

Univerzita Karlova
Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Ekologie
Studijní obor: Terestrická ekologie



Bc. Jan Grünwald

Dlouhodobé populační trendy urbánních ptáků v Evropě a České republice

Long-term population trends in urban birds in Europe and Czechia

Diplomová práce

Školitel: prof. Mgr. Jiří Reif, PhD.

Praha, 2022

Charles University
Faculty of Science

Prohlášení:

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

V Praze, 25.4.2022

Podpis

Poděkování:

Rád bych poděkoval všem, kteří mi při tvorbě diplomové práce pomohli, zejména potom Jiřímu Reifovi za zodpovědné vedení práce a cenné připomínky, které mi zatím vždy pomohly najít správnou cestu.

Velké díky patří tisícům dobrovolníků, kteří pomáhají sbírat důležitá data o výskytu ptáků, která umožňují vědecké komunitě rozkrývat klíčové změny v jejich populacích. Díky ústředí Pan-European Common Bird Monitoring Scheme (PECBMS) a jmenovitě Aleně Klvaňové a Evě Šilarové za pomoc při komunikaci s národními koordinátory projektu. Národním koordinátorům jsem poté velmi vděčný za jejich ochotu při náročném procesu zjišťování doby urbanizace, jmenovitě to jsou: Ainars Auniņš, Tomasz Chodkiewicz, Antoine Derouaux, Virginia Escandell, Benoît Fontaine, John Atle Kålås, Aleksi Lehikoinen, Meelis Leivits, Lesley Lewis, Åke Lindström, Alain Paquet, Hans Schmid, Laura Silva, Sven Trautmann, Chris van Turnhout, Thomas Vikstrøm.

Mé poděkování patří také Zdeňkovi Vermouzkovi, který připravil data z Jednotného programu sčítání ptáků v České republice (JPSP). Dále děkuji Filipovi Szarvasovi za pomoc při tvorbě mapy s transekty JPSP a Lence Dvořákové s Janem Hanzelkou za konzultaci statistických přístupů.

Děkuji své rodině, přátelům a Emče za to, že při mně za všech okolností stojí. Děkuji ptákům za to, že mi každý den dělají radost.

Abstrakt

Urbanizace je jedním z nejdůležitějších procesů provázejících lidskou civilizaci a zároveň neodvratně účinkuje na ekologická společenstva. Nejlépe prozkoumanou skupinou organismů ve vztahu k urbanizaci jsou ptáci. Různé druhy ptáků mají odlišnou schopnost se na život ve městech adaptovat, takže pro ně urbanizace funguje jako určitý environmentální filtr. Města se přitom velmi dynamicky mění, a proto se může také upravovat charakteristika tohoto environmentálního filtru, což by se mohlo projevit ve změnách početnosti druhů žijících v městském prostředí. Lze předpokládat, že doba, po kterou druh ve městech žije, bude mít vztah k jeho populačním změnám, konkrétně že druhy, které města kolonizovaly dříve, v současnosti vlivem proměn městského prostředí ubývají, zatímco noví kolonizátoři přibývají.

Získal jsem trendy 95 běžných urbanizovaných druhů ptáků od roku 2000 do roku 2016 v 16 evropských zemích. Za pomoci místních ornitologických expertů jsem získal údaje o době urbanizace každého z těchto druhů v každé zemi a za odfiltrování vlivu devíti dalších ekologických znaků jsem k sobě tyto dvě proměnné vztáhl. Populační trendy ptáků měly statisticky průkazný vztah k době urbanizace, přičemž druhy urbanizované dříve ubývaly, zatímco nedávno urbanizované druhy přibývaly. To může být zapříčiněno např. tím, že výrazné změny městského prostředí způsobují, že druhy, které v minulosti nacházely v lidských sídlech dostatek potravních a hnízdních příležitostí, mají v poslední době problém vhodná stanoviště najít. Těmito změnami mohou být např. proměna ve struktuře a druhovém složení vegetace, modernizace budov a odsun hospodářských zvířat a zdrojů organického odpadu neboli „sterilizace měst“.

Abych zjistil, do jaké míry jsou populační trendy ptáků ve městech specifické pro toto prostředí a do jaké míry kopírují trendy populací v jiných biotopech, porovnal jsem na podrobných lokálních datech z České republiky populační trendy 52 vybraných urbanizovaných druhů ptáků ve městech a mimo ně. Ukázalo se, že populační trend se v mírné většině případů ve městech a mimo ně průkazně lišil (31 druhů), ve zbytku případů nebyla odlišnost trendů průkazná. Při pohledu na jednotlivé kombinace trendů v městském a mimoměstském prostředí se ukázaly následující hlavní patrnosti: v případě druhů přibývajících v obou prostředích častěji průkazně více přibývají ve městech, kde zřejmě objevují volnou ekologickou niku, než mimo ně; naopak u ubývajících druhů obvykle rychleji ubývají druhy ve městech, které přestávají být dotovány jedinci z mimoměstského prostředí. Nicméně existuje poměrně mnoho výjimek z tohoto pravidla, např. zvonek zelený (*Chloris chloris*), který ubývá rychleji v krajině mimo města, vlaštovka obecná (*Hirundo rustica*) přibývající mimo města a ubývající ve městech, a

vrabec polní (*Passer montanus*) přibývající ve městech a ubývající mimo ně. To naznačuje, že města v některých případech skutečně fungují jako svérázné prostředí, do jisté míry nezávislé na jejich okolí, které navíc může představovat refugium pro některé druhy, zejména pak pro ubývající ptáky zemědělské krajiny (např. vrabec polní).

Klíčová slova: urbanizace, doba urbanizace, populační dynamika, ekologie ptáků, městští ptáci, biologie měst

Abstract

Urbanization ranks among the most important processes induced by the human civilization that affects ecological communities at the same time. Birds are the most frequently studied organisms in relation to urbanization. Different birds' species show different abilities to adapt to urban areas, so urbanization works as an environmental filter. As urban environment undergoes extraordinarily high rate of change, the characteristics of the environmental filter are changing rapidly, too. This could influence populations of urban bird species. We can expect that the population change of the species will be related to the time since urbanization; specifically, the early urban colonizers will decline due to alteration of urban environment, while the recent urban colonizers will increase.

I obtained data on population trends from 2000 to 2016 for 95 common urban bird species in 16 European countries. Thanks to the cooperation with local expert ornithologists, I collected the data about the time since urbanization of these species in respective countries and I related these two variables filtering out the influence of 9 other species-specific ecological characteristics. Bird population trends had a statistically significant relation to the time since urbanization: the species that became urbanized earlier declined, while the recently urbanized species increased. This pattern could be caused by changes in the urban environment resulting in, for example, lower breeding and feeding opportunities for the earlier urbanized birds. Underlying drivers may include change in the structure and species composition of the urban greenery, modernization of buildings and transfer of the farming animals and organic waste. Consequently, urban environment becomes "sterile".

To find out whether the population trends of urban birds are specific for cities, or they track the population changes in other habitats, I compared population trends of 52 species between the urban and non-urban habitats using detailed local-level monitoring data collected in the Czech Republic. I found that population trend significantly differed between the focal habitat types in 31 species. Focusing on specific urban vs. non-urban trend combinations, following major patterns were observed: in the case of birds increasing in both habitat types, more species showed larger increases in urban habitat, likely due to explore the new ecological space in cities; in the case of decreasing species, the rate of population decrease was faster in cities, possibly due to reduction of the influx of individuals donating urban population from habitat outside of the city borders. However, many exceptions from these patterns rule exist, e.g., greenfinch (*Chloris chloris*), that is declining faster outside the cities, barn swallow (*Hirundo rustica*) increasing outside the cities and decreasing within the cities, and tree sparrow (*Passer*

montanus) increasing in cities and decreasing outside of them. These results indicate that cities sometimes function as an environment being somewhat independent on their neighborhood, and they could even represent refugia for certain species, especially for the declining farmland (e.g., tree sparrow).

Keywords: urbanization, time since urbanization, population dynamics, ecology of birds, urban birds, urban ecology

Obsah

1	Úvod.....	9
1.1	Urbanizace jako důležitý demografický jev	9
1.2	Vliv urbanizace na ptáky a jejich populace.....	11
1.3	Hypotézy a cíle této práce	17
2	Metodika.....	18
2.1	Analýza evropských trendů	18
2.1.1	Charakteristika studované oblasti.....	18
2.1.2	Data o evropských populačních trendech.....	19
2.1.3	Doba urbanizace	20
2.1.4	Další vysvětlující proměnné	23
2.1.5	Statistická analýza	27
2.2	Porovnání městských a mimoměstských populací ptáků v ČR.....	28
2.2.1	Charakteristika sledované oblasti	28
2.2.2	Data o populacích městských druhů v České republice	28
2.2.3	Statistická analýza	30
3	Výsledky.....	31
3.1	Analýza evropských trendů	31
3.1.1	Popis datového souboru.....	31
3.1.2	Výsledky statistických modelů.....	33
3.2	Porovnání městských a mimoměstských populací ptáků v ČR.....	40
4	Diskuse	45
4.1	Analýza evropských trendů	45
4.1.1	Interpretace vlivu doby urbanizace na populační trend.....	45
4.1.2	Vlivy dalších vysvětlujících proměnných	48
4.1.3	Limity dat a provedených analýz	50
4.2	Porovnání městských a mimoměstských populací ptáků v ČR.....	53
4.3	Doporučení pro ochranu přírody	58
5	Závěr.....	60
6	Literatura	62
7	Přílohy	84

1 ÚVOD

1.1 URBANIZACE JAKO DŮLEŽITÝ DEMOGRAFICKÝ JEV

Urbanizace je jedním z nejvýraznějších soudobých demografických jevů probíhajících v celosvětovém měřítku, který se projevuje zvyšujícím se podílem lidské populace žijící ve městech (Antrop, 2004; Seto et al., 2010; Zhang et al., 2022), obvykle provázeným silným ekonomickým růstem (Han et al., 2014). Urbanizované oblasti tak zabírají čím dál více plochy, čímž zcela mění původní ráz krajiny (Antrop, 2004). Epocha dominance člověka se někdy nazývá antropocén, Seto et al. (2010) dokonce navrhuje v kontextu masivního přesunu obyvatel do měst nazývat současnost jako „astycén“, tedy doslova období měšťanů, 21. stol. pak označují jako „století města“.

Lidí žijících ve městech od počátku civilizace konstantně přibývá. Zatímco roku 1950 v nich žilo 28,3 % světové populace (750 mil. lidí), od roku 2007 žije ve městech přes 50 % světové populace (Cohen, 2006; United Nations, 2018; Wang et al., 2012). V roce 2020 to bylo už přes 55,1 % (4,3 mld.) lidí, do roku 2050 by se pak podíl mohl zvýšit až na 68 % (6,6 mld. [United Nations, 2018]). Charakter měst se velmi liší mezi ekonomicky vyspělými státy, kde je kladen větší důraz na moderní bydlení, všeobecné zdraví a blahobyt, gramotnost, postavení žen a sociální mobilitu (Cohen, 2006) a rozvojovými zeměmi, kde vede urbanizace k utváření slumů, které se potýkají se zásadními hygienickými problémy a dalšími negativními jevy (Cohen, 2006; Ezeh et al., 2017).

