdění, obživě (důležité zejména v zimním období, kdy je potravy nedostatek) a úkrytu před predátory či nepříznivým počasím (Nagy

et al. 2009). Avšak dlouhodobé přerušení obhospodařování, zvláště méně úrodných půd, může vést k nadměrnému zarůstání, čímž klesají počty některých druhů, např. chřástalů polních, tuhýků obecných (*Lanius collurio*), strnadů lučních a celková biodiverzita se snižuje (Zámečník 2013). Dle Skórka et al. (2010) zarůstají tyto pozemky invazními druhy rostlin např. zlatobýlem (*Solidago*) nebo rákosem (*Phragmites*), které nejsou vhodným prostředím pro hmyz a tedy ani pro ptáky jako je chocholouš obecný (*Galerida cristata*) nebo čejka chocholátá. Jiné studie tvrdí, že půda vyňatá z produkce nemá žádný významný vliv na ptačí populace (Lukasch et al. 2011).

### 2.3 Šetrné typy hospodaření

Jako jeden z možných bioindikátorů změn prosperity agroekosystémů se používají populační trendy ptáků zemědělské krajiny (Gregory et al. 2004). Díky této skutečnosti mají ptáci zásadní význam při řízení zemědělské politiky, a proto je důležité pochopit jejich vztahy k prostředí, aby případně mohla být přijata příslušná konzervační opatření (Gregory et al. 2004). V Evropské unii byly roku 1985 zavedeny agroenvironmentální programy pro zachování biodiverzity v hospodářských systémech (Vickery et al. 2004). Jejich součástí jsou finanční kompenzace zemědělců za ztráty vzniklé zakládáním méně intenzivně spravovaných lokalit (Batáry et al. 2015). Od roku 1992 jsou agroenvironmentální programy pro všechny členské státy EU závazné a každý stát si navrhuje své vlastní postupy jak podpořit biodiverzitu zemědělských systémů (Batáry et al. 2015). V roce 1998 bylo v rámci Společné zemědělské politiky EU zavedeno povinné vynětí půdy z produkce v orných systémech, a když poté v roce 2008 byla tato povinnost zrušena, mnoho ptáků zemědělské krajiny tímto ztratilo důležité potravní a hnízdní stanoviště (Gillings et al. 2010; Traba & Morales 2019). V Anglii po obnovení přirozené hraniční zeleně polí, pěstování plodin určených pro divokou zvěř a ponechání strnišť obilovin i přes zimní období vedlo k navýšení počtu ptáků hnízdících i zimujících na zemědělské půdě (Redhead et al. 2018). V rámci agroenvironmentálního managementu v Rakousku se zjistilo, že snížení množství agrochemikálií zvyšuje diverzitu ptáků zemědělské krajiny (Wrbka et al. 2008). Ve Francii se zavádí tzv. „High Nature Value“ půda, která je více heterogenní a extenzivně obdělávaná s cílem zachovat určité druhy ptáků vázaných na zemědělskou půdu (Doxa et al. 2010). V Nizozemsku vznikají tzv. ekologické

farmy, které podporují diverzitu plodin a pěstování jarních obilovin bez používání pesticidů, avšak pozitivní vliv těchto farem se prokázal pouze u skřivana polního a částečně u čejky chocholaté (Kragten & de Snoo 2008). Dle studie Batáry et al. (2015) závisí účinnost zaváděných ochranných programů na struktuře krajiny a ekologickém kontrastu spravované půdy s okolním prostředím. Také v ostatních zemích jsou snahy o zmírnění dopadů intenzifikace zemědělství, např. ve Švýcarsku musí zemědělci nejméně 7 % zemědělsky využívané plochy ponechat jako tzv. ekologické kompenzační oblasti, které jsou tvořené pásy bylin, keřů či ovocných stromů (Birrer et al. 2007).

Způsob managementu zemědělské krajiny určuje především denzitu ptáků (Gillings et al. 2010). Ekologické zemědělství, půda ponechaná ladem a další opatření mohou mít pozitivní vliv na populace ptáků (Birrer et al. 2007). Ve studii Gillings et al. (2010) uvádí, že ptáci mají vyšší populační denzitu na půdách vyňatých z produkce než na polích s řepkou olejnou, kukuřicí či obilninami. V zemích kolem Středozemního moře spásají hospodářská zvířata plochy ponechané ladem a přispívají tak ke zvýšení biodiverzity v orných systémech ekologickým způsobem (Stoate et al. 2001). Neoseté marginální oblasti polí jsou vhodným místem ke shánění potravy díky vysoké diverzitě plevelů a následně i hmyzu (Zámečník 2013). Pro podporu semenožravých ptáků jsou také vysévány tzv. biopásy tvořené směsí brukvovitých rostlin a obilnin (Zámečník 2013). Přírozenější extenzivně obdělávaná krajina podporuje vyšší počet druhů, avšak při volbě vhodného agroenvironmentálního managementu je nutno zvážit regionální a krajinnou strukturu (Wretenberg et al. 2007). Heterogenita a mozaikovitost krajiny také přispívají k zachování biodiverzity (Stoate et al. 2001). Ne vždy je však zvýšení heterogenity přínosem pro všechny druhy ptáků zemědělské krajiny, např. ohrožené druhy mohou na další změnu krajiny reagovat velmi citlivě (Pickett & Siriwardena 2011). Fragmentace polí na menší plochy s heterogenitou pěstovaných plodin zvyšuje pravděpodobnost pokrytí ekologických požadavků ptáků v průběhu celého roku (Guerrero et al. 2012).

Siriwardena et al. (1998) doporučuje zaměřit se také na hnízdní úspěšnost či přežívání dospělců přes zimní období, což by přispělo k lepšímu pochopení možných příčin úbytků ptáků zemědělské krajiny a možnost jejich ochrany.

Výsev travnatých a bylinných pásů (alespoň 6 m širokých), jejichž součástí jsou plošky řídké vegetace, zvyšuje pravděpodobnost úspěšného zahníždění ptáků a odchovu mláďat (Zámečník 2013). Udržování pásů kosením by mělo probíhat mimo hnízdní období jedenkrát za 2 roky nebo v každém roce, kdy se však pokosí pouze část pásu (Zámečník 2013). V mimohnízdním období jsou ptáky často vyhledávána ponechaná strniště, přičemž druhové osídlení strniště závisí na druhu pěstované plodiny (nejvíce je oblíben jarní ječmen), frekvenci chemického ošetření plodiny, výšce strniště a době, po kterou je strniště zachováno (Moorcroft et al. 2002). Různá výška strniště zajistí dostatečný rozhled při případném hrozícím nebezpečí a zároveň také bezpečný úkryt před predátory (Butler et al. 2005).

## 2.4 Méně intenzivně využívaná vegetace

Významným aspektem pro podporu biodiverzity ptáků je zakládání a udržování méně intenzivně spravovaných oblastí, přičemž různé druhy preferují **různé typy zeleně** (Morelli 2013). Vegetace těchto oblastí se může lišit zastoupením jednotlivých rostlinných druhů, věkem, lokací, tvarem a velikostí (Zámečník 2013). Ptáci zde nacházejí vhodné prostředí k zahníždění, shánění potravy, migraci, dále také úkryt před predátory či nepříznivým počasím (Morelli 2013). Strukturu zeleně určují především klimatické podmínky, složení půdy, přítomnost vody a vliv člověka (Zámečník 2013). Jednotlivé typy méně intenzivně obhospodařované zeleně lze rozdělit na vegetaci, která se nachází v rámci zemědělské půdy a vegetaci mimo zemědělskou půdu (Zámečník 2013; Tryjanowski et al. 2017). Porosty zemědělské půdy zahrnují solitérní stromy či keře, pásy keřů nebo stromů, vegetaci podél cest, vodních toků či nádrží, meze a remízky (Zámečník 2013). Během historie docházelo k potlačení až vymizení těchto stanovišť v důsledku spojování pozemků do rozsáhlých celků a intenzifikace zemědělství, naopak na některých místech bez jakéhokoliv zásahu dochází k negativnímu zarůstání. Proto je nutné tento typ zeleně vhodným způsobem udržovat (Zámečník 2013). Zbývající vegetace spadá do vesnické či městské zeleně kam patří parky, hřbitovy a zahrady. Expanze lidských sídel postupně tato stanoviště potlačuje a homogenizuje, a tím ohrožuje samotnou existenci ptáků ve městech (Tryjanowski et al. 2017).

**Liniová vegetace** dříve tvořila přirozené hranice pozemků, cest a vodních toků, avšak s pokračující intenzifikací zemědělství se liniové porosty z krajiny

postupně vytrácí (Reberg-Horton et al. 2011). Zemědělci nezdědíka vnímají tato stanoviště negativně jako zdroj nežádoucích plevelů a škůdců, což však bylo vyvráceno ve studii Reberg-Horton et al. (2011). Z tohoto důvodu je dnešní zeleň vytvářející pásy mnohdy pouze pozůstatkem z dob minulých či se jedná o spontánní náletové dřeviny (Boutin et al. 2002). V některých oblastech je liniová vegetace opětovně uměle vytvářena s cílem zvrátit klesající trend ptáků intenzivně obhospodařované krajiny (Redhead et al. 2018). Mladší pásy keřů vyhledává zejména konopka obecná (*Carduelis cannabina*), pěnice pokřovní (*Sylvia curruca*) a strnad obecný, naopak starší porosty preferuje drozd zpěvný (*Turdus philomelos*) a hrdlička divoká (Zámečník 2013). Tuhýk obecný a pěnice vlašská (*Sylvia nisoria*) obývají řídké pásy tvořené především keři s ostny (Wuczyński et al. 2011). Dle Zámečník (2013) husté a nízké keře upřednostňuje především budníček větší (*Phylloscopus trochilus*) a pěvuška modrá (*Prunella modularis*). V hustší vegetaci pozdějších stádií sukcese se v rozptýlené zeleni zdržují hlavně lesní druhy ptáků (Fuller et al. 2001). Ve studii Wuczyński et al. (2011) převažovaly ve stromových liniích druhy ptáků listnatých lesů jako pěnice černohlavá (*Sylvia atricapilla*), pěnice slavíková (*Sylvia borin*), sedmihlásek hajní (*Hippolais icterina*), pěnkava obecná (*Fringilla coelebs*), špaček obecný a dlask tlustozobý (*Coccothraustes coccothraustes*).

**Remízky** jsou shluky dřevinné vegetace, které tvoří „zelené ostrůvky“ uprostřed polí (Loman & Von Schantz 1991). Remízky se málo zkoumají, přičemž publikované studie se zaměřují především na remízky charakteru menších lesíků (Opdam et al. 1985; Loman & Von Schantz 1991). Takové porosty hostí jak lesní druhy, tak také druhy lesních okrajů a druhy zemědělské krajiny, které jsou závislé na okolní krajině (Bellamy et al. 1996). S rostoucí plochou remízku roste denzita lesních druhů, zatímco denzita ostatních druhů klesá (Bellamy et al. 1996). Druhy prosperující z lesních porostů jsou kos černý (*Turdus merula*), pěvuška modrá, sýkora modřinka (*Cyanistes caeruleus*), červenka obecná (*Erithacus rubecula*) a pěnkava obecná (Loman & Von Schantz 1991; Bellamy et al. 1996; Šťastný et al. 2006). Naopak druhy vyhledávající menší remízky obklopené více heterogenní krajinou jsou strnad obecný, holub hřivnáč, vrána černá (*Corvus corone*), špaček obecný a hrdlička divoká (Loman & Von Schantz 1991; Bellamy et al. 1996; Šťastný et al. 2006).

**Parky** příznivě působí na ptačí populace v urbanizované krajině (Tryjanowski et al. 2017). Větší rozloha parku predikuje vyšší počet druhů (Jokimäki 1999). Vyšší denzitu, ale nižší diverzitu ptáků, mají parky situované více v centru města (Jokimäki 1999). Častá přítomnost lidí a domácích mazlíčků může také ovlivňovat výskyt ptáků (Tryjanowski et al. 2017). Parky se složitější a druhově bohatší zelení poskytují širší výběr potenciálních míst k hnízdění, shánění potravy či úkrytu před predátory (Thompson et al. 1993). Vegetace v parcích poskytuje útočiště pro velký počet druhů, mezi které patří např. kos černý, drozd zpěvný (*Turdus philomelos*), budníček menší (*Phylloscopus collybita*), pěnkava obecná nebo pěnice černošedá (Šťastný et al. 2006). Starší parky s vykotlanými stromy nebo vyvěšovanými budkami zajišťují druhům vhodná hnízdní prostředí pro další druhy (Jokimäki 1999). Stromové dutiny obsazuje žluna zelená (*Picus viridis*), strakapoud velký (*Dendrocopos major*), brhlík lesní (*Sitta europaea*), puštitk obecný (*Strix aluco*) a sýkora modřínka (Šťastný et al. 2006).