Se zvětšováním zastavěné plochy jsou spojena mnohá závažná rizika. Urbanizace hraje například zásadní roli v degradaci životního prostředí (Al-Mulali & Ozturk, 2015) nebo fragmentaci krajiny (Antrop, 2004). Mezi pozitivní přínosy urbanizace pak naopak patří například otevřenější možnosti pro alternativní způsoby dopravy (MHD, pěší apod.), a tím pádem nižší spotřebu fosilních paliv nebo nižší tlak na jiná prostředí, čímž se (trochu paradoxně) zvětšuje prostor pro divokou přírodu a zemědělství v jiných oblastech (Cohen, 2006; Seto et al., 2010). V praxi se ale ukazuje, že města spíše než ke kompaktnosti směřují k čím dál větší expanzi (Cohen, 2004; Seto et al., 2010).

Města se v historii zásadně měnila a mění se i v současnosti (Pickett & Zhou, 2015; Seto et al., 2010). Poprvé se začala formovat během neolitické revoluce, kdy mohli lidé opustit strategii lovců a sběračů a usadit se trvaleji na jednom místě, což bylo umožněno přebytky zemědělských

surovin (Jedwab & Vollrath, 2015). V současnosti se města stále zvětšují, a to jak co do rozlohy a počtu obyvatel, tak i do počtu měst jako takových, roste i rychlost stěhování obyvatel do měst (Seto et al., 2010). Zejména v Evropě se pak projevuje efekt suburbanizace¹ (Haase et al., 2016).

Současná města v Evropě jsou obvykle centralizovaná a kompaktní (naproti tomu v USA je velká míra decentralizace a expanze), což znamená hustou zástavbu a osídlení v centru, kde města historicky vznikala (Bertaud, 2006), s negativním hustotním gradientem dále od centra, přičemž suburbánní zástavba není příliš rozsáhlá a soustřeďuje se přibližně v kruhu okolo jádra města (Dong et al., 2019). Struktura měst v ekonomicky vyspělých zemích se dnes rapidně mění (Forster, 2006), zejména v souvislosti s nástupem post-industriální doby (Kazepov et al., 2021), a to například gentrifikací² (Hackworth & Smith, 2001; Smith et al., 2020) nebo výše zmíněnou suburbanizací. Do budoucna lze v evropském prostoru očekávat další zahušťování center, přičemž zřejmě příliš neporooste prostorová rozloha měst, což značně ovlivní zejména vnitřní morfologii města (Cocola-Gant et al., 2020; Dong et al., 2019).

¹ Stěhování obyvatel města do „prstence“ venkovských sídel ležících v jeho blízkém okolí.

² Změna čtvrtí v centru nebo v blízkosti centra města obývaných původně dělnickou třídou na luxusnější čtvrti pro bohatší rezidenty.

1.2 VLIV URBANIZACE NA PTÁKY A JEJICH POPULACE

Urbanizace není jenom demografickým jevem – jak se zvyšuje procento plochy přeměněné lidskou činností na urbanizovanou, je tento fenomén čím dál více důležitý i pro ekologii a ochranu přírody (McKinney, 2002), což je o to zásadnější mimo jiné proto, že lidská sídla obvykle vznikají v oblastech vysoké biodiverzity (Evans et al., 2006). Člověk stavbou měst zcela mění původní ráz krajiny, zejména pak reliéf (Antrop, 2004) a vegetaci (Faeth et al., 2011), čímž samozřejmě ovlivňuje i živočichy. Živočichové vyskytující se v urbánním prostředí se této zásadní změně musí buď přizpůsobit, nebo z něj vymizí (Møller, 2009). Ekologické důsledky urbanizace byly doposud zkoumány téměř výlučně ve vyspělých regionech (severní Amerika, Evropa, Austrálie), zatímco tropické regiony byly až na výjimky (např. Castelletta et al., 2000; Chamberlain et al., 2018; Liu et al., 2020) přehlíženy, což způsobuje značné zkreslení ve znalostech tohoto procesu, jelikož urbanizace se v současnosti děje v největším měřítku právě zejména v tropických rozvojových regionech (Magle et al., 2012).

Sílicí vliv člověka a měst na společenstva vedl až k založení zcela nového oboru urbánní ekologie, která je multidisciplinární vědou, jejíž počátky sahají sice až do 40. a 50. let minulého století (McDonnell et al., 1993), zvýšené vědecké pozornosti se tomuto trendu však dostalo až v posledních desetiletích. Postupně se stala jedním z nejzásadnějších současných ekologických oborů (Grimm et al., 2008; Marzluff et al., 2001a). Křivolaká cesta urbánní ekologie na výslunní byla způsobena tím, že města byla zpočátku ekology nahlížena jako určitá negace přírody, kde přežívá jen minimum organismů a jejich zkoumání je tak z ekologického hlediska bezpředmětné (Sukopp, 1998). Změna ekologického paradigmatu „stability v přírodě“³, kdy přestaly ekosystémy platit za stabilní a neměnné, umožnila to, aby byl člověk a jím způsobené změny považován za součást dynamiky ekologických společenstev (Pickett & McDonnell, 1993). To předznamenalo vzestup urbánní ekologie jako samostatné disciplíny.

První velký impulz, který vedl v zásadě ke zrodu urbánní ekologie, bylo založení celosvětového programu Člověk a Biosféra (Man and the Biosphere, MAB) na konferenci Organizace spojených národů pro výchovu, vědu a kulturu (UNESCO) v roce 1970, který podnítil první multidisciplinární výzkumy lidských sídel (Boyden et al., 1981; Deelstra, 1998; Sukopp & Hejny, 1990). Navzdory tomu však 70. a 80. letech k výraznému skoku v počtu studií na toto

³ Angl. „balance of nature“ nebo taky „equilibrium paradigm“; referuje stav, kdy ekologie nazírala přírodní ekosystémy jako stabilní a neměnné. To komplikovalo zahrnutí člověkem pozmeněných ekosystémů (vč. měst) do tehdejších ekologických výzkumů.

téma nedošlo, což bylo zřejmě způsobeno výše popsaným předsudkem, že ekosystémy ovládnuté člověkem nejsou legitimním předmětem pro ekologický výzkum (McDonnell & Niemelä, 2011). Spouštěčem vlny různých studií v tomto oboru tak byly zřejmě až v 90. letech dva urbánní programy dlouhodobého ekologického výzkumu („long-term ecological research“, LTER) založené Národní vědeckou nadací v USA (US National science foundation [McDonnell & Niemelä, 2011]). Výzkum urbanizace se pak dynamicky vyvíjel, a dnes již každý rok vychází stovky článků a známe i mnoho knih na toto téma (např. Marzluff et al., 2001b; McDonnell et al., 2009).

Nejlépe prozkoumanou skupinou organismů ve vztahu k městu jsou ptáci (např. Anderies et al., 2007; Evans et al., 2011; Marzluff et al., 2001; Sol et al., 2017), kteří se ze všech obratlovců nejčastěji zkoumají (Taylor et al., 2013) a poznatky dosažené jejich studiem mohou být zároveň využity jako výchozí pro případové studie o dalších skupinách živočichů (James Reynolds et al., 2019). Podle vztahu k městské zástavbě se ptáci tradičně dělí do tří kategorií jako „urban exploiters“ (druhy obývající především města, zatímco mimo města téměř absentují), „urban adapters“ (druhy, které se vyskytují ve městech i mimo ně) a „urban avoiders“ (druhy, které se ve městech vůbec nevyskytují [Blair, 1996]), tento přístup vyjadřování afinity druhů ptáků k městu je však dnes nahrazován kontinuálními mírami urbanizace (např. Callaghan et al., 2020), které jsou vhodnější pro statistické analýzy a dají se objektivně definovat. Dosavadní poznatky z ptačí urbánní ekologie byly recentně shrnuty v rešerších autorů Magle et al. (2012) a Marzluff (2017).

Velká pozornost byla věnována ekologickým změnám u ptáků pod vlivem městského prostředí (rešerše viz Grünwald, 2020). Zjištěné byly například rozdíly v načasování a výšce zpěvu ptáků, kdy ptáci ve městech používají vyšší tóny tak, aby lépe prorazily v městském šumu, a také zpívají v jinou denní dobu, aby se vyhnuli antropogennímu hluku (Slabbekoorn & Peet, 2003). Odhaleny byly změny v predačním tlaku, který je zřejmě ve městech nižší než mimo města (Eötvös et al., 2018), ačkoliv bylo o tomto tématu publikováno mnoho částečně si odporujících prací (Anderies et al., 2007; Antonov & Atanasova, 2003; Fischer et al., 2012; Johnston, 2001; Stracey, 2011). Častým tématem studií je také hnízdění ptáků ve městech (Antonov & Atanasova, 2003; Croci et al., 2008; James Reynolds et al., 2019; Sodhi et al., 1992). Víme dokonce, že urbanizace ptáků má i vliv na jejich parazitaci, která je u městských populací ptáků překvapivě nižší než u populací mimo města (Bobby Fokidis et al., 2008; Geue & Partecke, 2008).

Mnoho druhů ptáků se přizpůsobilo životu s člověkem již před několika tisíci lety (např. vrabec domácí [*Passer domesticus*], holub skalní [*Columba livia*] nebo poštolky obecné [*Falco tinnunculus*] či jižní [*Falco naumani*]). Pro tento jev bylo však doposud zjištěno jen málo empirických dokladů (ale viz např. Negro et al., 2020). Zjistit, zda je druh adaptován na soužití s člověkem již po staletí (potažmo tisíciletí) je možné díky archeologickým nálezům na nalezištích dávných lidských kultur (Anderson, 2006; Blasco et al., 2014) nebo na základě historických literárních pramenů (Møller, 2008). Protože je však masivní míra urbanizace poměrně recentním fenoménem (viz Kap. 1.1), je možné pozorovat proces kolonizace a adaptace ptáků na lidská sídla doslova v reálném čase (Cramp, 1971; Evans et al., 2010; Rutz, 2006, 2008).

Urbanizace je zásadním faktorem způsobujícím homogenizaci bioty (McKinney, 2006; McKinney & Lockwood, 1999), která byla pozorována u různých skupin organismů, například u hmyzu (Knop, 2016), savců (McKinney, 2002; McKinney & Lockwood, 1999) nebo dokonce u zooplanktonu (Liu et al., 2020). Homogenizace bioty znamená proměnu společenstev po celém světě směrem k podobnému druhovému složení. Města v tomto procesu hrají klíčovou roli jako typicky první útočiště nepůvodních organismů, které se zde do volné přírody dostávají buď nezáměrným importem (např. dopravou), nebo záměrně (např. vysazováním nebo chovem nepůvodních organismů; viz např. Lowe et al., 2000). Tyto nepůvodní druhy navíc směrem do centra měst přibývají, zatímco původní druhy vykazují opačný trend (Taylor et al., 2013). Kvůli homogenizaci bioty ve městech se fauna od sebe i velmi vzdálených měst může vzájemně lišit méně než fauna města a jeho blízkého okolí (McKinney, 2006). Sama homogenizace pak navíc generuje další homogenizaci, protože např. podobné složení vegetace ve městě usnadňuje usazení stejných druhů živočichů napříč kontinenty (McKinney, 2006).

Homogenizace se přirozeně nevyhýbá ani ptačím společenstvům (Clergeau et al., 2006). Jedním z hlavních důvodů zřejmě je, že některé druhy ptáků jsou na městské prostředí (pre)adaptovány lépe než jiné (Anderies et al., 2007; Møller, 2009). Obecně jsou proto města charakterizována jako prostředí „několika vítězů a mnoha poražených“ (McKinney & Lockwood, 1999; Shochat et al., 2010). Součástí společenstev ptáků ve městech jsou typicky měkkozobí (Columbiformes), draví ptáci (Falconiformes i Accipitriformes), ze zpěvných ptáků potom krkavcovití (Corvidae) nebo špačkovití (Sturnidae), mnoho městských druhů má díky své schopnosti městského života velmi rozsáhlý (až kosmopolitní) areál rozšíření (např. holub domácí nebo vrabec domácí). Pro úspěšnou kolonizaci města určitým druhem hraje roli i jeho oblast původu: druhy z oblastí dávného souvislého osídlení jsou totiž ve městech obecně

úspěšnější než druhy z oblastí, kde je rozsáhlá urbanizace recentní záležitostí (Croci et al., 2008; González-Oreja, 2011). Urbanizace má navíc pozitivní efekt na druhové bohatství invazních druhů ptáků (Lazarina et al., 2020), kteří dokážou lépe využít hnízdní a potravní příležitosti, které skýtají exotické druhy rostlin vysazované často do měst namísto původních druhů vegetace (James Reynolds et al., 2019). Přesto ale mohou města hrát zásadní roli v ochraně některých ohrožených druhů ptáků, jejichž populace zažily pokles v okolním prostředí například vlivem změn ve využití krajiny, např. konopka obecná (*Linaria cannabina*) nebo skřivan polní (*Alauda arvensis*; [Fuller et al., 2009; Jokimäki et al., 2018]). Za homogenizací společenstev ptáků ve městech může stát částečně i to, že do měst se dostávají především druhy běžné na velkých prostorových škálách (Ferenc et al., 2017).

Nejvíce druhů ptáků na gradientu město-venkov je obvykle na okrajích města (Blair, 1996), směrem do centra se počet druhů snižuje (Taylor et al., 2013). Zásadní roli v rozmístění ptáků ve městech mají městské parky, které jsou centrem pro urbánní biodiverzitu (Cornelis & Hermy, 2004; Fernández-Juricic, 2000; Jokimäki, 1999), přičemž parky mohou hostit stejnou ptačí diverzitu jako stejně velké území přírodního biotopu (Oliver et al., 2011). Druhy hnízdící v zástavbě centra města („urban exploiters“) se přitom v parcích vyskytují pouze při vyhledávání potravy (Jokimäki, 1999), což ukazuje na vysoký stupeň přizpůsobení takových druhů urbánní krajině. Důležitým jevem ovlivňujícím distribuci ptáků ve městech (byť v Evropě převážně sezónním) je jejich příkrmování, kdy krmítka zvyšují početnost druhů, které potravu v nich využívají, zatímco druhy, které krmítka nenavštěvují, mají stále stejně velké populace (Plummer et al., 2019).

Jeden z nejlepších prediktorů druhového bohatství ptáků v rámci měst je výše socioekonomické úrovně jejich různých částí, kdy se v bohatších oblastech vyskytuje větší počet druhů ptáků (Lerman & Warren, 2011; Melles, 2005). Tento trend je označován jako „efekt přepychu“ („luxury effect“ [Hope et al., 2003; Leong et al., 2018]) a projevuje se zejména ve vyspělejších státech (např. Evropa, USA, Austrálie), kde jsou výhody blízkosti městské biodiverzity nerovnoměrně rozloženy tak, že k nim mají lepší přístup bohatší obyvatelé než obyvatelé z oblastí s menšími příjmy. V tropických oblastech se tento efekt ztrácí (Leong et al., 2018).

Městské populace ptáků mají podstatně vyšší populační hustoty než mimoměstské (Anderies et al., 2007; Evans et al., 2010; Gliwicz et al., 1994; Møller et al., 2012), průměrně až o 30 % (Møller et al., 2012). To je poměrně zvláštní, protože druh by měl mít nejvyšší populační hustoty v nejvhodnějším prostředí (Møller et al., 2012), přičemž města jsou obvykle vnímána jako opak přírody, kde organismy spíše přežívají než prosperují. Ve městech se však může i u

populací s vysokou hustotou projevít efekt ekologické pasti („ecological trap“), kdy ptáci obsazují zdánlivě vhodné stanoviště, které se však později projeví jako nevhodné například z důvodu snížené potravní nabídky (Demeyrier et al., 2016; James Reynolds et al., 2019; Pollock et al., 2017), vysokého predáčního tlaku (Groom, 1993) nebo zamoření parazity (Boal, 1997). Městské populace tak někdy představují propadovou („sinkovou“⁴) populaci, která je doplňována jedinci z prosperujících zdrojových populací mimo města (Boal, 1997; Groom, 1993).

Doposud velmi opomíjené téma týkající se urbanizace ptáků jsou jejich populační změny v městském prostředí a vliv města na populační trend ptáků (Marzluff, 2017). Podařilo se prokázat, že vývoj populační křivky druhů ve městech se shoduje s vývojovými fázemi invazí nepůvodního organismu do nového prostředí (Møller et al., 2012). Tedy po prvním usazení několika jedinců („pioneer settlement“) mohou tyto jedinci po dlouhou dobu žít a poté buď vymizet, nebo se prudce rozšířit, což je umožněno využitím zdrojů doposud neobsazených jinými druhy (např. hnízdní nebo potravní příležitosti). To znamená, že druhy, které jsou urbanizovány kratší dobu, by měly ve městech přibývat rychleji než ty, které byly urbanizovány již dávno. Výsledkem je, že čím déle nějaký ptačí druh obývá městské prostředí, tím má větší populační hustotu v porovnání s populacemi mimo města (Møller et al., 2012). Pro druhy, které jsou urbanizované již velmi dlouho, jsou tak městské populace nesmírně důležité (Møller et al., 2012), a proto by mohla mít jejich ztráta značně negativní následky pro celý druh.

Negativní populační trend u ptáků ve městech může mít různé důvody. Roli mohou hrát změny ve vegetačním pokryvu (Richards & Belcher, 2020; Sukopp & Wurzel, 2003), čemuž nahrává globální oteplování (Sukopp & Wurzel, 2003). Vegetace ve městech často rychle přibývá, což vede k vytvoření vzrostlé parkové vegetace někdy až lesního typu (Fuller & Gaston, 2009; Wellmann et al., 2020). Současná parková krajina se vzrostlou vegetací pak nemusí vyhovovat druhům otevřené stepní krajiny, které původně ve městech obsazovaly efemerní otevřené plochy (Czechowski et al., 2013; Lesiński, 2009). Další příčinou může být výstavba moderních budov, které svými materiály a morfologií nevyhovují hnízdním nárokům některých druhů, které jsou pak omezeny na zbývající staré budovy (Negro et al., 2020). Úbytek ptáků, zejména druhů hnízdících v otevřených hnízdech na stromech a keřích nebo přímo na zemi, pak může

⁴ „Source-sink population dynamics“ je koncept metapopulační teorie, který předpokládá, že populace, které jsou v „sinku“, tedy mortalita v nich převažuje nad natalitou, jsou doplňovány jedinci z prosperujících zdrojových („source“) populací, ve kterých je natalita vyšší než mortalita.

být zprostředkováván predátory, například krkavcovitými ptáky (Groom, 1993) nebo ferálními populacemi koček domácích (*Felis catus* [Beckerman et al., 2007]).

Bylo prokázáno, že doba urbanizace má pozitivní vliv na populační hustoty ptáků ve městech (Møller et al., 2012). Má však doba urbanizace vliv i na jejich dlouhodobý populační trend? Tato otázka zůstává v odborné literatuře doposud nezodpovězena. V této práci bych se proto rád zaměřil na souvislosti populačních změn urbanizovaných druhů ptáků s dobou jejich urbanizace.

1.3 HYPOTÉZY A CÍLE TÉTO PRÁCE

Můj výzkum prezentovaný v této práci bude rozdělen do dvou částí.

A)

První část si klade za cíl shromáždit data o dlouhodobých populačních trendech evropských druhů ptáků a k nim získat informace o době urbanizace jednotlivých druhů v konkrétních evropských zemích. Na základě těchto dat bych rád otestoval následující hypotézy:

1. Déle urbanizované druhy ptáků ubývají.

Tento trend by měl být způsoben rychlou změnou městského prostředí, která vede k tomu, že druhy, kterým dřívější struktura měst vyhovovala, dnes ve městech ubývají, nebo z nich přímo mizí.

2. Recentně urbanizované druhy ptáků přibývají.

Druhy, které do měst pronikly teprve nedávno, obsazují volnou ekologickou niku, která jim přináší doposud volné zdroje, což se projeví ve zvyšování početnosti populace.

B)

Pokud se ukáže, že druhy urbanizované nedávno skutečně přibývají více než druhy urbanizované dříve, je nejjednodušším vysvětlením, že se do měst „tlačí“ druhy, kterým se daří mimo města, a tudíž se tak dostávají i do měst (Ferenc et al., 2017). Tam využívají volný ekologický prostor, takže tyto populace rychleji rostou. A zároveň pokud „tlak“ s postupující dobou uplynulou od kolonizace urbánního prostředí ustane, měly by městské populace vlivem rychlejší dynamiky změn městského prostředí rychleji mizet. Abych otestoval tyto predikce, budu ve druhé části této práce porovnávat populační trend jednotlivých druhů ptáků ve městech a mimo města. Pro tento účel budou využita data z dlouhodobého programu sčítání ptáků v České republice. V této části práce budu tedy testovat následující hypotézy:

3. Trendy přibývajících druhů budou ve městech pozitivnější než mimo ně.

4. Trendy ubývajících druhů budou více negativní ve městě než mimo něj.

2 METODIKA

Tento výzkum byl rozdělen do dvou odlišných částí, tedy analýzy populačních trendů v jednotlivých evropských zemích a porovnání trendů početnosti mezi městskými a mimoměstskými populacemi v ČR. Jejich metodika bude probrána ve dvou samostatných oddílech této kapitoly.

2.1 ANALÝZA EVROPSKÝCH TRENDŮ

2.1.1 Charakteristika studované oblasti

Evropa je druhý nejmenší světadíl, zaujímající rozlohu přibližně 10 058 912 km^2 , což je zhruba 7 % plochy pevniny (přibližně 2 % zemského povrchu). Je součástí Eurasie, spolu se severní částí Asie a severní Afrikou utváří biogeografickou palearktickou oblast. Navzdory, nebo možná právě kvůli své nevelké rozloze je Evropa druhým nejhustěji obydleným státem, je tak domovem 746 milionů lidí (přibližně 10 % celkové lidské populace, data k roku 2018). Podnebí Evropy je zásadně ovlivňováno teplými oceánskými proudy, které zajišťují mírné klima i v zeměpisné šířce, ve které na americkém a asijském kontinentu panují poměrně tuhé podmínky. Se vzrůstající kontinentalitou se výrazněji projevuje střídání ročních období.