**Hřbitovy** zvyšují biodiverzitu ptáků zejména v hustě zastavěných oblastech (Villaseñor & Escobar 2019). Vyšší druhové zastoupení ptáků vykazují hřbitovy s méně frekventovanou okolní krajinou a vyšší pokryvností vegetace (Villaseñor & Escobar 2019). Také fakt, že jedná o obecně více klidovou zónu s nižší návštěvností zejména povykujících dětí a absence psů příznivě působí na místní populace ptáků (Tryjanowski et al. 2017). Běžně zde můžeme pozorovat hnízdění např. kosa černého, pěnkavy obecné, stehlíka obecného (*Carduelis carduelis*), strakapouda velkého či holuba hřivnáče (Šťastný et al. 2006).

Velká část ptačích druhů přežívá ve městech či vesnicích díky **zahradám** (Goddard et al. 2009). Zahrady mohou mít velmi různorodou strukturu, vzhledem k tomu o jaký typ zahrady se jedná (stromy, keře, nízká vegetace), k jakému účelu slouží (okrasná, ovocná, zeleninová, rekreační) a vzhledem k rozdílnému způsobu udržování jejich vlastníky (Goddard et al. 2009). Často je tvoří travnaté plochy s rozmanitými druhy stromů či keřů, popřípadě obdělávané záhony (Zámečník 2013). V takových zahradách si staví hnízda druhy jako kos černý, pěnkava obecná, strnad obecný, zvonohlík zahradní či zvonek zelený (Šťastný et al. 2006; Zámečník 2013). Ptáci hnízdící v dutinách vyhledávají zahrady se staršími stromy nebo s oblibou využívají vyvěšované budky, např. brhlík lesní, vrabec polní, sýkora

koňadra (*Parus major*), sýkora modřinka a špaček obecný (Šťastný et al. 2006). V zimním období se ptáci často uchylují do zahrad za potravou, kterou jim lidé poskytují přikrmováním na krmítkách (Thompson et al. 1993).

### 3. Metody

V rámci praktické části bakalářské práce jsem prostudovala dostupné tištěné odborné časopisy. Většina literatury byla publikována převážně českými ornitology. Ze zahraničního tisku se jednalo o slovenské periodikum Tichodroma a polské Notatki ornitologiczne.

Seznam všech prostudovaných časopisů a jejich ročníků je následující:

Zprávy MOS (1958 – 1968; 1970; 1972; 1974; 1976 – 2019)

Panurus (1989 – 1993; 1995 – 1998; 2000 – 2004; 2006 – 2019)

Sylvia (1936 – 1942; 1946 – 1952; 1958; 1959; 1965; 1970 – 1972; 1980; 1981; 1983 – 1985; 1990; 1991; 1993 – 2019)

Zprávy ČSO (1997)

Zprávy ČSSO (1982)

Sluka (2004; 2006 – 2010; 2014; 2015)

Otus (2003 – 2005; 2007; 2008)

Prunella (1975 – 2000; 2002 – 2013; 2015 – 2017; 2019)

Tichodroma (1987; 1989; 1990; 1992 – 2002; 2004 – 2020)

Crex (2000 – 2010; 2012 – 2014; 2016)

Sborník z ornitologické konference Přerov (1985; 1988; 1989)

Sborník referátů (1977)

Přírodovědné práce ústavu ČSAV v Brně (1956; 1958; 1962; 1967 – 1997)

Columba (únor 1995; únor, listopad 1996; únor, listopad 1997; únor, listopad 1998; únor, listopad 1999; březen, říjen 2000; březen, říjen 2001; březen, listopad 2002; duben, listopad 2003; únor, listopad 2004; březen, listopad 2005; únor, listopad 2006; únor, říjen 2007; březen, listopad 2008; březen, listopad 2009; červen, prosinec 2010; listopad 2011)

Notatki ornitologiczne (1961 – 1998; 2001 – 2003; 2006)

Odborná literatura, která obsahovala potřebné údaje o denzitách ptáků v různých typech zeleně, byla zahrnuta do analýzy. Data jsem převzala z 37 studií, které se zaměřovaly na lokality v rámci střední Evropy. Veškeré podrobnosti k jednotlivým použitým studiím viz Příloha 1.



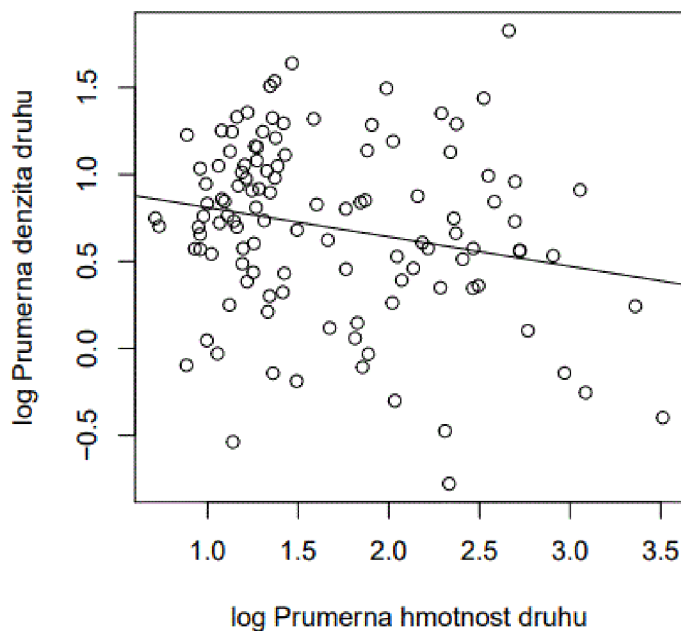
Jednotlivé lokality jsem rozdělila do 5 typů biotopů: louka, liniová vegetace, park, remízek a zahrada. Prvním biotopem jsou luční stanoviště, mezi které jsem zahrнула také travnaté plochy např. runway letiště. Do biotopu liniové vegetace jsem zařadila stromořadí a pásy keřů rostoucí podél cest a vodních toků. K biotopu parků jsem přiřadila arboreta a hřbitovy. Biotop remízek zahrnuje skupinky stromů a keřů nebo menší izolované lesíky. Do biotopu zahrad jsem zařadila také vesnickou a městskou zeleň. Různé lokality shrnuté do jednoho typu biotopu se mezi sebou lišily druhovým složením vegetace (např. listnaté či jehličnaté stromy).

K monitoringu denzity jednotlivých druhů ptáků používali autoři bodovou sčítací metodu, liniovou metodu nebo metodu mapování hnízdních okrsků. Sčítání probíhalo vždy v průběhu hnízdního období v rozmezí let 1965 až 2016. Pokud bylo uvedeno sčítání v rámci několika měsíců v roce, byla tato data zprůměrována. Velikosti studovaných ploch se pohybovaly od 0,08 do 138 ha.

Denzitu druhů z jednotlivých stanovišť jsem přepočítala na společnou jednotku ex/10 ha. Výpočet biomasy jsem provedla z průměrné denzity druhu a hmotnosti druhu v gramech (Storchová & Hořák 2018). Pro zápis dat a jejich početní úpravy jsem použila program Excel. Data jsem před grafickým zpracováním logaritmicky transformovala a samotné grafické a statistické zpracování dat jsem provedla pomocí programu Rstudio 3.6.1.

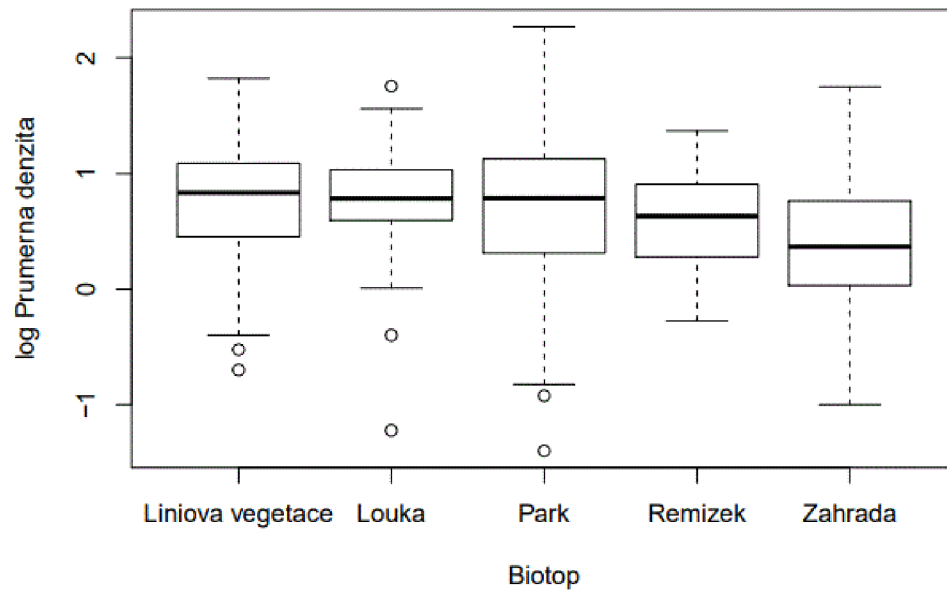
#### 4. Výsledky

Celkově jsem zanalyzovala data převzatá ze 133 lokalit pro 115 druhů ptáků z období 1965 až 2016.



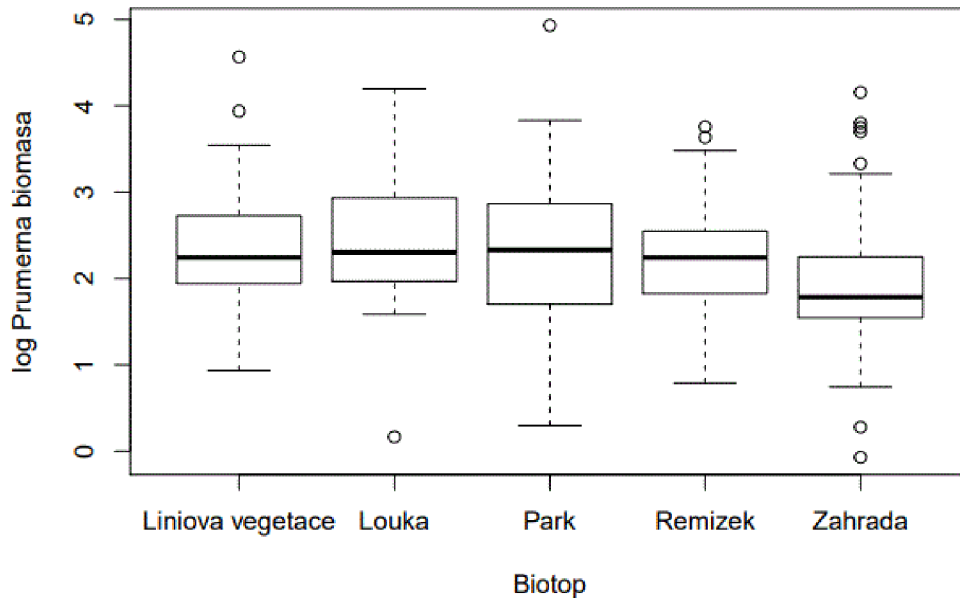
Obr. 1 Závislost průměrné denzity druhu (ex/10 ha) a průměrné hmotnosti druhu (regresní koeficient (SE) = -0.17 (0.072),  $t = -2.35$ ,  $p = 0.021$ ,  $Rsq = 0.04$ )

V případě vztahu průměrné denzity a průměrné hmotnosti druhu, znázorněn pomocí lineární regrese, byla závislost signifikantně průkazná (Obr. 1). Ve studiích byl zaznamenán větší počet menších druhů. Druhy s nižší průměrnou hmotností měly prokazatelně vyšší průměrnou denzitu. Druh s nejnižší tělesnou hmotností 5,15 g byl králíček ohnivý (*Regulus ignicapilla*) s průměrnou denzitou 5,60 ex/10 ha. Naopak nejvyšší tělesnou hmotnost 3245,50 g měl čáp bílý a průměrná denzita dosahovala 0,40 ex/10 ha. Některé hodnoty denzit byly podstatně vychýlené. Tento jev mohl nastat u některých druhů, které se rády sdružují v hejnech, např. havran polní a tím se také podstatně zvyšuje jejich zdánlivá denzita.



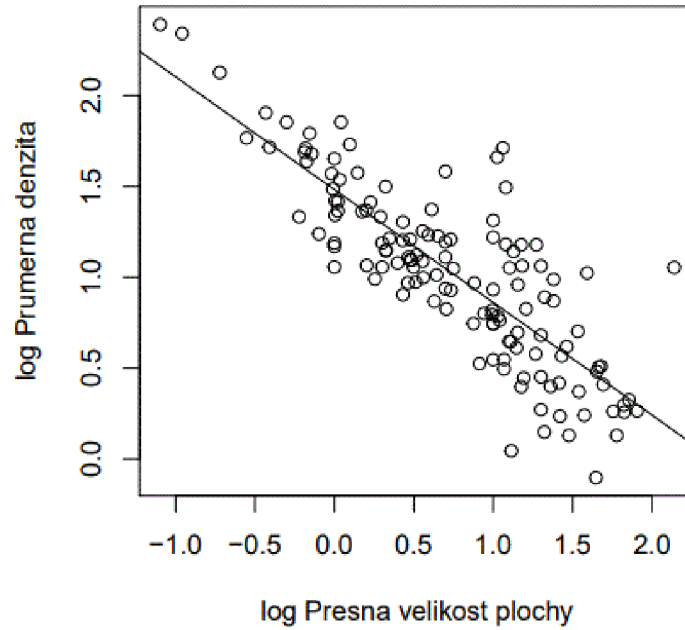
Obr. 2 Průměrná denzita druhů (ex/10 ha) v jednotlivých biotopech ( $F = 5.65$ ,  $p < 0.001$ ,  $Rsq = 0.04$ )

Průměrná denzita druhů (ex/10 ha) v jednotlivých biotopech byla podobná, s nápadně nižší denzitou v zahradách a mírně nižší denzitou v remízcích (Obr. 2). Co se týká jednotlivých druhů, liniová vegetace obsahuje dvě odlehlé hodnoty, které představoval datel černý (*Dryocopus martius*) s průměrnou denzitou 0,20 ex/10 ha a žluna šedá (*Picus canus*) s průměrnou denzitou 0,30 ex/10 ha. Nejvyšší průměrná denzita v biotopu liniové vegetace byla 66,67 ex/10 ha u hýla rudého (*Carpodacus erythrinus*). Na loukách byl zjištěn nejnižší počet druhů ( $n = 59$  druhů). Biotop louka zahrnuje tři odlehlé hodnoty. V prvním případě se jednalo o pěnici vlašskou s průměrnou denzitou 0,06 ex/10 ha a ve druhém případě se jednalo o čápa bílého s průměrnou denzitou 0,40 ex/10 ha. Naopak nejvyšší průměrnou denzitu 56,89 ex/10 ha měl skřivan polní. V parcích byla zjištěna nejvyšší druhová diverzita. Dvě odlehlé hodnoty zde byly 0,04 ex/10 ha u výra velkého (*Bubo bubo*) a 0,12 ex/10 ha u konipasa lučního (*Motacilla flava*). Nejvyšší průměrnou denzitu 186,54 ex/10 ha měl havran polní. Druhové osídlení remízku bylo chudší. Nejnižší průměrná denzita byla 0,53 ex/10 ha u pěnice vlašské a nejvyšší dosahovala 23,47 ex/10 ha u pěnkavy obecné. Nejnižší průměrná denzita v zahradách byla 0,10 ex/10 ha u mlynaříka dlouhoocasého (*Aegithalos caudatus*), sojky obecné (*Garrulus glandarius*) a drozda brávníka (*Turdus viscivorus*) a nejvyšší dosahovala 56,24 ex/10 ha u vrabce domácího.



Obr. 3 Průměrná biomasa druhů (g/10 ha) v jednotlivých biotopech (F = 5.61, p < 0.001, Rsq = 0.04)

Biomasa ptáků (g/10 ha) byla také podobná v různých biotopech, s nižší biomasou v zahradách (Obr. 3). Liniová vegetace obsahuje dvě odlehlé hodnoty, které zastupovala koroptev polní s průměrnou biomasou 8709,60 g/10 ha a bažant obecný s průměrnou biomasou 36957,06 g/10 ha. Nejnižší průměrnou biomasou 8,60 g/10 ha měl strakapoud malý (*Dryobates minor*). Louka zahrnuje jednu odlehlou hodnotu, kterou byla pěnice vlašská s průměrnou biomasou 1,46 g/10 ha. Nejvyšší průměrnou biomasou 15881,40 g/10 ha měl havran polní. V parcích byla zjištěna jedna odlehlá hodnota 85620,33 g/10 ha u havrana polního. Nejnižší průměrnou biomasou 1,98 g/10 ha měl konipas luční. Remízek obsahoval dvě odlehlé hodnoty. První odlehlou hodnotu představoval bažant obecný s průměrnou biomasou 4331,88 g/10 ha a druhou odlehlou hodnotu představovala vrána černá s průměrnou biomasou 5742,67 g/10 ha. Nejnižší průměrná biomasa byla 6,14 g/10 ha u lejska malého (*Ficedula parva*). V zahradách bylo sedm odlehlých hodnot. Nejnižší průměrná biomasa v zahradách byla 0,85 g/10 ha u mlynaříka dlouhoocasého. Nejvyšší průměrná biomasa dosahovala 14399,99 g/10 ha u holuba skalního (*Columba livia*).



Obr. 4 Závislost průměrné denzity všech druhů na lokalitu a přesné velikosti zkoumané plochy (regresní koeficient (SE) = -0.62 (0.037),  $t = -16.97$ ,  $p < 0.001$ ,  $Rsq = 0.68$ )

Plochy s menší zkoumanou velikostí měly prokazatelně vyšší denzitu druhů (Obr. 4). Tento jev byl nejspíše způsoben přepočtem denzity na společnou jednotku ex/10 ha. Nejmenší studovaná plocha měla rozlohu 0,08 ha a průměrnou denzitu všech druhů 246,38 ex/10 ha. Největší plocha dosahovala 138 ha a měla průměrnou denzitu všech druhů 11,35 ex/10 ha.

Tab. 1 Průměrná denzita ptačích druhů v jednotlivých biotopech (ex/10 ha; n = 115 druhů ptáků)

Druh	Louka průměrná denzita	Liniová vegetace průměrná denzita	Park průměrná denzita	Remízek průměrná denzita	Zahrada průměrná denzita	Průměrná denzita
<i>Accipiter gentilis</i>		0,80		0,64		0,72
<i>Accipiter nisus</i>		0,45	0,22			0,34
<i>Acrocephalus palustris</i>		10,95	1,50	9,66	2,28	7,21
<i>Aegithalos caudatus</i>	6,06	3,71	4,92	1,91	0,10	3,74
<i>Alauda arvensis</i>	56,89	2,85	0,49	4,56	1,08	20,85
<i>Anthus pratensis</i>	3,00	9,33	8,47			6,45
<i>Anthus spinoletta</i>	2,00					2,00
<i>Anthus trivialis</i>	4,50	10,15	7,13	8,93	2,00	7,87
<i>Asio otus</i>		4,11	7,15	1,02	0,70	3,26
<i>Athene noctua</i>			5,40		0,66	4,05
<i>Bubo bubo</i>	2,09		0,04			1,75
<i>Buteo buteo</i>		4,27	0,93	3,77		3,41
<i>Caprimulgus europaeus</i>				0,78		0,78
<i>Carduelis cannabina</i>	4,97	11,54	14,83	5,12	2,34	8,26
<i>Carduelis carduelis</i>	6,05	12,08	13,66	8,93	2,32	10,28
<i>Carduelis flammea</i>		7,90	37,00			17,60
<i>Carduelis spinus</i>			0,18		0,40	0,29
<i>Carpodacus erythrinus</i>		66,67	2,02			34,35
<i>Certhia brachydactyla</i>		13,34	4,09	1,09	0,20	5,76
<i>Certhia familiaris</i>		6,15	4,04	2,62	4,26	3,71
<i>Ciconia ciconia</i>	0,40					0,40
<i>Circus aeruginosus</i>	1,03	2,17		1,05		1,26
<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	2,00	3,04	7,97	5,33		6,34
<i>Columba livia domestica</i>	11,60		13,95		43,11	27,40
<i>Columba oenas</i>			5,54	1,51		3,75
<i>Columba palumbus</i>	5,00	7,07	13,67	5,60	1,67	9,09
<i>Corvus corax</i>			0,36	0,66		0,56
<i>Corvus cornix</i>		0,99	4,70	3,01		3,67
<i>Corvus corone</i>			0,71	10,90	2,17	3,62

Druh	Louka průměrná denzita	Liniová vegetace průměrná denzita	Park průměrná denzita	Remízek průměrná denzita	Zahrada průměrná denzita	Průměrná denzita
Corvus frugilegus	34,60	0,90	186,54		2,29	67,12
Corvus monedula	21,00	1,70	21,43	1,88	23,83	19,50
Coturnix coturnix			0,15	3,50		1,83
Cuculus canorus	2,50	1,97	4,84	1,65	0,54	3,37
Cyanistes caeruleus	8,03	10,71	16,33	8,85	3,52	11,20
Dendrocopos major	5,00	6,21	9,94	3,93	1,25	7,10
Dendrocopos medius			2,65	3,68		2,86
Dendrocopos minor		0,40	2,56	1,37	1,80	1,63
Dendrocopos syriacus		0,86	1,39		0,50	0,93
Dryocopus martius		0,20	3,34	0,64		2,21
Emberiza calandra				0,70	1,92	1,31
Emberiza citrinella	8,32	19,87	11,12	12,39	2,91	12,94
Emberiza hortulana				16,20		16,20
Emberiza schoeniclus		46,67		3,59		14,36
Erithacus rubecula	8,03	7,10	9,11	7,56	5,17	8,09
Falco subbuteo			0,17			0,17
Falco tinnunculus	2,54	2,78	6,53	1,15		4,59
Ficedula albicollis	3,94	0,70	6,50	5,20		5,40
Ficedula hypoleuca	6,06	1,74	0,84	2,01		1,78
Ficedula parva			1,60	0,62		1,11
Fringilla coelebs	20,02	31,40	43,01	23,47	23,13	32,27
Galerida cristata	6,06		6,15		0,36	4,19
Garrulus glandarius	5,00	1,04	4,70	2,98	0,10	3,75
Hippolais icterina	6,98	10,85	16,30	12,27	9,46	13,55
Chloris chloris	6,95	9,40	26,16	7,99	24,05	19,68
Jynx torquilla	5,00	2,57	8,56	4,91		6,71
Lanius collurio	4,03	7,11	4,47	4,51	0,20	4,79
Lanius excubitor				1,40		1,40

Druh	Louka průměrná denzita	Liniová vegetace průměrná denzita	Park průměrná denzita	Remízek průměrná denzita	Zahrada průměrná denzita	Průměrná denzita
<i>Locustella fluviatilis</i>		6,04	1,21	2,68		4,00
<i>Locustella luscinioides</i>		3,07				3,07
<i>Locustella naevia</i>		6,81		0,70		5,80
<i>Lophophanes cristatus</i>			0,70	1,40		0,93
<i>Lullula arborea</i>				2,70		2,70
<i>Luscinia luscinia</i>			4,00		1,72	2,10
<i>Luscinia megarhynchos</i>		32,26	7,25	6,77	0,67	17,62
<i>Motacilla alba</i>	2,76	3,36	7,61	4,58	3,57	5,43
<i>Motacilla cinerea</i>	3,45	4,00	2,82	1,27	3,04	2,74
<i>Motacilla flava</i>			0,12		2,88	2,42
<i>Muscicapa striata</i>	5,00	13,29	10,80	6,74	1,64	9,47
<i>Oenanthe oenanthe</i>	2,00				0,40	0,72
<i>Oriolus oriolus</i>	3,94	6,14	9,25	4,93	1,06	6,90
<i>Parus major</i>	13,04	10,01	23,68	9,96	6,90	14,51
<i>Passer domesticus</i>		10,00	43,21	10,53	56,24	43,50
<i>Passer montanus</i>	11,84	26,40	22,59	13,64	15,79	21,12
<i>Periparus ater</i>		8,67	15,34	2,80	5,79	8,83
<i>Perdix perdix</i>	8,90	22,80	0,15	0,65	1,60	6,97
<i>Phasianus colchicus</i>	6,63	32,59	3,54	3,82	1,89	8,14
<i>Phoenicurus ochruros</i>	2,42	1,80	16,32	5,18	4,25	11,33
<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	3,98	3,11	4,31	4,27	1,32	3,76
<i>Phylloscopus collybita</i>	15,01	15,12	22,31	14,48	4,69	16,85
<i>Phylloscopus sibilatrix</i>		2,10	8,22	4,93	7,14	6,79
<i>Phylloscopus trochiloides</i>					0,80	0,80
<i>Phylloscopus trochilus</i>	5,00	14,66	10,86	12,72	2,32	10,81
<i>Pica pica</i>	6,00	4,68	6,14	5,23	5,49	5,59
<i>Picus canus</i>		0,30	4,16	2,06		2,89
<i>Picus viridis</i>		4,65	1,87	1,18		2,23
<i>Poecile montanus</i>		9,60	2,73	7,04	1,20	5,27
<i>Poecile palustris</i>		5,83	3,44	2,87	1,86	3,49
<i>Prunella modularis</i>	10,01	11,66	13,37	8,17	2,92	10,48