Evropa je kolébkou západní civilizace, jejíž kořeny sahají až do dob starých Řeků a Římanů (Lewis & Wigen, 1997), urbanizace tak má v Evropě velice dlouhou historii, sahající až do roku 700 př. n. l., přičemž dnes dosahuje míra urbanizace ve většině evropských zemích až 80 % (Antrop, 2004), je proto považována za nejvíce urbanizovaný kontinent (Salvati et al., 2018). Urbanizace bioty v Evropě tím pádem probíhá velmi dlouho, což může vést k lepší adaptaci organismů na soužití s člověkem, mnohé druhy dokonce využily člověka jako svého mediátora již v dávných dobách a mohou se s ním tak vyvíjet po více než 10 tisíc let (Anderson, 2006; Blasco et al., 2014).

2.1.2 Data o evropských populačních trendech

Data pro analýzy evropských populačních trendů ptáků v této práci byla získána z projektu Pan-European Common Bird Monitoring Scheme (PECBMS), který si dává za cíl každoročně sledovat hnízdní početnost 170 běžných druhů ptáků ve 29 evropských zemích. Země zapojené do projektu zahrnují státy Evropské unie kromě Malty, dále Švýcarsko, Norsko a Velkou Británii. Pracuje s daty sbíranými dobrovolnými terénními spolupracovníky za použití standardizované metodiky, která je spolupracovníkům určována národními koordinátory. Druhy sledované v projektu jsou vybrány tak, že mají v oblasti PECBMS velikost hnízdní populace alespoň 50 000 párů (s několika výjimkami s menší populací, kdy státy PECBMS pokrývají značnou část jejich areálu rozšíření), a jsou tedy považovány za běžné. Druhou podmínkou pro zahrnutí druhu mezi sledované v rámci PECMBS je to, že jeho početnost je aplikovanou terénní metodikou (její detaily viz níže) dobře zachytitelná a nevyžaduje specializované zjišťování, což vylučuje např. sovy nebo některé vodní ptáky (<https://pecbms.info/>).

Monitoring v rámci projektu PECMBS probíhá třemi různými formami; (i) bodové sčítání, (ii) liniové sčítání, (iii) mapování teritorií. V případě bodového sčítání zaznamenává sčítatel všechny pozorované ptáky na bodech vzdálených od sebe alespoň 200 m, umístěných obvykle podél transektu, přičemž na každém bodě sčítá po určitý časový úsek, na všech bodech stejně dlouhý (typicky 5 min). Tyto body jsou navštíveny zpravidla dvakrát za rok. Při liniovém sčítání se sčítatel pohybuje po předem definované linii, na které zaznamenává všechny pozorované ptáky, a většina států, kde se aplikuje tato metoda, má stanovený časový úsek, který má pozorovatel sčítáním linie strávit. Tyto linie jsou také obvykle navštěvovány dvakrát ročně. Třetí typ monitoringu se zaměřuje na mapování teritorií ptáků v definované oblasti, kde sčítatel zaznamenává všechny jedince vykazující teritoriální aktivitu do mapy. V tomto případě je lokalita navštívena vícekrát během sezóny (5–12 návštěv). Početnost druhu potom vyjadřuje počet obsazených teritorií. (Brlík et al., 2021)

Data získaná terénním monitoringem jsou každý rok vyhodnocována a jednotliví národní koordinátoři projektu z nich vypočítávají pro každý druh v každém státě zahrnutém do PECBMS jeho národní roční druhový index početnosti („national species annual population index“). Ten pro každý druh vyjadřuje jeho relativní velikost populace (v %) v porovnání s velikostí populace v referenčním roce (obvykle první rok sčítání) stanovenou na 100 %. Pro odhad těchto indexů jsou využívány log-lineární modely v programu TRIM („Trends and Indices for Monitoring data“; Bogaart et al., 2020), kde se počet jedinců daného druhu v daném

státě modeluje jako funkce náhodných efektů roku a lokality (Brlík et al., 2021). Tyto indexy jsem od koordinátorů PECBMS obdržel pro účely tvorby této práce.

Pro výpočet populačního trendu daného druhu v daném státě byla zlogaritmovanými hodnotami jeho populačních indexů v jednotlivých letech proložena lineární regrese:

$$y = a + bx$$

Kde b je sklon regresní přímky, který kvantifikuje populační trend jako průměrnou meziroční změnu jeho početnosti za sledované období. Takto jsem spočítal populační trend pro každý druh v každé zemi. Jako sledované období jsem zvolil období 2000-2016, protože z těchto let existovala data z relativně vysokého počtu zemí včetně velkých států a zároveň bylo toto období dost dlouhé na podchycení dlouhodobého trendu početnosti tak, jak se zkoumá i v jiných studiích s podobným zaměřením (Lehikoinen et al., 2019; Maggini et al., 2021; O'Reilly et al., 2022).

Pro nedostatečnou časovou řadu byla z analýz v tomto kroku vyřazena data z Kypru, Lucemburska, Portugalska, Slovenska a Slovinska. Můj dataset tedy tvořilo 16 zemí. Některé země jsou však z historických důvodů v rámci PECBMS rozděleny na dvě území, v mých datech konkrétně Německo (západní a východní) a Belgie (Brusel a Valonsko). Tím pádem byl dataset představován 18 oblastmi, které budu dále pro zjednodušení nazývat „země“. Vyřazeny byly v různých zemích druhy, u kterých chyběla data o početnosti v některých letech, ponechány byly tedy pouze druhy s údaji o početnosti ve všech sledovaných letech.

2.1.3 Doba urbanizace

Pro každý druh, u kterého to bylo možné, byla v každém státě určena doba jeho urbanizace, a to na základě dat o jeho výskytu, případně podle údajů v místní literatuře. V tomto směru jsem se obrátil na národní PECBMS koordinátory, kteří se v podmínkách každého státu dobře orientovali a disponovali potřebnou lingvistickou znalostí, neboť literární údaje byly zhusta v místním jazyce. Druh byl pro tyto účely považován za urbanizovaný až v době pravidelného hnízdění ve městech, prvotní obsazení měst („pioneer settlement“) se tak nepočítalo jako počátek urbanizace. Dobu urbanizace nebylo možné určit zcela přesně, takže jsem použil k jejímu vyjádření následující kategorie:

A – po roce 1990; B – mezi lety 1950 a 1990; C – první polovina 20. století; D – před začátkem 19. století.

Období nebyla vybrána náhodně, kopírují totiž přibližně důležité zvraty ve vývoji lidské společnosti v Evropě, a tedy i v jejích městech. Nejstarší kategorie (D) končí počátkem 19. století kvůli tomu, že právě v tomto období počal v Evropě v souvislosti s průmyslovou revolucí masivní přesun obyvatelstva do měst, navíc jde o první období, kdy lze častěji získat komplexnější informace o výskytu druhů v dobové literatuře (Negro et al., 2020). Druhá nejstarší kategorie (C) je období rozmachu a modernizace civilizace ve městech, ale také obdobím dvou velkých válečných konfliktů, které značně proměnily ráz krajiny, zejména potom měst. Konec druhé světové války proto oddělil druhou nejmladší kategorii (B), která je zároveň dobou prudké poválečné konjunktury, jež byla počátkem cesty směřující k soudobé podobě měst, doprovázené masivními změnami v urbánním prostředí (Antrop, 2000). Posledních třicet let (kategorie A) je přibližným vymezením období post-industriální doby, kdy města začala být vnímána nejen jako prostor patřící lidským obydlím a ekonomickým aktivitám, ale také jako místa, kde je třeba kultivovat alespoň lokálně přírodě blízké prostředí, které má zásadní vliv na psychiku a fyzické zdraví obyvatel i biodiverzitu (Jackson, 2003; Kondo et al., 2018).

V různých zemích se národní koordinátoři setkali s problémem, kdy některé druhy nešlo zařadit do jedné z výše uvedených kategorií z důvodu nedostatku relevantních informací v historické literatuře, bylo proto rozhodnuto přidat také možnost zařazení těchto druhů do širších dvou kategorií na rané a pozdní kolonizátory. První jmenovaná kategorie (raní kolonizátoři, „early colonisers“) byla vytvořena spojením prvních dvou nejstarších kategorií (C, D) v předchozím dělení a spadaly tak do ní druhy urbanizované před rokem 1950. Druhá kategorie (pozdní kolonizátoři, „late colonisers“) se logicky sestává z druhů urbanizovaných po roce 1950 (původní kategorie A, B). Zatímco při dělení na čtyři kategorie bylo pro analýzy k dispozici 554 kombinací druhů a zemí, v případě zahrnutí raných a pozdních kolonizátorů a sloučení kategorií mezi pozdní a rané kolonizátory bylo získáno 616 kombinací, kde se vyskytovalo 95 druhů ptáků. Nejvíce druhů (74, 58 a 57) měly státy Itálie, Francie a Belgie (Valonsko), nejméně druhů (4, 5 a 18) měly státy Irsko, Estonsko a Německo (západní). V průměru měl jeden stát 34 druhů se spočítanými trendy a určenou dobou urbanizace (viz Tab.1).

Pro další analýzu byly kategorie této proměnné převedeny na ordinální škálu, kdy nejvyšší hodnota (4) znamená nejranější dobu urbanizace a nejnižší hodnota (1) nejsoučasnější urbanizaci druhu, resp. hodnota (2) kategorii ranných kolonizátorů a hodnota (1) kategorii pozdních kolonizátorů.

Tabulka 1 Počty druhů s vypočítanými trendy a se stanovenou dobou urbanizace v jednotlivých zemích.

Země	Počet druhů s dobou urbanizace
Itálie	74
Francie	58
Belgie (Valonsko)	57
Nizozemí	52
Dánsko	47
Česká republika	46
Polsko	39
Švýcarsko	32
Belgie (Brusel)	31
Norsko	30
Finsko	30
Švédsko	29
Lotyšsko	24
Německo (východní)	20
Španělsko	20
Německo (západní)	18
Estonsko	5
Irsko	4

2.1.4 Další vysvětlující proměnné

Aby bylo možné realisticky zhodnotit vliv zkoumané proměnné (doba urbanizace) na trendy evropských druhů ptáků, bylo zapotřebí odfiltrvat vliv proměnných, o kterých je známo, že mají na ptačí populace největší vliv. Byly tedy vybrány nejdůležitější znaky životních strategií a ekologické vlastnosti jednotlivých druhů (viz Tab. 2) pro účely zahrnutí do následných statistických modelů. Použité proměnné jsem čerpal většinou z dříve publikovaných prací o populačních trendech evropských ptáků (Hanzelka et al., 2019; Koleček et al., 2014; Reif & Hanzelka, 2020; Storchová & Hořák, 2018), v případě proměnných hnízdění v dutinách a umístění hnízda jsem využil vlastní odborné znalosti a databázi Birds of the World (Billerman et al., 2020).