Druh	Louka průměrná denzita	Liniová vegetace průměrná denzita	Park průměrná denzita	Remízek průměrná denzita	Zahrada průměrná denzita	Průměrná denzita
<i>Pyrrhula pyrrhula</i>		0,50	0,42	1,25		0,65
<i>Regulus ignicapilla</i>		13,93	1,36	2,49	12,00	5,60
<i>Regulus regulus</i>		6,25	2,78	5,32	23,73	5,04
<i>Remiz pendulinus</i>		6,56		2,02	4,40	4,53
<i>Saxicola torquata</i>		10,90	0,40	1,00	0,42	4,99
<i>Saxicola rubetra</i>		41,33			4,10	22,72
<i>Scolopax rusticola</i>			2,29			2,29
<i>Serinus serinus</i>	11,98	7,95	27,41	7,75	7,14	17,87
<i>Sitta europaea</i>	8,03	4,43	12,12	9,37	2,14	9,55
<i>Streptopelia decaocto</i>		1,41	23,74	6,62	32,66	22,45
<i>Streptopelia turtur</i>	10,01	5,72	6,88	9,25		7,49
<i>Strix aluco</i>			6,40	3,32		5,37
<i>Sturnus vulgaris</i>	19,61	20,28	28,66	10,62	6,43	19,27
<i>Sylvia atricapilla</i>	13,96	27,20	24,17	13,14	19,09	21,38
<i>Sylvia borin</i>	6,98	21,92	9,37	11,00	4,02	12,01
<i>Sylvia communis</i>	10,01	20,32	6,06	7,15	2,39	8,60
<i>Sylvia curruca</i>	11,98	12,24	7,11	7,06	2,41	6,99
<i>Sylvia nisoria</i>	0,06	21,88	0,66	0,53		11,18
<i>Troglodytes troglodytes</i>		5,68	4,96	4,16	8,21	4,98
<i>Turdus merula</i>	16,99	15,94	45,76	10,94	51,43	31,28
<i>Turdus philomelos</i>	11,98	7,94	20,31	9,16	5,89	13,70
<i>Turdus pilaris</i>	5,00	14,69	25,42	8,40	3,08	15,49
<i>Turdus torquatus</i>					0,50	0,50
<i>Turdus viscivorus</i>	3,00		2,96	2,80	0,10	2,47
<i>Tyto alba</i>			9,83			9,83
<i>Upupa epops</i>		1,55	0,33			1,14
<i>Vanellus vanellus</i>	36,43		2,05	2,34	0,20	13,43

Tabulka 1 uvádí průměrnou denzitu druhů v jednotlivých biotopech a celkovou průměrnou denzitu daného druhu napříč všemi biotopy.

Nejvyšší průměrnou denzitu v biotopu louka měl skřivan polní, čejka chocholátá a havran polní.

V biotopu liniové vegetace dominoval hýl rudý, strnad rákosní a bramborníček hnědý.

Biotop park obýval v nejvyšších denzitách havran polní, kos černý a vrabec domácí.

V remízcích měli nejvyšší denzitu pěnkava obecná, strnad zahradní a budníček menší.

V zahradách byly nejběžnějšími druhy vrabec domácí, kos černý a holub skalní domácí.

## 5. Diskuze

Autoři v rámci jednotlivých studií využívali různé typy sčítacích metod (Voříšek et al. 2008). I přesto se data získaná stejnou sčítací metodou výrazně lišila. To mohlo být způsobeno mnoha různými faktory. Jednotlivé studované lokality měly různou velikost sčítací plochy, druhově různorodý vegetační pokryv (např. jehličnaté a listnaté remízky), odlišný výskyt predátorů či invazních druhů, různou vzdálenost od lidských sídel a rozmanitý charakter okolí.

Mnou analyzovaná data poukazují na obecně známé Damuthovo pravidlo, kdy druhy s nižší průměrnou hmotností mají prokazatelně vyšší průměrnou denzitu než druhy s vyšší tělesnou hmotností (Damuth 1987).

Srovnáním studovaných biotopů byla nejvyšší denzita i biomasa ptáků v parcích. Dle studie Chace & Walsh (2006) se s rostoucí urbanizací zvyšuje biomasa ptáků v parcích, ale diverzita se naopak snižuje. Park je biotop, který zahrnuje jak prvky lesa, tak také lidskou přítomnost a údržbu. Některé druhy, konkrétně ptáci hnízdící v dutinách a granivorní či omnivorní druhy, tomuto prostředí dobře přivykli (Zhou et al. 2012). Naopak v zahradách byla zjištěna nejnižší diverzita i biomasa ptáků. Tento trend by mohl souviset s lokalizací zahrad, které se obecně nacházejí spíše na venkově, případně na okrajích městských aglomerací. Tyto lokality jsou v blízkosti volné přírody s vyšší nabídkou vhodných stanovišť, kdežto parky soustřeďují ptačí populace z větších zastavěných ploch, kde nemají dostatek hnízdních a potravních příležitostí (Jokimäki 1999).

Plochy s menší velikostí měly vyšší denzitu druhů. Dle předpokladu došlo ke zkreslení výsledků u menších studovaných ploch při přepočtu denzity na společnou jednotku ex/10 ha.

Na loukách a travnatých plochách se nejvíce zdržoval skřivan polní. Skřivan polní je původně stepní druh preferující otevřenou krajinu, tedy i pole. V České republice byl v letech 1982 – 2003 u skřivana polního zjištěn roční populační úbytek 2,33 % zejména v důsledku intenzifikace zemědělství (Šťastný et al. 2006).

V liniové vegetaci měl nejvyšší denzitu hýl rudý. Hýl rudý hnízdí v keřích rostoucích v otevřené krajině. V ČR došlo k velkému nárůstu populace hýla rudého z 30 – 50 párů v roce 1973 na 1300 – 2000 párů v roce 2003 (Šťastný et al. 2006).

V parcích se nejčastěji vyskytoval havran polní. Havran polní vyhledává k zakládání hnízd vysoké stromy nejčastěji v lesících nebo remízkách zemědělské

krajiny, ale také v urbanizovaných oblastech. Mezi lety 1985 – 2003 populace havranů v ČR vzrostla z 2600 párů na 4000 párů (Šťastný et al. 2006).

Remízky obývala nejhojněji pěnkava obecná. Pěnkava obecná hojně využívá k hnízdění rozptýlenou zeleň se stromy, tedy remízky, lesíky, hřbitovy, parky, sady a zahrady. V České republice byl v letech 1982 – 2003 u pěnkavy obecné zjištěn roční úbytek populace o 1,1 % (Šťastný et al. 2006).

Nejhojnějším ptákem v zahradách je vrabec domácí. Vrabec domácí je synantropním druhem, který hnízdí ve velmi rozmanitých dutinách a polodutinách v blízkosti lidských sídel. V rozmezí let 1985 – 2003 byl v ČR pozorován mírný pokles populace vrabce domácího z 3 – 6 milionů párů na 2,8 – 5,6 milionů párů (Šťastný et al. 2006).

## 6. Závěr

Ve své bakalářské práci jsem provedla rešerši dostupné literatury se zaměřením na ptáky zemědělské krajiny. Popsala jsem současný stav zemědělské krajiny a její změny v průběhu historie. Rozvedla jsem změny hospodaření a jejich negativní dopady na ptačí populace. Uvedla jsem příčiny poklesu ptáků v zemědělské krajině v jednotlivých oblastech Evropy.

Zemědělská krajina je dlouhodobě poškozována nevhodným managementem, což neprospívá ani samotným ptákům. Nicméně při změně obhospodařování půdy lze pro ptáky vytvořit lepší podmínky a tím zvýšit jejich počty nebo alespoň zpomalit či zastavit jejich populační pokles.

V další části jsem shrnula možné, ve vztahu k ptákům šetrnější způsoby hospodaření. Jedním z možných řešení je vytváření tzv. rozptýlené zeleně, ze které může profitovat velké množství ptáků hospodářsky využívané krajiny. Dále jsem se tedy zabývala problematikou méně intenzivně využívané vegetace a jejím významem pro ptačí populace.

V praktické části práce jsem zanalyzovala převzatá data z dostupné odborné literatury zahrnující údaje o denzitách ptáků v různých typech zeleně. S rostoucí velikostí těla klesala průměrná denzita druhu. Nejvyšší průměrná denzita i biomasa druhů byla v parcích ve srovnání s ostatními studovanými biotopy a nejnižší denzita i biomasa byla v zahradách. S rostoucí velikostí plochy klesala průměrná denzita druhů na této ploše. Obecně ve všech biotopech byl nejčastěji přítomen havran polní, vrabec domácí, hýl rudý, pěnkava obecná a kos černý. Naopak nejméně běžný byl ostříž lesní, čížek lesní, krahujec obecný, čáp bílý a kos horský.

V navazující diplomové práci bych se chtěla zaměřit na sběr dat v různých typech zeleně pomocí standardizované bodové sčítací metody a zjistit současnou diverzitu a denzitu ptáků v prostředí méně intenzivně využívané krajiny. Tato oblast není dle mého názoru dostatečně prozkoumána a může tak přinést k danému tématu nové obohacující poznatky.

## 7. Literatura

- Aguilera E, Guzmán GI, González de Molina M, Soto D, Infante-Amate J. 2019. From animals to machines. The impact of mechanization on the carbon footprint of traction in Spanish agriculture: 1900 – 2014. *J Clean Prod.* 221(1):295–305.
- Aktar W, Sengupta D, Chowdhury A. 2009. Impact of pesticides use in agriculture: Their benefits and hazards. *Interdiscip Toxicol.* 2(1):1–12.
- Atkinson PW, Fuller RJ, Vickery JA, Conway GJ, Tallowin JRB, Smith REN, Haysom KA, Ings TC, Asteraki EJ, Brown VK. 2005. Influence of agricultural management, sward structure and food resources on grassland field use by birds in lowland England. *J Appl Ecol.* 42(5):932–942.
- Bairlein F. 2016. Migratory birds under threat. *Science.* 354(6312):547–548.
- Bakker MM, Hatna E, Kuhlman T, Múcher CA. 2011. Changing environmental characteristics of European cropland. *Agric Syst.* 104(7):522–532.
- Baránková Z, Dobrovodská M, Štefunková D, Babicová D, Moyzeová M, Petrovič F. 2011. Participation of local people on identifying the landscape values and future development in historical agricultural landscapes. *Ekol Bratislava.* 30(2):216–228.
- Bas Y, Renard M, Jiguet F. 2009. Nesting strategy predicts farmland bird response to agricultural intensity. *Agric Ecosyst Environ.* 134(3–4):143–147.
- Batáry P, Dicks L V., Kleijn D, Sutherland WJ. 2015. The role of agri-environment schemes in conservation and environmental management. *Conserv Biol.* 29(4):1006–1016.
- Bellamy PE, Hinsley SA, Newton I. 1996. Factors Influencing Bird Species Numbers in Small Woods in South-East England. *Br Ecol Soc.* 33(2):249–262.
- Bennett AJ, Bending GD, Chandler D, Hilton S, Mills P. 2012. Meeting the demand for crop production: The challenge of yield decline in crops grown in short rotations. *Biol Rev.* 87(1):52–71.
- Benton TG, Vickery JA, Wilson JD. 2003. Farmland biodiversity: Is habitat heterogeneity the key? *Trends Ecol Evol.* 18(4):182–188.

- Berny PJ, Buronfosse T, Buronfosse F, Lamarque F, Lorgue G. 1997. Field evidence of secondary poisoning of foxes (*Vulpes vulpes*) and buzzards (*Buteo buteo*) by bromadiolone, a 4-year survey. *Chemosphere*. 35(8):1817–1829.
- Beylich A, Oberholzer HR, Schrader S, Höper H, Wilke BM. 2010. Evaluation of soil compaction effects on soil biota and soil biological processes in soils. *Soil Tillage Res.* 109(2):133–143.
- Bezák P, Mitchley J. 2014. Drivers of change in mountain farming in Slovakia: from socialist collectivisation to the Common Agricultural Policy. *Reg Environ Chang.* 14(4):1343–1356.
- Bičík I, Jeleček L, Štěpánek V. 2001. Land-use changes and their social driving forces in Czechia in the 19th and 20th centuries. *Land use policy.* 18(1):65–73.
- Birrer S, Spiess M, Herzog F, Jenny M, Kohli L, Lugin B. 2007. The Swiss agri-environment scheme promotes farmland birds: but only moderately. *J Ornithol.* 148(2):295–303.
- Boutin C, Jobin B, Bélanger L, Choinière L. 2002. Plant diversity in three types of hedgerows adjacent to cropfields. *Biodivers Conserv.* 11(1):1–25.
- Bowler DE, Heldbjerg H, Fox AD, de Jong M, Böhning-Gaese K. 2019. Long-term declines of European insectivorous bird populations and potential causes. *Conserv Biol.* 33(5):1120–1130.
- Brambilla M. 2019. Six (or nearly so) big challenges for farmland bird conservation in Italy. *Avocetta.* 43(2):101–113.
- Brambilla M, Gustin M, Vitulano S, Falco R, Bergero V, Negri I, Bogliani G, Celada C. 2017. Sixty years of habitat decline: impact of land-cover changes in northern Italy on the decreasing ortolan bunting *Emberiza hortulana*. *Reg Environ Chang.* 17(2):323–333.
- Brickle NW, Harper DGC, Aebischer NJ, Cockayne SH. 2000. Effects of agricultural intensification on the breeding success of corn buntings *Miliaria calandra*. *J Appl Ecol.* 37(5):742–755.

- Bro E, Arroyo B, Migot P. 2006. Conflict between grey partridge *Perdix perdix* hunting and hen harrier *Circus cyaneus* protection in France: A review. *Wildlife Biol.* 12(3):233–247.
- Brochet AL, Van Den Bossche W, Jbour S, Ndang'Ang' A PK, Jones VR, Abdou WALI, Al-Hmoud AR, Asswad NG, Atienza JC, Atrash I, et al. 2016. Preliminary assessment of the scope and scale of illegal killing and taking of birds in the Mediterranean. *Bird Conserv Int.* 26(1):1–28.
- Browne SJ, Aebischer NJ, Crick HQP. 2005. Breeding ecology of Turtle Doves *Streptopelia turtur* in Britain during the period 1941-2000: An analysis of BTO nest record cards. *Bird Study.* 52(1):1–9.
- Buckingham DL, Giovannini P, Peach WJ. 2015. Manipulating grass silage management to boost reproductive output of a ground-nesting farmland bird. *Agric Ecosyst Environ.* 208(1):21–28.
- Butchart SHM. 2008. Red List Indices to measure the sustainability of species use and impacts of invasive alien species. *Bird Conserv Int.* 18(1):245–262.
- Butler SJ, Boccaccio L, Gregory RD, Vorisek P, Norris K. 2010. Quantifying the impact of land-use change to European farmland bird populations. *Agric Ecosyst Environ.* 137(3–4):348–357.
- Butler SJ, Bradbury RB, Whittingham MJ. 2005. Stubble height affects the use of stubble fields by farmland birds. *J Appl Ecol.* 42(3):469–476.
- Butler SJ, Freckleton RP, Renwick AR, Norris K. 2012. An objective, niche-based approach to indicator species selection. *Methods Ecol Evol.* 3(2):317–326.
- Caloni F, Berny P, Croubels S, Sachana M, Guitart R. 2018. Epidemiology of Animal Poisonings in Europe. *Vet Toxicol.*:45–56.
- Casas F, Mougeot F, Viñuela J, Bretagnolle V. 2009. Effects of hunting on the behaviour and spatial distribution of farmland birds: Importance of hunting-free refuges in agricultural areas. *Anim Conserv.* 12(4):346–354.
- Chace JF, Walsh JJ. 2006. Urban effects on native avifauna: A review. *Landsc Urban Plan.* 74(1):46–69.



Chamberlain DE, Fuller RJ. 2000. Local extinctions and changes in species richness of lowland farmland birds in England and Wales in relation to recent changes in agricultural land-use. *Agric Ecosyst Environ.* 78(1):1–17.

Chamberlain DE, Fuller RJ, Bunce RGH, Duckworth JC, Shrubbs M. 2000. Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *J Appl Ecol.* 37(5):771–788.

Chapman S, Mustin K, Renwick AR, Segan DB, Hole DG, Pearson RG, Watson JEM. 2014. Publishing trends on climate change vulnerability in the conservation literature reveal a predominant focus on direct impacts and long time-scales. *Divers Distrib.* 20(10):1221–1228.

Chauhan RS, Singhal L. 2006. Harmful Effects of Pesticides and Their Control Through Cowpathy. *Int J Cow Sci.* 2(1):61–70.

Čihák K, Vermouzek Z. 2011. Vliv úmyslných a neúmyslných otrav pesticidy na populace volně žijících ptáků. *Praha Česká společnost Ornitol.*:4–32.

Crespo J, Solís I, Barba E. 2021. Illegal Bird Hunting in Eastern Spain: A Declining Trend, but Still Worrying. *Ardeola.* 68(1):181–192.

Damuth J. 1987. Interspecific allometry of population density in mammals and other animals: the independence of body mass and population energy- use. *Biol J Linn Soc.* 31(3):193–246.

Davydov R, Sokolov M, Hogland W, Glinushkin A, Markaryan A. 2018. The application of pesticides and mineral fertilizers in agriculture. *MATEC Web Conf.* 245:1–5.

Devereux CL, Mckeever CU, Benton TG, Whittingham MJ. 2004. The effect of sward height and drainage on Common Starlings *Sturnus vulgaris* and Northern Lapwings *Vanellus vanellus* foraging in grassland habitats. *Ibis (Lond 1859).* 146(2):115–122.

Devictor V, Jiguet F. 2007. Community richness and stability in agricultural landscapes: The importance of surrounding habitats. *Agric Ecosyst Environ.* 120(2–4):179–184.

- Dolton CS, Brooke MDL. 1999. Changes in the biomass of birds breeding in great Britain, 1968-88. *Bird Study*. 46(3):274–278.
- Donald PF, Pisano G, Rayment MD, Pain DJ. 2002. The Common Agricultural Policy, EU enlargement and the conservation of Europe's farmland birds. 89:167–182.
- Donald PF, Sanderson FJ, Burfield IJ, Bommel FPJ Van. 2006. Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990 – 2000. 116:189–196.
- Doxa A, Bas Y, Paracchini ML, Pointereau P, Terres JM, Jiguet F. 2010. Low-intensity agriculture increases farmland bird abundances in France. *J Appl Ecol*. 47(6):1348–1356.
- Eraud C, Marie Boutin J. 2002. Density and productivity of breeding Skylarks *Alauda arvensis* in relation to crop type on agricultural lands in western France. *Bird Study*. 49(3):287–296.
- Evans KL. 2004. The potential for interactions between predation and habitat change to cause population declines of farmland birds. *Ibis (Lond 1859)*. 146(1):1–13.
- Fisher DO, Owens IPF. 2004. The comparative method in conservation biology. *Trends Ecol Evol*. 19(7):391–398.
- Fox AD. 2004. Has Danish agriculture maintained farmland bird populations? *J Appl Ecol*. 41(3):427–439.
- Fox T (A D)., Heldbjerg H. 2008. Which regional features of Danish agriculture favour the corn bunting in the contemporary farming landscape? *Agric Ecosyst Environ*. 126(3–4):261–269.
- Fuller R. 2000. Relationships between recent changes in lowland British agriculture and farmland bird populations: an overview. *Ecol Conserv Lowl Farml birds*. 1950:5–16.

- Fuller RJ, Chamberlain DE, Burton NHK, Gough SJ. 2001. Distributions of birds in lowland agricultural landscapes of England and Wales: How distinctive are bird communities of hedgerows and woodland? *Agric Ecosyst Environ.* 84(1):79–92.
- Furness RW, Greenwood JJD, Jarvis PJ. 1993. Can birds be used to monitor the environment? *Birds as Monit Environ Chang.*:1–41.
- Gaston KJ. 2008. Biodiversity and extinction: the importance of being common. *Prog Phys Geogr.* 32(1):73–79.
- Gaston KJ, Fuller RA. 2007. Biodiversity and extinction: Losing the common and the widespread. *Prog Phys Geogr.* 31(2):213–225.
- Gaston KJ, Fuller RA. 2008. Commonness, population depletion and conservation biology. *Trends Ecol Evol.* 23(1):14–19.
- Geider RJ, Delucia EH, Falkowski PG, Finzi AC, Philip Grime J, Grace J, Kana TM, La Roche J, Long SP, Osborne BA, et al. 2001. Primary productivity of planet earth: biological determinants and physical constraints in terrestrial and aquatic habitats. *Glob Chang Biol.* 7(8):849–882.
- Geiger F, Bengtsson J, Berendse F, Weisser WW, Emmerson M, Morales MB, Ceryngier P, Liira J, Tscharrntke T, Winqvist C, et al. 2010. Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic Appl Ecol.* 11(2):97–105.
- Gillings S, Henderson IG, Morris AJ, Vickery JA. 2010. Assessing the implications of the loss of set-aside for farmland birds. *Ibis (Lond 1859).* 152(4):713–723.
- Gilroy JJ, Anderson GQA, Grice P V., Vickery JA, Watts PN, Sutherland WJ. 2009. Foraging habitat selection, diet and nestling condition in Yellow Wagtails *Motacilla flava* breeding on arable farmland. *Bird Study.* 56(2):221–232.
- Goddard MA, Dougill AJ, Benton TG. 2009. Scaling up from gardens: biodiversity conservation in urban environments. *Trends Ecol Evol.* 25(2):90–98.
- Green RE. 1984. The feeding ecology and survival of Partridge chicks (*Alectoris rufa* and *Perdix perdix*) on arable farmland in East England. *J Appl Ecol.* 22(3):645–654.

Green RE, Cornell SJ, Scharlemann JPW, Balmford A. 2005. Farming and the fate of wild nature. *Science*. 307(5709):550–555.

Gregory R, Noble D, Field R, Marchant J, Raven M, Gibbons D. 2003. Using birds as indicators of biodiversity. *Ornis hungarica*. 12(13):11–24.

Gregory RD, Baillie SR. 1998. Large-scale habitat use of some declining British birds. *J Appl Ecol*. 35(5):785–799.

Gregory RD, Noble DG, Custance J. 2004. The state of play of farmland birds: Population trends and conservation status of lowland farmland birds in the United Kingdom. *Ibis (Lond 1859)*. 146(2):1–13.

Gregory RD, Skorpilova J, Vorisek P, Butler S. 2019. An analysis of trends, uncertainty and species selection shows contrasting trends of widespread forest and farmland birds in Europe. *Ecol Indic*. 103:676–687.

Gregory RD, Strien A Van. 2010. Wild bird indicators: Using composite population trends of birds as measures of environmental health. *Ornithol Sci*. 9(1):3–22.

Gregory RD, Strien A Van, Vorisek P, Meyling AWG, Noble DG, Foppen RPB, Gibbons DW. 2005. Developing indicators for European birds. 360(1454):269–288.

Gregory RD, Voříšek P, Noble DG, Van Strien A, Klvaňová A, Eaton M, Meyling AWG, Joys A, Foppen RPB, Burfield IJ. 2008. The generation and use of bird population indicators in Europe. *Bird Conserv Int*. 18:223–244.

Gregory RD, Wilkinson NI, Noble DG, Robinson JA, Brown AF, Hughes J, Procter D, Gibbons DW, Galbraith CA. 2002. The population status of birds in the United Kingdom, Channel Islands and Isle of Man: an analysis of conservation concern 2002-2007. *Br Birds*. 95:410–450.

Guerrero I, Morales MB, Oñate JJ, Geiger F, Berendse F, Snoo G de, Eggers S, Pärt T, Bengtsson J, Clement LW, et al. 2012. Response of ground-nesting farmland birds to agricultural intensification across Europe: Landscape and field level management factors. *Biol Conserv*. 152:74–80.

Gupta AK. 2004. Origin of agriculture and domestication of plants and animals linked to early Holocene climate amelioration. *Curr Sci*. 87(1):54–59.

- Hamza MA, Anderson WK. 2005. Soil compaction in cropping systems: A review of the nature, causes and possible solutions. *Soil Tillage Res.* 82(2):121–145.
- Heldbjerg H, Fox T. 2008. Long-term population declines in Danish trans-Saharan migrant birds. *Bird Study.* 55(3):267–279.
- Hoffmann M, Hilton-Taylor C, Angulo A, Böhm M, Brooks TM, Butchart SHM, Carpenter KE, Chanson J, Collen B, Cox NA, et al. 2010. The impact of conservation on the status of the world's vertebrates. *Science.* 330(6010):1503–1509.
- Inger R, Gregory R, Duffy JP, Stott I, Voříšek P, Gaston KJ. 2015. Common European birds are declining rapidly while less abundant species' numbers are rising. *Ecol Lett.* 18(1):28–36.
- Jokimäki J. 1999. Occurrence of breeding bird species in urban parks: Effects of park structure and broad-scale variables. *Urban Ecosyst.* 3(1):21–34.
- Jones JW, Antle JM, Basso B, Boote KJ, Conant RT, Foster I, Godfray HCJ, Herrero M, Howitt RE, Janssen S, et al. 2017. Brief history of agricultural systems modeling. *Agric Syst.* 155:240–254.
- Jongman RHG. 2002. Homogenisation and fragmentation of the European landscape: Ecological consequences and solutions. *Landsc Urban Plan.* 58(2–4):211–221.
- Julliard R, Jiguet F, Couvet D. 2004. Common birds facing global changes: What makes a species at risk? *Glob Chang Biol.* 10(1):148–154.
- Kalis AJ, Merkt J, Wunderlich J. 2003. Environmental changes during the Holocene climatic optimum in central Europe - Human impact and natural causes. *Quat Sci Rev.* 22(1):33–79.
- Kaplan JO, Krumhardt KM, Zimmermann N. 2009. The prehistoric and preindustrial deforestation of Europe. *Quat Sci Rev.* 28(27–28):3016–3034.
- Kragten S, de Snoo GR. 2008. Field-breeding birds on organic and conventional arable farms in the Netherlands. *Agric Ecosyst Environ.* 126(3–4):270–274.