Kontinuální proměnná míra urbanizace jednotlivých druhů byla převzata z práce Callaghan et al. (2020). Ti získali data o výskytu ptáků pro stanovení míry urbanizace z kompletních seznamů databáze eBird (Sullivan et al., 2017), které byly poté proloženy vrstvou nočního osvětlení VIIRS („Visible Infrared Imaging Radiometer Suite“), která se často používá jako míra lidského osídlení zemského povrchu měřená z vesmíru (Elvidge et al., 2017). Ta by měla být méně zatížena chybovostí než studie určující míru urbanizace za použití lidské populační hustoty (Callaghan et al., 2020).

Zatímco doba urbanizace byla u každého druhu určena specificky pro každou zemi, všechny tyto další vysvětlující proměnné již měly ve všech zemích pro daný druh stejnou hodnotu.

Tabulka 2 Vysvětlující proměnné použité pro analýzy evropských populačních trendů a jejich charakteristiky.

ID	Proměnná	Typ	Hodnoty	Charakteristika	Zdroj
1	Doba urbanizace	Ordinální	1, 2, 3, 4; resp. 1 a 2	Doba, kdy se druh začal vyskytovat ve městech.	Národní koordinátoři. PECBMS
2	Míra urbanizace	Spojité	-2.76–0.29	Pozice na gradientu světelného znečištění.	Callaghan et al. (2020)
3	Životní strategie	Spojité	-1.3922-3.5457	Pozice na gradientu r-R strategie (viz Kap. 2.1.4.).	Vlastní PCA analýza na znacích životních strategií (proměnné 13–17).
4	Pozice biotopové niky	Ordinální	1-7	Pozice druhu na gradientu les (1) – otevřená krajina (7).	Hanzelka, Horká a Reif (2019)
5	Velikost hnízdního areálu	Spojité	201832-16252116 km^2	Velikost hnízdního areálu.	Hanzelka, Horká a Reif (2019)
6	Migrační vzdálenost	Spojité	0-7899 km	Vzdálenost středu hnízdního areálu od středu zimoviště.	Hanzelka, Horká a Reif (2019)
7	Pozice klimatické niky	Spojité	3.341- 17.063 °C	Průměrná teplota v evropském hnízdním areálu v hnízdní době.	Hanzelka, Horká a Reif (2019)
8	Rozsah klimatické niky	Spojité	1.023- 12.965 °C	Rozsah teplot v evropském hnízdním areálu v hnízdní době.	Hanzelka, Horká a Reif (2019)
9	Pozice potravní niky	Ordinální	1-5	Pozice druhu na gradientu plná herbivorie (1) – plná animovorie (5).	Hanzelka, Horká a Reif (2019)
10	Potravní závislost na hmyzu	Ordinální	0, 1, 2	Potravní závislost na hmyzu: 0 – žádná, 1 – částečná, 2 – plná.	Reif a Hanzelka (2020)

11	Hnízdění v dutinách	Ordinální	1, 0	Hnízdění druhu v dutinách (ano/ne).	Birds of the World, Cornell Lab of Ornithology.
12	Umístění hnízda	Ordinální	1, 2, 3	Umístění hnízda nad zemí: 1 – na zemi, 2 – nízko nad zemí (keře, bylinná vegetace), 3 – vysoko nad zemí (koruny stromů, budovy).	Koleček et al. (2014)
13	Hmotnost vejce	Spojité	0,69-347 g	Průměrná hmotnost vejce.	Storchová a Hořák (2018)
14	Počet snůšek	Spojité	1-4,5	Průměrný počet snůšek za rok.	Storchová a Hořák (2018)
15	Hmotnost těla	Spojité	5.15-11150 g	Průměrná hmotnost jedince.	Storchová a Hořák (2018)
16	Velikost snůšky	Spojité	1.5-11.5 vajec	Průměrný počet vajec ve snůšce.	Storchová a Hořák (2018)
17	Inkubační doba	Spojité	11-36 dní	Průměrný počet dnů inkubace snůšky.	Storchová a Hořák (2018)

Vzhledem k tomu, že znaky životních strategií spolu korelují a samy o sobě nejsou ve vztahu k trendům početnosti příliš informativní, provedl jsem na nich analýzu hlavních komponent („Principal component analysis“, PCA), která je spojila do jediné proměnné celkově charakterizující životní strategii každého druhu. Mezi proměnnými zahrnutými do PCA byla velikost snůšky, inkubační doba, hmotnost vejce, hmotnost těla a počet snůšek za sezónu. Pro výpočet PCA byl použit program CANOCO ver. 4.5. Výsledky PCA (viz Tabulka 3 a příloha) ukázaly, že první ordinační osa vysvětlila velmi vysoký podíl variability (93,9 %), druhá osa vysvětlila 2,9 % variability, třetí osa 1,9 % variability, a nakonec čtvrtá osa vysvětlila 0,9 % variability. Protože první osa vysvětlila značné množství variability, zatímco vysvětlené množství variability dalšími osami bylo zanedbatelné, používal jsem pro další analýzy pouze pozici druhů na první ose. Ta rozdělila druhy podél gradientu „rychlosti životního stylu“ od těch s nejrychlejší (malá tělesná velikost, malá vejce, krátká inkubační doba, více snůšek za rok – „r-stratégové“) po ty s nejpomalejší strategií („K-stratégové“). Tuto souhrnnou proměnnou jsem pak použil v dalších analýzách.

Tabulka 3 Pozice jednotlivých proměnných ("sample scores") v PCA životní strategie.

Název proměnné	Osa 1	Osa 2	Osa 3	Osa 4
Velikost snůšky	-0.0896	0.9533	-0.0907	-0.2633
Inkubační doba	0.8236	0.0293	-0.4212	-0.1604
Hmotnost vejce	0.9846	-0.0673	-0.1531	-0.0206
Počet snůšek	-0.3214	-0.5431	0.3388	-0.6972
Hmotnost těla	0.9949	0.033	0.0934	0.0088

2.1.5 Statistická analýza

Trendy početnosti jednotlivých druhů v jednotlivých evropských zemích jsem vztáhl k vysvětlujícím proměnným pomocí lineárních modelů se smíšenými efekty. Pevné efekty byly jednotlivé druhové vlastnosti, náhodné efekty představovala taxonomie (na úrovních řád, čeleď, rod) a země. Model byl tedy formulován takto:

$$\text{Trend} \sim \text{prediktory s pevnými efekty} + (1|\text{Řád/Čeleď/Rod}) + (1|\text{Země})$$

Pro výběr proměnných jsem využil balíčku MuMIn (Bartoň, 2022), ve kterém jsem pomocí funkce „dredge“ provedl zhodnocení všech kombinací prediktorů, abych našel finální modely, které jsou charakterizovány optimální kombinací proměnných. Do výsledného modelu jsem zahrnul proměnné, které se objevily v modelech s hodnotou Akaikeho informačního kritéria upraveného pro menší vzorky (AIC_c), která se od nejlepšího modelu liší maximálně o 2. Do procedury výběru proměnných jsem však nezahrnul proměnné doba urbanizace a míra urbanizace, protože jejich vliv jsem chtěl otestovat bez ohledu na to, jak dopadne výběr ostatních proměnných. Po výběru proměnných jsem otestoval jejich statistické efekty na trend početnosti ve finálním modelu pomocí funkce „summary“.

K analýze dat bylo využito balíčku glmmTMB (Magnusson et al., 2021), který byl pro účely tohoto výzkumu nejvhodnější, v programovacím jazyku R (R Core Team, 2020). Výsledný model vždy obsahoval devět prediktorů s pevnými efekty včetně doby urbanizace a míry urbanizace. Pro statistickou analýzu vlivu doby urbanizace na populační trend jsem vytvořil několik různých modelů, zvláště modely s dobou urbanizace rozdělenou na čtyři a dvě období, k oběma možnostem jsem pak vytvořil další modely se zahrnutím interakcí doby urbanizace s pozicí potravní niky, která měla sledovat, zda některé druhy snášejí městské změny lépe/hůř než jiné na základě svých potravních preferencí, a hnízděním v dutinách, abych zjistil, zda jsou změny ve městech snáze/hůře snesitelné pro druhy podle toho, zda hnízdí v dutinách nebo v otevřených hnízdech. Další modely jsem vytvořil bez zahrnutí proměnné míra urbanizace.

2.2 POROVNÁNÍ MĚSTSKÝCH A MIMOMĚSTSKÝCH POPULACÍ PTÁKŮ V ČR

2.2.1 Charakteristika sledované oblasti

Česká republika (ČR) je vnitrozemský stát ležící ve střední Evropě. Má rozlohu 78 871 km^2 a je tak 115. největší zemí světa. Populace ČR čítá 10 524 167 obyvatel (1.1.2021), populace oproti roku 2011 mírně vzrostla (o 0,8 %). Nejvíce obyvatel dnes žije ve Středočeském kraji (1 369 332) a největším městem je Praha, kterou v roce 2021 obývalo 1 335 084 lidí a je tak jediným sídlem v ČR s počtem obyvatel přesahujícím jeden milion. Druhé největší město je Brno s 382 405 obyvateli. V ČR je evidováno v roce 2022 celkem 609 měst nad 5 000 obyvatel, kde žije přes 60 % populace.