- Krebs JR, Wilson JD, Bradbury RB, Siriwardena GM. 1999. The second silent spring? *Nature*. 400(6745):611–612.
- Kulhavý Z, Doležal F, Fučík P, Kulhavý F, Kvítek T, Muzikář R, Soukup M, Švihla V. 2007. Management of agricultural drainage systems in the Czech Republic. *Irrig Drain*. 56(1):141–149.
- De Laet J, Summers-Smith JD. 2007. The status of the urban house sparrow *Passer domesticus* in north-western Europe: A review. *J Ornithol*. 148(2):275–278.
- Laiolo P. 2005. Spatial and seasonal patterns of bird communities in Italian agroecosystems. *Conserv Biol*. 19(1):1547–1556.
- Leal Filho W, Mandel M, Al-Amin AQ, Feher A, Chiappetta Jabbour CJ. 2017. An assessment of the causes and consequences of agricultural land abandonment in Europe. *Int J Sustain Dev World Ecol*. 24(6):554–560.
- Leu M, Hanser SE, Knick ST. 2008. The human footprint in the west: A large-scale analysis of anthropogenic impacts. *Ecol Appl*. 18(5):1119–1139.
- Lieskovský J, Bezák P, Špulerová J, Lieskovský T, Koleda P, Dobrovodská M, Bürgi M, Gimmi U. 2015. The abandonment of traditional agricultural landscape in Slovakia - Analysis of extent and driving forces. *J Rural Stud*. 37:75–84.
- Liira J, Aavik T, Parrest O, Zobel M. 2008. Environment and Biodiversity in the Central and Eastern European Eu. *Landsc Environ*. 2(1):46–64.
- Loman J, Von Schantz T. 1991. Birds in a Farmland—More Species in Small than in Large Habitat Island. *Conserv Biol*. 5(2):176–188.
- Loss SR, Will T, Marra PP. 2013. The impact of free-ranging domestic cats on wildlife of the United States. *Nat Commun*. 4(1):1–8.
- Lukasch B, Frank T, Schulze CH. 2011. Short-term effects of recent land-use changes in Eastern Austria on farmland bird assemblages in a human-dominated landscape. *Biodivers Conserv*. 20(6):1339–1352.
- Maksymiv I. 2015. Pesticides: Benefits and Hazards. *J Vasyl Stefanyk Precarpathian Natl Univ*. 2(1):70–76.

- Male TD, Bean MJ. 2005. Measuring progress in US endangered species conservation. *Ecol Lett.* 8(9):986–992.
- Marshall EJP. 2002. Introducing field margin ecology in Europe. *Agric Ecosyst Environ.* 89(1–2):1–4.
- Marshall EJP. 2004. Agricultural landscapes: Field margin habitats and their interaction with crop production. *J Crop Improv.* 12(1–2):365–404.
- Martínez J, Viñuela J, Villafuerte R. 2002. Socio-economic aspects of gamebird hunting, hunting bags, and assessment of the status of gamebird populations in REGHAB countries. Unpubl Rep to REGHAB Proj.:52.
- McKenzie AJ, Whittingham MJ. 2009. Why are birds more abundant on organic farms? *J Food, Agric Environ.* 7(2):807–814.
- McNeill JR, Winiwarter V. 2004. Breaking the sod: Humankind, history, and soil. *Science.* 304(5677):1627–1629.
- Meeus JHA. 1993. The transformation of agricultural landscapes in Western Europe. *Sci Total Environ.* 129(1–2):171–190.
- Meeus JHA. 1995. Pan-European landscapes. *Landsc Urban Plan.* 31(1–3):57–79.
- Mihók B, Biró M, Molnár Z, Kovács E, Bölöni J, Erős T, Standovár T, Török P, Csorba G, Margóczy K, Báldi A. 2017. Biodiversity on the waves of history: Conservation in a changing social and institutional environment in Hungary, a post-soviet EU member state. *Biol Conserv.* 211:67–75.
- Milisauskas S. 2011. Early Neolithic, the first farmers in Europe, 7000 – 5500/5000 BC. *Eur Prehistory.*:153–221.
- Monaghan JM, Daccache A, Vickers LH, Hess TM, Weatherhead EK, Grove IG, Knox JW. 2013. More “crop per drop”: Constraints and opportunities for precision irrigation in European agriculture. *J Sci Food Agric.* 93(5):977–980.
- Moorcroft D, Whittingham MJ, Bradbury RB, Wilson JD. 2002. The selection of stubble fields by wintering granivorous birds reflects vegetation cover and food abundance. *J Appl Ecol.* 39(3):535–547.

- Morelli F. 2013. Relative importance of marginal vegetation (shrubs, hedgerows, isolated trees) surrogate of HNV farmland for bird species distribution in Central Italy. *Ecol Eng.* 57:261–266.
- Morelli F, Beim M, Jerzak L, Jones D, Tryjanowski P. 2014. Can roads, railways and related structures have positive effects on birds? - A review. *Transp Res Part D Transp Environ.* 30:21–31.
- Nagy S, Nagy K, Szép T. 2009. Potential impact of EU accession on common farmland bird populations in Hungary. *Acta Ornithol.* 44(1):37–44.
- Newton I. 2004. The recent declines of farmland bird populations in Britain: An appraisal of causal factors and conservation actions. *Ibis (Lond 1859).* 146(4):579–600.
- Opdam P, Rijdsdijk G, Hustings F. 1985. Bird communities in small woods in an agricultural landscape: Effects of area and isolation. *Biol Conserv.* 34(4):333–352.
- Opršal Z, Šarapatka B, Kladiivo P. 2013. Land-use changes and their relationships to selected landscape parameters in three cadastral areas in Moravia (Czech Republic). 21:41–50.
- Orłowski G, Czarnecka J, Goławski A. 2014. Winter diet of Yellowhammers *Emberiza citrinella* on contemporary farmland: The different contribution of forbs, wild grasses and cereals in semi-natural and agricultural habitats. *Bird Study.* 61(4):484–495.
- Ortiz AMD, Outhwaite CL, Dalin C, Newbold T. 2021. A review of the interactions between biodiversity, agriculture, climate change, and international trade: research and policy priorities. *One Earth.* 4(1):88–101.
- Padoa-Schioppa E, Baietto M, Massa R, Bottoni L. 2006. Bird communities as bioindicators: The focal species concept in agricultural landscapes. *Ecol Indic.* 6(1):83–93.
- Pe'er G, Dicks L V., Visconti P, Arlettaz R, Báldi A, Benton TG, Collins S, Dieterich M, Gregory RD, Hartig F, et al. 2014. EU agricultural reform fails on biodiversity. *Science.* 344(6188):1090–1092.



- Petanidou T, Kizos T, Soulakellis N. 2008. Socioeconomic dimensions of changes in the agricultural landscape of the Mediterranean basin: A case study of the abandonment of cultivation terraces on Nisyros Island, Greece. *Environ Manage.* 41(2):250–266.
- Pickett SRA, Siriwardena GM. 2011. The relationship between multi-scale habitat heterogeneity and farmland bird abundance. *Ecography (Cop)*. 34(6):955–969.
- Rabbinge R, Van Diepen CA. 2000. Changes in agriculture and land use in Europe. *Eur J Agron.* 13(2–3):85–99.
- Rands SA, Whitney HM. 2010. Effects of pollinator density-dependent preferences on field margin visitations in the midst of agricultural monocultures: A modelling approach. *Ecol Modell.* 221(9):1310–1316.
- Reberg-Horton SC, Mueller JP, Mellage SJ, Creamer NG, Brownie C, Bell M, Burton MG. 2011. Influence of field margin type on weed species richness and abundance in conventional crop fields. *Renew Agric Food Syst.* 26(2):127–136.
- Redhead JW, Hinsley SA, Beckmann BC, Broughton RK, Pywell RF. 2018. Effects of agri-environmental habitat provision on winter and breeding season abundance of farmland birds. *Agric Ecosyst Environ.* 251:114–123.
- Reif J, Vermouzek Z. 2019. Collapse of farmland bird populations in an Eastern European country following its EU accession. *Conserv Lett.* 12(1):1–8.
- Reif J, Vermouzek Z, Voříšek P, Šťastný K, Bejček V, Flousek J. 2010. Population changes in Czech passerines are predicted by their life-history and ecological traits. *Ibis (Lond 1859)*. 152(3):610–621.
- Ruane AC, Phillips MM, Rosenzweig C. 2018. Climate shifts within major agricultural seasons for +1.5 and +2.0 °C worlds: HAPPI projections and AgMIP modeling scenarios. *Agric For Meteorol.* 259:329–344.
- Russel DA, Williams GG. 1977. History of Chemical Fertilizer Development. *Soil Sci Soc Am J.* 41(2):260–265.
- Salamolard M, Moreau C. 1999. Habitat selection by little bustard tetrax tetrax in a cultivated area of france. *Bird Study.* 46(1):25–33.

- Sanderson FJ, Donald PF, Pain DJ, Burfield IJ, van Bommel FPJ. 2006. Long-term population declines in Afro-Palearctic migrant birds. *Biol Conserv.* 131(1):93–105.
- Sanderson FJ, Kucharz M, Jobda M, Donald PF. 2013. Impacts of agricultural intensification and abandonment on farmland birds in Poland following EU accession. *Agric Ecosyst Environ.* 168:16–24.
- Santangeli A, Arroyo B, Millon A, Bretagnolle V. 2015. Identifying effective actions to guide volunteer-based and nationwide conservation efforts for a ground-nesting farmland bird. *J Appl Ecol.* 52(4):1082–1091.
- Sauerbrei R, Ekschmitt K, Wolters V, Gottschalk TK. 2014. Increased energy maize production reduces farmland bird diversity. *GCB Bioenergy.* 6(3):265–274.
- Şekercioğlu ÇH, Daily GC, Ehrlich PR. 2004. Ecosystem consequences of bird declines. *Proc Natl Acad Sci U S A.* 101(52):18042–18047.
- Shultz S, Bradbury RB, Evans KL, Gregory RD, Blackburn TM. 2005. Brain size and resource specialization predict long-term population trends in British birds. *Proc R Soc B Biol Sci.* 272(1578):2305–2311.
- Sirami C, Brotons L, Burfield I, Fonderflick J, Martin J-L. 2008. Is land abandonment having an impact on biodiversity? A meta-analytical approach to bird distribution changes in the north-western Mediterranean. *Biol Conserv.* 141(2):450–459.
- Siriwardena GM, Baillie SR, Buckland ST, Fewster RM, Marchant JH, Wilson JD. 1998. Trends in the abundance of farmland birds: quantitative comparison of smoothed Common Birds Census indices. :24–43.
- Siriwardena GM, Baillie SR, Crick HQP, Wilson JD. 2000. The importance of variation in the breeding performance of seed-eating birds in determining their population trends on farmland. *J Appl Ecol.* 37(1):128–148.
- Skórka P, Lenda M, Tryjanowski P. 2010. Invasive alien goldenrods negatively affect grassland bird communities in Eastern Europe. *Biol Conserv.* 143(4):856–861.

- Škorpíková V, Zámečník V. 2008. Možnosti ochrany dropa velkého (*Otis tarda*) na Znojemsku. Praha Česká společnost Ornitol.:3–18.
- Sol D, Duncan RP, Blackburn TM, Cassey P, Lefebvre L. 2005. Big brains, enhanced cognition, and response of birds to novel environments. *Proc Natl Acad Sci U S A*. 102(15):5460–5465.
- Šťastný K, Bejček V, Hudec K. 2006. Atlas hnízdního rozšíření ptáků v České republice 2001-2003. Aventinum.:552.
- Stephens APA, Mason LR, Green RE, Gregory RD, John R, Alison J, Aunins A, Brotons L, Butchart SHM. 2016. Consistent response of bird populations to climate change on two continents. *Science*. 352(6281):84–87.
- Stoate C, Báldi A, Beja P, Boatman ND, Herzon I, van Doorn A, de Snoo GR, Rakosy L, Ramwell C. 2009. Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe - A review. *J Environ Manage*. 91(1):22–46.
- Stoate C, Boatman ND, Borralho RJ, Carvalho CR, De Snoo GR, Eden P. 2001. Ecological impacts of arable intensification in Europe. *J Environ Manage*. 63(4):337–365.
- Storchová L, Hořák D. 2018. Life-history characteristics of European birds. *Glob Ecol Biogeogr*. 27:400–406.
- Sutcliffe LME, Batáry P, Kormann U, Báldi A, Dicks L V., Herzon I, Kleijn D, Tryjanowski P, Apostolova I, Arlettaz R, et al. 2015. Harnessing the biodiversity value of Central and Eastern European farmland. *Divers Distrib*. 21(6):722–730.
- Swain N. 1999. Agricultural restitution and co-operative transformation in the Czech Republic, Hungary and Slovakia. *Eur - Asia Stud*. 51(7):1199–1219.
- T. van Zanten B, Verburg PH, Espinosa M, Gomez-y-Paloma S. 2014. European agricultural landscapes , common agricultural policy and ecosystem services : a review. :309–325.
- Thompson PS, Greenwood IJD, Greenaway K. 1993. Birds in european gardens in the winter and spring of 1988-89. *Bird Study*. 40(2):120–134.

- Tilman D, Cassman KG, Matson PA, Naylor R, Polasky S. 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*. 418(6898):671–677.
- Traba J, Morales MB. 2019. The decline of farmland birds in Spain is strongly associated to the loss of fallowland. *Sci Rep*. 9(1):1–6.
- Tresset A, Vigne JD. 2011. Last hunter-gatherers and first farmers of Europe. *Comptes Rendus - Biol*. 334(3):182–189.
- Tryjanowski P, Hartel T, Bldi A, Szymański P, Tobolka M, Herzon I, Goławski A, Konvička M, Hromada M, Jerzak L, et al. 2011. Conservation of farmland birds faces different challenges in Western and Central-Eastern Europe. *Acta Ornithol*. 46(1):1–12.
- Tryjanowski P, Morelli F, Mikula P, Krištín A, Indykiewicz P, Grzywaczewski G, Kronenberg J, Jerzak L. 2017. Bird diversity in urban green space: A large-scale analysis of differences between parks and cemeteries in Central Europe. *Urban For Urban Green*. 27:264–271.
- Tsiakiris R, Stara K, Pantis J, Sgardelis S. 2009. Microhabitat selection by three common bird species of montane farmlands in northern Greece. *Environ Manage*. 44(5):874–887.
- Vickery JA, Bradbury RB, Henderson IG, Eaton MA, Grice P V. 2004. The role of agri-environment schemes and farm management practices in reversing the decline of farmland birds in England. *Biol Conserv*. 119(1):19–39.
- Vickery JA, Ewing SR, Smith KW, Pain DJ, Bairlein F, Škorpilová J, Gregory RD. 2014. The decline of Afro-Palaearctic migrants and an assessment of potential causes. *Ibis (Lond 1859)*. 156(1):1–22.
- Vickery JA, Tallowin JR, Feber RE, Asteraki EJ, Atkinson PW, Fuller RJ, Brown VK. 2001. The management of lowland neutral grasslands in Britain: Effects of agricultural practices on birds and their food resources. *J Appl Ecol*. 38(3):647–664.
- Villaseñor NR, Escobar MAH. 2019. Cemeteries and biodiversity conservation in cities: how do landscape and patch-level attributes influence bird diversity in urban park cemeteries? *Urban Ecosyst*. 22(6):1037–1046.

- Voříšek P, Jiguet F, van Strien A, Škorpilová J, Klvaňová A, Gregory RD. 2010. Trends in abundance and biomass of widespread European farmland birds: how much have we lost? BOU Proceedings-lowl Farml birds III.:1–24.
- Voříšek P, Klvaňová A, Wotton S, Gregory RD. 2008. A best practice guide for wild bird monitoring schemes. [place unknown].
- Wenny DG, DeVault TL, Johnson MD, Kelly D, H. Sekercioglu C, Tomback DF, Whelan CJ. 2011. The Need to Quantify Ecosystem Services Provided by Birds. *Auk*. 128(1):1–14.
- Whelan CJ, Wenny DG, Marquis RJ. 2008. Ecosystem services provided by birds. *Ann N Y Acad Sci*. 1134:25–60.
- Wilson JD, Evans J, Browne SJ, King JR. 1997. Territory Distribution and Breeding Success of Skylarks *Alauda arvensis* on Organic and Intensive Farmland in Southern England. *J Appl Ecol*. 34(6):1462.
- Wilson JD, Whittingham MJ, Bradbury RB. 2005. The management of crop structure: A general approach to reversing the impacts of agricultural intensification on birds? *Ibis (Lond 1859)*. 147(3):453–463.
- Wrbka T, Schindler S, Pollheimer M, Schmitzberger I, Peterseil J. 2008. Impact of the Austrian Agri-environmental scheme on diversity of landscapes, plants and birds. *Community Ecol*. 9(2):217–227.
- Wretenberg J, Lindström Å, Svensson S, Pärt T. 2007. Linking agricultural policies to population trends of Swedish farmland birds in different agricultural regions. *J Appl Ecol*. 44(5):933–941.
- Wright CK, Wimberly MC. 2013. Recent land use change in the Western Corn Belt threatens grasslands and wetlands. *Proc Natl Acad Sci U S A*. 110(10):4134–4139.
- Wuczyński A, Kujawa K, Dajdok Z, Grzesiak W. 2011. Species richness and composition of bird communities in various field margins of Poland. *Agric Ecosyst Environ*. 141(1–2):202–209.
- Zámečník V. 2013. Metodická příručka pro praktickou ochranu ptáků v zemědělské krajině. [place unknown].

Zhou D, Fung T, Chu LM. 2012. Avian community structure of urban parks in developed and new growth areas: A landscape-scale study in Southeast Asia. *Landsc Urban Plan.* 108(2–4):91–102.

Zink A, Fleige H, Horn R. 2011. Verification of harmful subsoil compaction in loess soils. *Soil Tillage Res.* 114(2):127–134.

## Přílohy

Příloha. 1 Seznam jednotlivých studií použitých pro extrakci dat o druhových denzitách.

název studie	název lokality období zpracování	biotop	velikost plochy [ha]	zem. šířka zem. délka	metoda sčítání
Řepa P. 1985. Hnízdní společenstva ptáků v intenzivně zemědělsky využívané krajině. Zprávy Morav Ornitol sdružení. 43:25–37.	Staré Sedliště 1997 - 1981	R	66,37	49,73919 12,69570	M
	Bor 1996 - 1981	R	49,36	49,71206 12,79404	M
	Planá 1996 - 1981	R	46,32	49,87399 12,73142	M
Řepa P. 1989. Složení hnízdních synuzií v polních lesících s jehličnatými stromy. Zprávy Morav Ornitol sdružení. 47:7–17.	Chodová Planá 1979 - 1985	R	0,60	49,91246 12,72099	M
	Chodová Planá 1980 - 1985	R	0,80	49,91302 12,73081	M
	Lhota 1983 - 1985	R	1,00	49,76556 12,77839	M
	Lhota 1983 - 1985	R	1,60	49,76156 12,78844	M
	Staré Sedliště 1979 - 1985	R	1,80	49,74437 12,73002	M
	Chodová Planá 1978 - 1985	R	2,70	49,90553 12,74461	M
	Staré Sedliště 1977 - 1982	R	3,15	49,74517 12,73684	M
Pavelka J. 1989. Ptačí společenstva v obci Velké Karlovice. Zprávy Morav Ornitol sdružení. 47:75–91.	Velké Karlovice 1979 - 1983	Z	21,00	49,36667 18,33333	L

název studie	název lokality období zpracování	biotop	velikost plochy [ha]	zem. šířka zem. délka	metoda sčítání
Řepa P. 1991. Vliv chatové zástavby v říčních údolích na složení ptactva. Zprávy Morav Ornitol sdružení. 49:21–30.	Pavlovice - Ošelín 1986 - 1988	Z	1,00	49,80476 12,81521	B
	Michalovy Hory, Křínov 1986 - 1988	LV	1,00	49,88562 12,80595	B
Hanák F. 1995. Složení a změny volně žijící avifauny zoo Brno v letech 1965 - 1990. Zprávy Morav Ornitol sdružení. 53:43–83.	Zoo Brno, expoziční část 1965 - 1990	P	45,00	49,21667 16,53333	L
	Zoo Brno, nezastavěná část 1965 - 1960	P	20,00	49,21667 16,53333	L
Hanák F. 1996. Hnízdní ornitocenózy zámeckého parku v Budišově u Třebíče. Zprávy Morav Ornitol sdružení. 54:6–21.	Budišov 1992 - 1996	P	9,88	49,28333 16,01667	L
	Citov 1994 - 1996	P	2,10	49,45000 17,33333	L
Hanák F. 1997. Srovnání hnízdních ornitocenóz zámeckých parků okresu Přerov. Zprávy Morav Ornitol sdružení. 55:57–94.	Čekyně 1994 - 1996	P	1,49	49,50000 17,38333	L
	Dřevohostice 1994 - 1996	P	2,22	49,40000 17,58333	L
	Horní Moštěnice 1994 - 1996	P	0,66	49,41667 17,45000	L
	Hranice na Moravě 1994 - 1996	P	3,25	49,55000 17,71667	L
	Hustopeče nad Bečvou 1994 - 1996	P	1,05	49,53333 17,90000	L



název studie	název lokality období zpracování	biotop	velikost plochy [ha]	zem. šířka zem. délka	metoda sčítání
Hanák F. 1997. Srovnání hnízdních ornitocenóz zámeckých parků okresu Přerov. Zprávy Morav Ornitol sdružení. 55:57–94.	Kovalovice 1994 - 1996	P	0,72	49,31667 17,30000	L
	Lipník nad Bečvou 1994 - 1996	P	2,69	49,53333 17,56667	L
	Malhotice 1994 - 1996	P	2,50	49,48333 17,61667	L
	Pavlovice - Prusínky 1994 - 1996	P	3,63	49,46667 17,53333	L
	Potštát 1994 - 1996	P	0,67	49,63333 17,63333	L
	Přestavlky 1994 - 1996	P	2,12	49,38333 17,45000	L
	Rokytnice u Přerova 1994 - 1996	P	3,06	49,46667 17,36667	L
	Říkovice 1994 - 1996	P	0,65	49,36667 17,43333	L
	Skalička 1994 - 1996	P	8,78	49,51667 17,85000	L
	Tovačov 1994 - 1996	P	3,59	49,43333 17,30000	L
	Veselíčko 1994 - 1996	P	5,42	49,56667 17,58333	L
	Všechovice 1994 - 1996	P	0,98	49,43333 17,75000	L

název studie	název lokality období zpracování	biotop	velikost plochy [ha]	zem. šířka zem. délka	metoda sčítání
Hanák F. 1999. Srovnání hnízdních ornitocenóz maloplošných chráněných území okresu Přerov. Zprávy Morav Ornitol sdružení. 57:47–85.	NPR Hůrka 1995 - 1997	R	37,45	49,53333 17,75000	L
	PR Bukoveček 1995 - 1997	R	34,61	49,53333 17,73333	L
	PR Dvorčák 1995 - 1997	R	11,71	49,51667 17,73333	L
	PR Doubek 1995 - 1997	R	26,32	49,50000 17,86667	L
	PR Malá Kobylanka 1995 - 1997	R	0,96	49,55000 17,76667	L
	PR Velká Kobylanka 1995 - 1997	R	4,26	49,55000 17,76667	L
	PR Škrabalka 1995 - 1997	R	7,51	49,51667 17,61667	L
	PP Kamenice 1995 - 1997	R	2,93	49,40000 17,58333	L
	PP Lhotka u Přerova 1995 - 1997	L	5,07	49,53333 17,41667	L
	PP Na Popovickém kopci 1995 - 1997	L	2,90	49,46667 17,45000	L
	PP Nad kostelíčkem 1995 - 1997	R	10,00	49,55000 17,76667	L
	PP V Oboře 1995 - 1997	R	2,00	49,55000 17,76667	L

název studie	název lokality období zpracování	biotop	velikost plochy [ha]	zem. šířka zem. délka	metoda sčítání
Hanák F. 1999. Srovnání hnízdních ornitocenóz maloplošných chráněných území okresu Přerov. Zprávy Morav Ornitol sdružení. 57:47–85.	PP Těšice 1995 - 1997	LV	15,54	49,58333 17,80000	L
Vermouzek Z, Hanák F. 2001. Hnízdní ornitocenózy Arboreta Bíla Lhota. Zprávy Morav Ornitol sdružení. 59:169– 180.	Bílá Lhota 1998 - 2000	P	2,70	49,71833 16,98611	M
Hanák F. 2006. Hnízdní ornitocenózy zámeckých parků ve Šternberku, Výšovicích a Jesení. Zprávy Morav Ornitol sdružení. 64:69–73.	Šternberk 2000 - 2002	P	4,40	49,70000 17,30000	L
	Výšovice 2000 - 2002	P	1,59	49,41667 17,13333	L
	Jesenec 2000 - 2002	P	0,19	49,60000 16,83333	L
Francová P. 1990. Sezónní změny avifauny v údolí Zlatého potoka v Železných horách. Panurus. 2:41–49.	Hedvičino údolí 1987 - 1988	R	13,00	49,87178 15,59562	L
Lemberk V. 1993. Vliv antropických zásahů na ornitocenózu okolí Pardubic v letech 1976 - 1988. Panurus. 5:3–23.	slepá ramena Labe u Pardubic 1976 - 1988	R	30,00	50,04687 15,71036	M
	slepá ramena Labe v Pardubicích 1987 - 1988	R	15,00	50,04222 15,76211	M