2.2.2 Data o populacích městských druhů v České republice

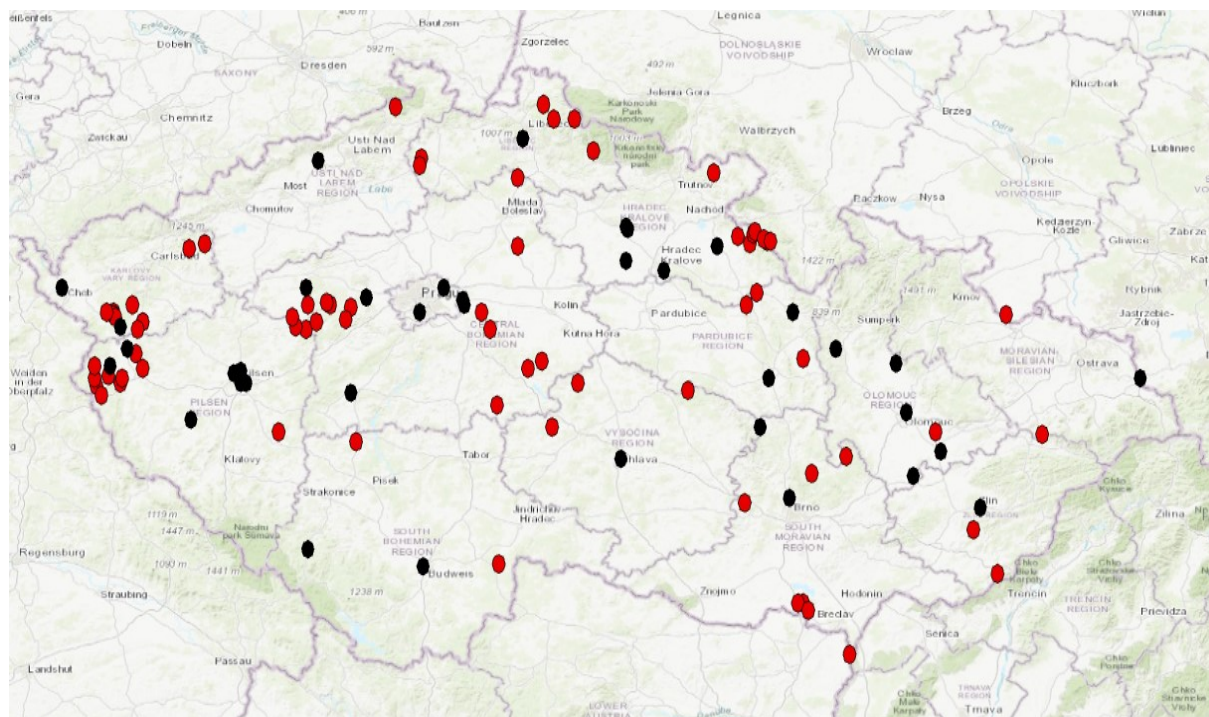
Pro porovnání trendů početnosti populací ptáků ve městech a mimo ně byla využita data z Jednotného programu sčítání ptáků (JPSP), což je program občanské vědy, který probíhá pod záštitou České společnosti ornitologické (ČSO) nepřetržitě od roku 1982 až do současnosti. V JPSP provádí sčítatel na jednom transektu dvacet zastavení na bodech, kdy na každém z nich sčítá všechny pozorované a slyšené ptáky po dobu pěti minut. Body jsou mezi sebou vzdálené zhruba 300 *m*. Přesná poloha jednotlivých sčítacích bodů je zanesena v mapě a je po celou dobu sčítání daného transektu neměnná. Rozmístění transektů je na území ČR nenáhodné, ale pokrývá všechny její části, takže se považuje za reprezentativní co do vypovídací schopnosti o změnách hnízdní početnosti českých ptačích populací (Janda & Řepa, 1986).

Pro účely této práce byly nejprve mezi všemi transekty ručně vyhledány body vhodné pro analýzu urbanizovaných populací ptáků (dále jen „urbánní body“). Takové body byly definovány tak, že bod musel být umístěn v zástavbě města, tedy ze všech stran ohraničen zástavbou. Město bylo pro naše účely definováno jako centralizované sídlo s minimálním počtem obyvatel 1500. Mezi urbánní body byly zahrnuty i městské parky v případě, že byly tyto parky ze všech stran ohraničené zástavbou. Na bodech muselo probíhat sčítání přinejmenším dva roky. Po zhodnocení všech bodů sčítaných v JPSP jsem vybral 213 urbánních bodů umístěných na 41 transektech.

Jako kontrolní byly vybrány takové transekty, které se vyhýbaly městům s počtem obyvatel vyšším než 1500 a zároveň na nich probíhalo sčítání přinejmenším dva roky. Takto bylo

náhodně vybráno 79 kontrolních transektů, které nebyly v blízkosti žádného města s počtem obyvatel vyšším než 1500, a které dohromady obsahovaly 1580 jednotlivých bodů (dále jen „kontrolní body“). Kontrolní body pokrývaly všechna prostředí české krajiny, tedy lesy, zemědělskou krajinu, okolí stojatých i tekoucích vodních ploch, horskou krajinu a také prostředí malých sídel (vesnice).

Oba typy bodů poměrně rovnoměrně pokrývaly celé území České republiky (viz Obr. 1). Pro další analýzu jsem na urbánních a kontrolních bodech získal počty jedinců jednotlivých druhů ptáků v jednotlivých letech. Ty pak byly použity k další analýze.



Obrázek 1 Pozice urbánních transektů (černé body) a kontrolních transektů (červené body) v České republice použitých pro porovnání populačních trendů urbanizovaných druhů ptáků ve městech a mimo města.

2.2.3 Statistická analýza

Analýzu populačních trendů městských a mimoměstských populací jsem provedl pro 53 urbanizovaných druhů. Počty jedinců jsem pro každý druh zvlášť modeloval jako funkci typu bodu (kategorie „urbánní“ a „kontrolní“), roku a jejich interakce pomocí zobecněných lineárních modelů se smíšenými efekty v balíčku glmmTMB v R ve verzi 4.0.3 (R Core Team, 2020). Model byl charakterizován Poissonovým rozdělením dat a náhodným efektem transektu a bodu:

$$\text{Počet jedinců} \sim \text{Typ bodu} * \text{Rok} + (1 | \text{Transect/Bod}), \text{family} = \text{poisson}$$

Model odhadl populační trend zkoumaného druhu jako efekt roku zvlášť pro každý typ bodů, čímž jsem jednak zjistil, zda se průkazně odlišuje trend na kontrolních, resp. urbánních, bodech od nuly, a jednak zda se trendy mezi jednotlivými typy bodů od sebe průkazně liší.

3 VÝSLEDKY

3.1 ANALÝZA EVROPSKÝCH TRENDŮ

3.1.1 Popis datového souboru

Získal jsem 554 kombinací druh x země s určením doby urbanizace na jemnější škále (4 období) a 616 kombinací druh x země s určením doby urbanizace na hrubší škále (2 období). Celkem jsem získal 44 údajů o době urbanizace ptáků v nejsoučasnejším období (A), 157 údajů z druhého nejsoučasnejšího období (B), 85 údajů z druhého nejstaršího období (C) a nejvíce záznamů (267) z nejstaršího období (D). Dalších 61 údajů se podařilo získat na širší časové škále, přičemž 53 údajů bylo o raných kolonizátorech a 8 údajů o pozdních kolonizátorech.

K nejdávnějším městským kolonizátorům patřil v různých evropských zemích vrabec domácí, vlaštovka obecná (*Hirundo rustica*), kavka obecná (*Corvus monedula*), rorýs obecný (*Apus apus*), kos černý (*Turdus merula*), zvonek zelený (*Chloris chloris*) nebo jiříčka obecná (*Delichon urbicum*). Na opačné straně spektra patří k nejrecentnějším kolonizátorům například volavka popelavá (*Ardea cinerea*), datel černý (*Dryocopus martius*), káně lesní (*Buteo buteo*), kukačka obecná (*Cuculus canorus*), ledňáček říční (*Alcedo atthis*) nebo šoupálek dlouhoprstý (*Certhia familiaris*).

U některých druhů se doba urbanizace mezi státy vůbec nebo téměř vůbec nelišila (např. rorýs obecný, kavka obecná, jiříčka obecná, vrabec domácí), přičemž v těchto případech jde obvykle o druhy urbanizované před začátkem 20. stol. Další druhy se svou dobou urbanizace v různých státech značně odlišovaly, několik takových příkladů uvedu v následujících odstavcích.

Krahujec obecný (*Accipiter nisus*) byl v Belgii (Brusel i Valonsko) a Švédsku urbanizovaný již před začátkem 20. století, ve Francii a Dánsku potom mezi lety 1950 a 1990 a nakonec v České republice, Polsku a Itálii až po roce 1990.

O holubu hřivnáči (*Columba palumbus*) máme údaje o nejranější urbanizaci (před začátkem 20. stol.) z Norska, Německa (západ), Belgie (Brusel i Valonsko), Francie a Polska, v první polovině 20. stol. se začal ve městech pravidelně objevovat v Dánsku, Německu (východ),

České republice a Itálii, v posledních třiceti letech se do měst dostal v Lotyšsku, Španělsku, Finsku a Švýcarsku.

Straka obecná (*Pica pica*) byla městským druhem již před začátkem 20. stol. v České republice, Irsku, Švédsku, Finsku a Norsku. V první polovině 20. stol. se pak objevila v urbánních oblastech Belgie (Brusel i Valonsko) a v letech 1950-1990 potom začala obsazovat německá (východ i západ), francouzská, nizozemská, polská, švýcarská a lotyšská města.

Vrána obecná (*Corvus corone*) objevila výhody města již před začátkem 20. stol. v Norsku, Finsku, Lotyšsku, Dánsku a Německu (západní i východní). V první polovině 20. stol. se urbanizovala v Belgii (Brusel i Valonsko) a Švýcarsku. Až mezi lety 1950 a 1990 začala pravidelně hnízdit ve městech v Estonsku, Nizozemí, Francii a Itálii.

Konipas bílý (*Motacilla alba*) byl ve většině zemí, odkud mám údaje, obyvatelem měst již před začátkem 20. stol. (Finsko, Norsko, Švédsko, Lotyšsko, Itálie, Švýcarsko, Belgie [Valonsko]). Ve městech v Nizozemí, České republice a Dánsku jde však o poměrně nový druh, který se tu začal pravidelně vyskytovat mezi lety 1950 a 1990. Ve Francii jde o fenomén posledních 30 let.

Podobný případ jako konipas bílý je i špaček obecný (*Sturnus vulgaris*). Ten byl již před začátkem 20. stol. urbanizován v Belgii (Brusel i Valonsko), Švédsku, Dánsku, Norsku, Finsku, Lotyšsku, Švýcarsku a Francii, až v první polovině 20. stol. se stal měšťanem v Česku a Polsku, v letech 1950-1990 začal pravidelně hnízdit ve městech Italských, ve Španělsku dokonce až v posledních třech desetiletích.

Mezi druhy s nejpozitivnějším trendem patřili zejména pěvci (Passeriformes), např. rehek zahradní (*Phoenicurus phoenicurus*), pěnice černohlavá (*Sylvia atricapilla*), dlask tlustozobý (*Coccothraustes coccothraustes*) a brhlík lesní (*Sitta europaea*). Ke druhům s nejpozitivnějším trendem patřil i holub doupňák (*Columba oenas*) a hřivnáč, labuť velká (*Cygnus olor*), žluna zelená (*Picus viridis*) a datel černý.

Naopak druhy s nejvíce negativním trendem byly opět především různé druhy pěvců, např. budníček větší (*Phylloscopus trochilus*), králíček obecný (*Regulus regulus*), hýl rudý (*Carpodacus erythrinus*), strnad rákosní (*Emberiza schoenichlus*), chocholouš obecný (*Galerida cristata*) nebo rákosník zpěvný (*Acrocephalus palustris*). Mezi nejvíce ubývající

nepěvce se zařadila lyska černá (*Fulica atra*), hrdlička divoká (*Streptopelia turtur*) a volavka popelavá.

3.1.2 Výsledky statistických modelů

V prvním kroku byl proveden výběr nejlepší kombinace prediktorů populačního trendu pomocí AIC_c, kdy do tohoto výběru ještě nepromlouvaly proměnné popisující urbanizaci druhů (viz Tab. 4). Výsledkem byla následující skupina prediktorů: životní strategie (první ordinační osa PCA, viz Kap. 2.1.4), rozsah klimatické niky, pozice klimatické niky, pozice biotopové niky, hnízdění v dutinách, umístění hnízda, pozice potravní niky.

Tabulka 4 Charakteristika nejlepších smíšených lineárních mixovaných modelů spojující jednotlivé prediktory s populačním trendem evropských druhů ptáků. Modely byly posuzovány z hlediska Akaikeho informačního kritéria upraveného pro menší vzorky (AIC_c) skrze všechny možné kombinace jednotlivých prediktorů. Vybrány jsou nejlepší modely s hodnotou $\Delta AIC_c < 2$. Pro identifikaci jednotlivých prediktorů viz Tab. 2.

Prediktory modelu	Počet parametrů	AIC _c	ΔAIC_c
3 + 4 + 7 + 8 + 11	5	-5698.0	0.00
3 + 4 + 7 + 8 + 11 + 12	6	-5697.2	0.87
3 + 4 + 7 + 8 + 9 + 11	6	-5696.2	1.86

K takto vybraným proměnným byly přidány urbanizační proměnné – doba urbanizace a míra urbanizace – tímto byl vytvořen finální model. Jelikož mě zajímalo, zda vliv každé z těchto urbanizačních proměnných na populační trendy navzájem nesouvisí a zda nedochází k interakci vlivů s dalšími proměnnými, otestoval jsem několik variant tohoto modelu.

Model s dobou urbanizace rozdělenou do čtyř období a bez interakcí vysvětlil 38,0 % variability v trendech početnosti. Ukázal průkazný negativní vliv doby urbanizace na populační trend ptačích druhů v Evropě (viz Tab. 5A). Druhy, které začaly města obsazovat dříve mají negativnější populační trend než druhy osidlující města až recentně (viz Obr. 2).

Statisticky průkazný pozitivní vliv na populační trend měla také životní strategie, kdy druhy s pomalejšími strategiemi více přibývaly, rozsah a pozice klimatické niky, kdy pozitivnější trendy měly druhy žijící v teplejších oblastech a druhy tolerující širší spektrum teplot, a hnízdění v dutinách, kdy více přibývali dutinová hnízdiči (viz Tab. 5B).

Negativní vliv na populační trend měla kromě doby urbanizace také pozice biotopové niky ukazující negativnější trendy u druhů hnízdících v otevřenějších biotopech. Ostatní proměnné (míra urbanizace, umístění hnízda, pozice potravní niky) neměly na populační trend statisticky průkazný vliv.

Pokud se z modelu odstranila proměnná míra urbanizace, výsledky se prakticky nezměnily, efekt doby urbanizace zůstal průkazný (viz Tab. 5B). Tento model vysvětlil 37,8 % variability v datech.

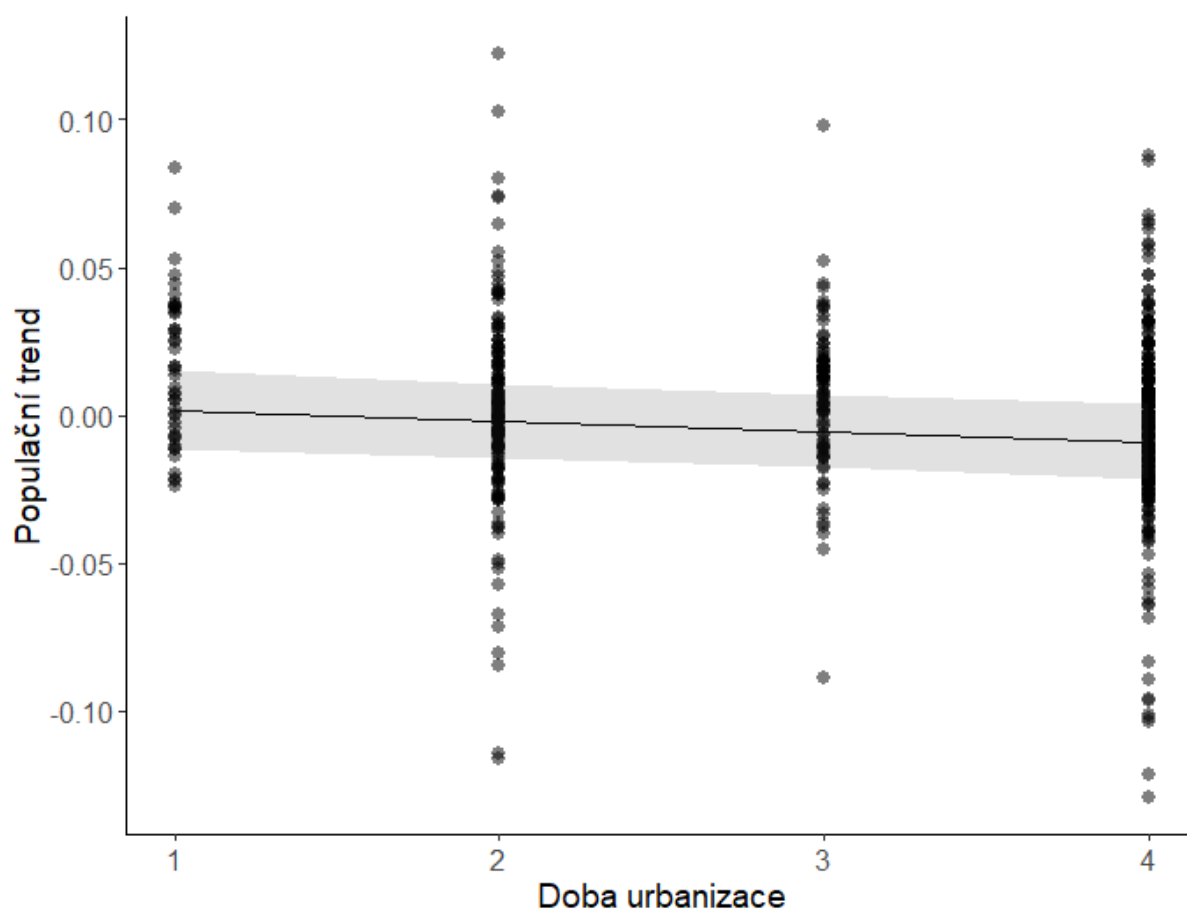
Tabulka 5 Vztahy populačních trendů ptáků a jednotlivých prediktorů. Zvýrazněny jsou prediktory se statisticky průkazným vlivem na 5% hladině významnosti. Pro výpočet byly využity zobecněné lineární smíšené modely: A) model s mírou urbanizace, B) model bez míry urbanizace.

A)

Prediktor	Sklon	Stř. chyba	z-hodnota	p-hodnota
Doba urbanizace	-0.0035	0.0014	-2.55	0.011
Životní strategie	0.0061	0.0027	2.22	0.026
Rozsah klimatické niky	0.0036	0.0010	3.52	<0.001
Pozice klimatické niky	0.0072	0.0097	3.66	<0.001
Míra urbanizace	-0.0037	0.0027	-1.35	0.176
Pozice biotopové niky	-0.0048	0.0014	-3.45	<0.001
Hnízdění v dutinách	0.014	0.004	3.40	<0.001
Umístění hnízda	0.000034	0.003133	0.01	0.991
Pozice potravní niky	-0.0029	0.0020	-1.43	0.153

B)

Prediktor	Sklon	Stř. chyba	z-hodnota	p-hodnota
Doba urbanizace	-0.0039	0.0014	-2.83	0.005
Životní strategie	0.0060	0.0027	2.20	0.028
Rozsah klimatické niky	0.0034	0.0010	3.38	<0.001
Pozice klimatické niky	0.0068	0.0019	3.55	<0.001
Pozice biotopové niky	-0.0050	0.0014	-3.69	<0.001
Hnízdění v dutinách	0.013	0.004	3.37	<0.001
Umístění hnízda	-0.00089	0.00296	-0.30	0.765
Pozice potravní niky	-0.0023	0.0017	-1.29	0.196



Obrázek 2 Průkazně negativní vztah populačního trendu evropských druhů ptáků a doby urbanizace (rozdělené na čtyři období) se zahrnutím míry urbanizace a bez interakcí (viz Tab. 5A). Šedě je vyznačen 95% interval spolehlivosti. Časová osa x běží od současnosti (1) do minulosti (4).

Pokud se však doba urbanizace rozdělila pouze na dvě úrovně (raní a pozdní kolonizátoři, viz Kap. 2.1.3), její vztah k trendu se stal neprůkazným (viz Tab. 6A). Naopak vliv všech ostatních proměnných zůstal statisticky průkazný a kvalitativně stejný jako v předchozím modelu (viz Tab. 5A). Tento model vysvětlil 34,5 % variability v datech. Pokud se z modelu odstranila proměnná míra urbanizace, výsledky se opět prakticky nezměnily, efekt doby urbanizace zůstal neprůkazný (viz Tab. 6B). Tento model vysvětlil 34,4 % variability v datech.

Tabulka 6 Vztahy populačních trendů ptáků a jednotlivých prediktorů. Zvýrazněny jsou prediktory se statisticky průkazným vlivem na 5% hladině významnosti. Pro výpočet byly využity zobecněné lineární smíšené modely: A) model s mírou urbanizace, B) model bez míry urbanizace.

A)

Prediktor	Sklon	Stř. chyba	z hodnota	p-hodnota
Doba urbanizace	-0.0041	0.0027	-1.52	0.127
Životní strategie	0.0061	0.0020	3.10	0.002
Rozsah klimatické niky	0.0033	0.0010	3.45	<0.001
Pozice klimatické niky	0.0066	0.0019	3.58	<0.001
Míra urbanizace	-0.0034	0.0025	-1.34	0.179
Pozice biotopové niky	-0.0041	0.0013	-3.27	0.001
Hnízdění v dutinách	0.014	0.004	3.73	<0.001
Umístění hnízda	0.00065	0.00301	0.22	0.828
Pozice potravní niky	-0.0033	0.0017	-1.98	0.0478

B)

Prediktor	Sklon	Stř. chyba	z-hodnota	p-hodnota
Doba urbanizace	-0.0043	0.0026	-1.64	0.101
Životní strategie	0.0061	0.0019	3.25	0.001
Rozsah klimatické niky	0.0032	0.0010	3.32	<0.001
Pozice klimatické niky	0.0061	0.0018	3.43	<0.001
Pozice biotopové niky	-0.0043	0.0012	-3.48	<0.001
Hnízdění v dutinách	0.014	0.0037	3.78	<0.001
Umístění hnízda	-0.00045	0.00271	-0.17	0.869
Pozice potravní niky	-0.0026	0.0015	-1.76	0.079

Abych zjistil, zda vliv doby urbanizace na populační trend nesouvisí s tím, jaké má daný druh potravní nebo hnízdní nároky, zahrnul jsem do dalšího modelu i interakce doby urbanizace s pozicí potravní niky a hnízděním v dutinách. Nejprve jsem tento model aplikoval na data s rozdělenou dobou urbanizace na čtyři období. I v tomto případě došlo ke ztrátě průkaznosti u prediktoru doba urbanizace, zatímco významnost ostatních prediktorů zůstala nezměněna (viz Tab. 7). Ani jedna ze zahrnutých interakcí neměla na trend průkazný vliv. Tento model vysvětlil 38,3 % variability v datech.