název studie	název lokality období zpracování	biotop	velikost plochy [ha]	zem. šířka zem. délka	metoda sčítání
Lemberk V, Růžička M. 1996. Výsledky tříletého ornitologického průzkumu nivy řeky Svratky u Křižánek (okr. Žďár nad Sázavou). Panurus. 7:43–48.	niva řeky Svratky u Křižánek 1993 - 1995	LV	5,00	49,68110 16,10042	M
Horák Z. 1998. Ptactvo okolí Starého Labe u Cihelny u Pardubic v období 1984- 1997. Panurus. 9:53–61.	slepé rameno Staré Labe u Pardubic 1997 - 1997	LV	66,80	50,04907 15,78116	M
Schröpfer L. 2002. Avifauna malého hřbitova u Holýšova (jihozápadní Čechy) v roce 2002. Panurus. 12:61–64.	Holýšov 2002 - 2002	P	1,08	49,60000 13,10000	M
Urbanová S, Kocian L. 1997. Vtáče spoločenstvá troch typov vidieckeho osídlenia na Slovensku. Tichodroma. 10:110–126.	Oravský Podzamok 1995 - 1996	Z	11,00	49,26235 19,37158	M
	Oravský Podzamok, Stodolisko 1995 - 1996	Z	12,90	49,27758 19,61510	M
	Huty 1995 - 1996	Z	26,00	49,21757 19,56230	M
Ježovič V, Krištín A. 2007. Vtáctvo Arboréta Borová hora (středné Slovensko). Tichodroma. 19:49– 58.	Borová hora 2006 - 2007	P	47,84	48,59875 19,14016	M

název studie	název lokality období zpracování	biotop	velikost plochy [ha]	zem. šířka zem. délka	metoda sčítání	
Pykal J. 1988. Ptačí společenstva v různých typech rozptýlené zeleně. Sborník z Ornitol Konf.:129–152.	Štěkeň 1986 - 1986	LV	5,40	49,26186 14,02493	M	
	Štěkeň 1986 - 1986	LV	1,69	49,25925 14,00703	M	
	Štěkeň - Čejetice 1986 - 1986	LV	1,05	49,26032 14,01180	M	
	Novosedly 1986 - 1986	LV	1,95	49,26141 13,78802	M	
	Strakonice 1986 - 1968	LV	3,91	49,28550 13,86330	M	
	Chrastovice a Lažánky 1986 - 1986	LV	1,25	49,34124 13,88543	M	
	Lažánky a Chrastovice 1986 - 1986	R	5,00	49,38509 13,83339	M	
	Chrastovice a Lažánky 1986 - 1986	R	14,24	49,34544 13,88509	M	
	Třebohostice 1986 - 1986	R	1,01	49,33497 13,86646	M	
	Slaník 1986 - 1986	R	1,01	49,27170 13,94404	M	
	Beklová M, Pikula J. 1982. Birds in the area of Ostrava and Poprad airports. Přírodovědné práce ústavů ČSAV v Brně. 9:1–40.	letišť Ostrava 1979 - 1980	L	44,40	49,69791 18,11273	L
		letišť Poprad 1979 - 1980	L	11,70	49,07348 20,24681	L
letišť Ostrava 1979 - 1980		L	24,00	49,69258 18,10809	L	

název studie	název lokality období zpracování	biotop	velikost plochy [ha]	zem. šířka zem. délka	metoda sčítání
Beklová M, Pikula J. 1982. Birds in the area of Ostrava and Poprad airports. Přírodovědné práce ústavů Československé Akad věd v Brně. 9:1–40.	letišťe Poprad 1979 - 1980	L	10,00	49,07255 20,24217	L
	okolí letiště Poprad 1979 - 1980	L	5,00	49,06813 20,23316	L
	okolí letiště Ostrava 1979 - 1980	L	10,00	49,69663 18,10680	L
	okolí letiště Poprad 1979 - 1980	L	5,00	49,07646 20,23689	L
	okolí letiště Ostrava 1979 - 1980	P	3,00	49,70984 18,10020	L
	okolí letiště Ostrava 1979 - 1980	Z	3,00	49,69729 18,10002	L
	Beklová M, Pikula J. 1987. Bird populations of some biotops of south Moravia. Přírodovědné práce ústavů Československé Akad věd v Brně. 4:1–39.	Pohořelice 1976 - 1983	LV	138,00	48,96658 16,48229
Mikulov 1976 - 1983		LV	24,00	48,82852 16,59457	L
Černý M, Šebela M. 2018. Změny ve složení ptačího společenstva parku Lužánky v Brně mezi lety 1978 a 2016. Sylvia. 54:25–44.	Brno - Lužánky 1978 - 2016	P	20,00	49,20639 16,60847	L
	Libějovice 1991 - 1991	P	12,00	49,11159 14,19234	M
Klimes Z. 1994. Ptačí společenstva vybraných zámeckých parků v jihozápadních Čechách. Sylvia. 30:22–31.	Blatná 1992 - 1992	P	29,00	49,42391 13,87754	M

název studie	název lokality období zpracování	biotop	velikost plochy [ha]	zem. šířka zem. délka	metoda sčítání
Kocian Ľ, Franeková M. 1993. Príspevok k poznaniu hniezdnej ornitocenózy troch parkov v Bratislave. Tichodroma. 6:81– 89.	Bratislava - Sad Janka Kráľka 1990 - 1992	P	27,00	48,13515 17,11140	M
	Bratislava - Botanická záhrada UK 1990 - 1992	P	5,60	48,14653 17,07357	M
	Bratislava - Medická záhrada 1990 - 1992	P	3,60	48,15056 17,11935	M
Müllerová M. 1996. Štruktúra a dynamika hniezdnej ornitocenózy parku v Rusovciach. Tichodroma. 9:73– 79.	Rusovce 1993 - 1994	P	15,20	48,05126 17,15306	M
Némethová D, Tirinda A, Kocian Ľ. 1998. Hniezdna ornitocenóza vetrolamov Žitného ostrova. Tichodroma. 11:59– 70.	Šamorín - Žitný ostrov 1996 - 1997	LV	12,68	48,03017 17,28687	M
Polievková-Ličková M, Kocian Ľ. 2000. Hniezdne ornitocenózy malých plôch mestskej zelene Bratislavy. Tichodroma. 13:61– 77.	Bratislava – Račianske mýto 1997 - 1998	P	1,10	48,15875 17,11873	M
	Bratislava - Námestie Slobody 1997 - 1998	Z	2,10	48,15235 17,11087	M
	Bratislava - Kollárovo námestie 1997 - 1998	Z	0,37	48,14971 17,11294	M

název studie	název lokality období zpracování	biotop	velikost plochy [ha]	zem. šírka zem. dĺžka	metoda sčítaní
Polievková-Ličková M, Kocian Ľ. 2000. Hniezdne ornitocenózy malých plôch mestskej zelene Bratislavy. Tichodroma. 13:61– 77.	Bratislava - parčík pri Avione 1997 - 1998	P	0,08	48,15120 17,11834	M
	Bratislava - Šafárikovo námestie 1997 - 1998	Z	0,50	48,14180 17,11600	M
	Bratislava - Jakubovo námestie 1997 - 1998	Z	0,11	48,14357 17,12001	M
	Bratislava - park u Národného múzea 1997 - 1998	P	0,28	48,13999 17,11175	M
	Bratislava - Hviezdoslavovo námestie 1997 - 1998	Z	0,39	48,14141 17,10691	M
Bohuš M. 2011. Ornitocenózy pásových porastov drevín poľnohospodárskej krajiny v Chránenom vtáčom území Dolné Považie. Tichodroma. 23:57– 66.	Komárno - Martovce 2009 - 2009	LV	1,00	47,87257 18,09550	L
	Komárno - Martovce 2009 - 2009	LV	1,40	47,86301 18,08966	L
	Komárno - Martovce 2009 - 2009	LV	0,70	47,87694 18,07902	L
	Komárno - Martovce 2009 - 2009	LV	4,10	47,87406 18,08863	L
	Komárno - Martovce 2009 - 2009	LV	4,50	47,84999 18,09241	L
	Komárno - Martovce 2009 - 2009	LV	3,30	47,82035 18,12687	L
	Komárno - Martovce 2009 - 2009	LV	2,00	47,81669 18,12863	L



název studie	název lokality období zpracování	biotop	velikost plochy [ha]	zem. šířka zem. délka	metoda sčítání
Bohuš M. 2011. Ornitocenózy pásových porastov drevín poľnohospodárskej krajiny v Chránenom vtáčom území Dolné Považie. Tichodroma. 23:57– 66.	Komárno - Martovce 2009 - 2009	LV	14,30	47,84319 18,12760	L
	Komárno - Martovce 2009 - 2009	LV	18,50	47,86830 18,08263	L
	Komárno - Martovce 2009 - 2009	LV	16,10	47,85898 18,08314	L
	Komárno - Martovce 2009 - 2009	LV	7,60	47,87521 18,07112	L
	Komárno - Martovce 2009 - 2009	LV	10,70	47,85621 18,09893	L
Országhová Z, Jakubičková M. 1998. Vtáky Hruboňova (západné Slovensko). Tichodroma. 11:99– 111.	Suľany lesík 1996 - 1998	R	20,00	48,43277 18,03279	M
	Suľany 1996 - 1998	Z	57,00	48,44018 18,02338	M
	Výčapky 1996 - 1998	Z	60,00	48,45353 18,02381	M
	Čermany - okoli rybníka 1996 - 1998	LV	23,00	48,46119 18,02754	M
Hanák F. 2002. Hnízdní ornitocenóza zámeckého parku v Budišově u Třebíče v roce 2001. Zprávy Morav Ornitol sdružení. 60:203– 212.	Budišov 2001 - 2001	P	9,88	49,28333 16,01667	L

název studie	název lokality období zpracování	biotop	velikost plochy [ha]	zem. šířka zem. délka	metoda sčítání
Śmiałowska M. 1970. Awifauna Ogrodu Botanicznego Uniwersytetu Jagiellonskiego w Krakowie. Notatki Ornitol. 11(1- 4):30-34.	Krakov 1965 - 1966	P	10,00	50,06347 19,95559	M
Jabłoński P. 1982. Ptaki Parku w Puławach w 1977 r. Notatki Ornitol. 23(1-4):47-54.	Pulawa 1977 - 1977	P	15,00	51,41105 21,96375	M
Czyż S, Królikowski S. 1990. Ptaki zespołu parkow śródmiejskich w Częstochowie. Notatki Ornitol. 31(1-4):35-42.	Čenstochová 1978 - 1987	P	12,00	50,81217 19,10180	M
	Lublin 1992 - 1995	Z	34,10	51,24651 22,57825	M
Biaduń W. 1996a. Ptaki ogrodow działkowych w Lublinie. Notatki Ornitol. 37(3- 4):247-258.	Lublin 1992 - 1995	Z	14,00	51,21731 22,58992	M
	Lublin 1992 - 1995	Z	8,20	51,25034 22,49677	M
	Lublin 1992 - 1995	Z	12,60	51,26483 22,49993	M

název studie	název lokality období zpracování	biotop	velikost plochy [ha]	zem. šířka zem. délka	metoda sčítání
Gorzelski W, Bukaciński D, Bukacińska M. 1994. Awifauna łęgowa tarasu zalewowego Wisły w Warszawie i czynniki ją kształtujące. Notatki Ornitol. 35(1- 2):99-114.	Varšava - periferie 1987 - 1988	Z	80,50	52,28463 20,98403	M
	Varšava - periferie 1987 - 1988	Z	71,50	52,26947 20,99723	M
	Varšava - centrum 1987 - 1988	Z	21,10	52,23143 21,03988	M
Wuczyński A. 1995. Charakterystyka awifauny łęgowej drobnych zadrzewień śródpólnych na równinie Wrocławskiej. Notatki Ornitol. 36(1-2):99-117.	Kobierzyce 1989 - 1990	R	20,00	50,96274 16,93989	M
Biaduń W. 1996b. Ptaki łęgowe i zimujące osiedli mieszkaniowych w Lublinie. Notatki Ornitol. 37(1- 2):83-95.	Lublin 1992 - 1995	Z	18,70	51,23579 22,52308	M
	Lublin 1992 - 1995	Z	39,00	51,24251 22,52698	M
	Lublin 1992- 1995	Z	13,40	51,22248 22,57877	M
	Lublin 1992 - 1995	Z	11,50	51,23372 22,58962	M
	Lublin 1992 - 1995	Z	10,00	51,22210 22,51188	M
	Lublin 1992 - 1995	Z	10,60	51,24875 22,56756	M
	Lublin 1992 - 1995	Z	10,60	51,24875 22,56756	M

název studie	název lokality období zpracování	biotop	velikost plochy [ha]	zem. šířka zem. délka	metoda sčítání
Ranoszek E. 1972. Awifauna Parku Miejskiego w Prochowicach. Notatki Ornitol. 13(1-2):18-22.	Prochowice 1967 - 1967	P	10,00	51,27591 16,35976	M

Vysvětlivky biotop: LV = liniová vegetace, L = louka, P = park, R = remízek, Z = zahrada  
Vysvětlivky metoda sčítání: B = bodová, L = liniová, M = mapování hnízdních okrsků