Tabulka 7 Vztahy populačních trendů ptáků a jednotlivých prediktorů, zahrnuté interakce doby urbanizace s potravní pozicí niky a hnízděním v dutinách. Zvýrazněny jsou prediktory se statisticky průkazným vlivem na 5% hladině významnosti. Pro výpočet byly využity zobecněné lineární smíšené modely.

Prediktor	Sklon	Stř. chyba	z hodnota	p-hodnota
Doba urbanizace	-0.0012	0.0034	-0.36	0.719
Životní strategie	0.0060	0.0028	2.16	0.031
Rozsah klimatické niky	0.0036	0.0010	3.53	<0.001
Pozice klimatické niky	0.0073	0.0020	3.68	<0.001
Míra urbanizace	-0.0036	0.0028	-1.28	0.199
Pozice biotopové niky	-0.0047	0.0014	-3.27	0.001
Hnízdění v dutinách	0.021	0.009	2.29	0.022
Umístění hnízda	0.00032	0.00321	0.10	0.919
Pozice potravní niky	-0.0015	0.0035	-0.42	0.672
Doba urbanizace × hnízdění v dutinách	-0.0021	0.0025	-0.82	0.414
Doba urbanizace × pozice potravní niky	-0.00053	0.00095	-0.56	0.573

Velmi podobný výsledek měl i model, který jsem aplikoval na data s rozdělením doby urbanizace na dvě období (viz Tab. 8). V tomto případě měly statisticky průkazný pozitivní nebo negativní vliv stejné prediktory jako v předchozím modelu. Tento model vysvětlil 34,4 % variability v datech.

Tabulka 8 Vztahy populačních trendů ptáků a jednotlivých prediktorů, zahrnutý interakce doby urbanizace s potravní pozicí niky a hnízděním v dutinách. Zvýrazněny jsou prediktory se statisticky průkazným vlivem na 5% hladině významnosti. Pro výpočet byly využity zobecněné lineární smíšené modely.

Prediktor	Sklon	Stř. chyba	z hodnota	p-hodnota
Doba urbanizace	-0.0041	0.0071	-0.59	0.559
Životní strategie	0.0060	0.0019	3.13	0.002
Rozsah klimatické niky	0.0033	0.0010	3.47	<0.001
Pozice klimatické niky	0.0066	0.0019	3.55	<0.001
Hnízdění v dutinách	0.025	0.0098	2.58	0.010
Pozice potravní niky	-0.0043	0.0036	-1.18	0.239
Míra urbanizace	-0.0031	0.0025	-1.24	0.214
Pozice biotopové niky	-0.0040	0.0013	-3.20	0.001
Umístění hnízda	0.00074	0.00303	0.24	0.807
Doba urbanizace × Hnízdění v dutinách	-0.0066	0.0055	-1.20	0.229
Doba urbanizace × Pozice potravní niky	0.00056	0.00206	0.27	0.785

3.2 POROVNÁNÍ MĚSTSKÝCH A MIMOMĚSTSKÝCH POPULACÍ PTÁKŮ V ČR

Celkově se u 21 druhů jejich populační trend mezi městy a kontrolními body průkazně nelišil, zatímco u většiny druhů (31) se trend mezi oběma typy bodů vzájemně průkazně lišil.

Nejvíce ptáků (12 druhů z 52 testovaných) mělo průkazně pozitivní populační trend jak ve městech, tak mimo ně, přičemž u tří druhů (kachna divoká [*Anas platyrhynchos*], holub hřivnáč a doupňák) byl zjištěn průkazně silnější populační růst ve městech, zatímco opak, tedy výraznější populační nárůst mimo město, měly také tři druhy (žluna zelená, drozd kvíčala [*Turdus pilaris*] a špaček obecný). Dalších šest druhů se svým pozitivním trendem mezi oběma prostředími průkazně nelišilo (např. brhlík lesní nebo stehlík obecný [*Carduelis carduelis*]).

Druhou nejčastější kategorií byly druhy s nárůstem populace v mimoměstském prostředí a stabilním trendem v prostředí urbánním (10 druhů). Pozitivní trend mimo města průkazně odlišný od stabilního trendu ve městech měly čtyři druhy (rorýs obecný, rehek domácí [*Phoenicurus ochruros*], volavka popelavá a jiříčka obecná). Trend pozitivní mimo města a stabilní ve městech, který se ale vzájemně průkazně nelišil, mělo 6 druhů (např. vrána obecná a drozd zpěvný [*Turdus philomelos*]).

Třetí nejčastěji pozorovaná kombinace byl pokles populací v obou prostředích (9 druhů). Z nich byl u čtyř druhů trend průkazně více negativní ve městech (např. kavka obecná, pěnice hnědokřídlá [*Curruca communis*], bažant obecný [*Phasianus colchicus*], pěvuška modrá [*Prunella modularis*]), zatímco pouze u zvonka zeleného byl trend pozitivnější ve městech. Pokles se průkazně mezi dvěma prostředími nelišil u čtyř druhů, konkrétně u jestřába lesního (*Accipiter gentilis*), pěnice slavíkové (*Sylvia borin*), zvonohlíka zahradního (*Serinus serinus*) a králíčka obecného.

Další poměrně početně zastoupenou kategorií (7 druhů) byl pokles na kontrolních bodech a stabilita na urbánních bodech. V této kategorii se však průkazně lišil trend pouze u dvou druhů (krahujec obecný, dlask tlustozobý), kdy tedy byl trend na kontrolních bodech průkazně negativnější než na urbánních. U zbylých pěti druhů (např. káně lesní a sýkora uhelníčka [*Periparus ater*]) se trend mezi kontrolními a urbánními body nelišil. Šoupálek krátkoprstý (*Certhia brachydactyla*) měl téměř průkazný úbytek na urbánních bodech

(trend = -0.010, $p = 0.054$), i tak byl ale zařazen mezi druhy se stabilním trendem ve městech.

Po třech druzích spadalo do těchto kategorií: stabilita na kontrolních bodech a nárůst v urbánním prostředí (červenka obecná [*Erithacus rubecula*], straka obecná, sýkora modřinka [*Cyanistes caeruleus*]), stabilita na obou skupinách bodů (konipas bílý, budníček menší [*Phylloscopus collybita*] a králíček ohnivý [*Regulus ignicapilla*]), pokles na urbánních bodech a stabilita na rurálních bodech (vrabec domácí, mlynařík dlouhoocasý [*Aegithalos caudatus*], pěnkava obecná [*Fringilla coelebs*], nakonec potom nárůst na kontrolních a pokles na urbánních bodech (čečetka zimní [*Acanthis flammea*], konipas horský [*Motacilla cinerea*] a vlaštovka obecná).

Nejméně druhů (vrabec polní, čáp bílý) spadalo do kategorie pokles na mimoměstských a nárůst na urbánních bodech.

Tabulka 9 Přehled rozdílů v populačních trendech ptáků mezi městským a mimoměstským prostředím v České republice. Tučně jsou vyznačeny druhy s průkazně pozitivnějším trendem ve městech u kategorií, kde druhy v obou prostředích přibývaly/ubývaly. Kurzívou jsou označeny druhy, u kterých se trend mezi urbánními a kontrolními body průkazně nelišil. Druhy bez zvýraznění představují všechny další kombinace trendů. Viz Tab. 10 pro numerické výsledky.

		Kontrolní body		
		Nárůst	Stabilita	Pokles
Urbánní body	Nárůst	Holub hřivnáč , žluna zelená, drozd kvíčala, kachna divoká , holub doupňák , špaček obecný, <i>brhlík lesní</i> , <i>stehlík obecný</i> , <i>strakapoud velký</i> , <i>sojka obecná</i> , <i>rehek zahradní</i> , <i>kos černý</i>	Červenka obecná, straka obecná, sýkora modřinka	Vrabec polní, čáp bílý
	Stabilita	Rorýs obecný, volavka popelavá, rehek domácí, jiříčka obecná, <i>vrána obecná</i> , <i>drozd zpěvný</i> , <i>střízlík obecný</i> , <i>pěnice černošlavá</i> , <i>sýkora koňadra</i> , <i>poštołka obecná</i>	konipas bílý, budníček menší, králíček ohnivý	Krahujec obecný, <i>dlask tlustozobý</i> , <i>káně lesní</i> , <i>sýkora uhelníček</i> , <i>lejsek černošlavý</i> , <i>lejsek šedý</i> , <i>šoupálek krátkoprstý</i>
	Pokles	Čečetka zimní, konipas horský, Vlaštovka obecná	Vrabec domácí, mlynařík dlouhoocasý, pěnkava obecná	Zvonek zelený , kavka obecná, pěnice hnědokřídlá, bažant obecný, pěvuška modrá, <i>jestřáb lesní</i> , <i>pěnice slavíková</i> , <i>zvonohlík zahradní</i> , <i>králíček obecný</i>

Tabulka 10 Populační trendy ptáků ve městech (U) a mimo města (K) v České republice. Rozdíl U vs. K je rozdíl v trendu mezi kontrolními a urbánními body (průkazně menší než nula = druh na urbánních bodech ubývá více než na kontrolních a *vice versa*). P-hodnoty jsou uvedeny vždy vpravo od trendu. Tučně jsou zvýrazněny druhy, jejichž populační trendy se průkazně liší mezi kontrolními a urbánními body na 5% hladině významnosti. Pro výpočet byly použity zobecněné lineární smíšené modely.

Druh	Trend U	<i>p</i> -hodnota	Trend K	<i>p</i> -hodnota	Rozdíl U vs. K	<i>p</i> -hodnota
bažant obecný	-0.024	<0.001	-0.0038	0.019	-0.021	<0.001
brhlík lesní	0.0081	0.013	0.0074	<0.001	0.00069	0.842
budníček menší	0.0022	0.341	0.00061	0.486	0.0016	0.519
čáp bílý	0.0052	0.011	-0.013	<0.001	0.018	<0.001
čečetka zimní	-0.0088	0.001	0.011	<0.001	-0.02	<0.001
červenka obecná	0.0071	0.016	-0.00079	0.426	0.0079	0.011
dlask tlustozobý	0.0065	0.264	-0.014	<0.001	0.021	<0.001
drozd kvíčala	0.0049	0.047	0.013	<0.001	-0.0076	0.007
drozd zpěvný	0.0032	0.178	0.0042	<0.001	-0.001	0.704
holub doupňák	0.011	<0.001	0.0043	<0.001	0.0064	<0.001
holub hřivnáč	0.026	<0.001	0.017	<0.001	0.01	<0.001
jestřáb lesní	-0.032	0.031	-0.016	<0.001	-0.016	0.304
jiříčka obecná	0.0017	0.22	-0.0056	<0.001	0.0073	<0.001
kachna divoká	0.016	<0.001	0.061	<0.001	-0.045	<0.001
káně lesní	-0.0054	0.139	-0.003	0.0256	-0.0024	0.538
kavka obecná	-0.023	<0.001	-0.015	<0.001	-0.0079	0.010
konipas bílý	0.00087	0.866	0.0022	0.101	-0.0013	0.806
konipas horský	-0.016	<0.001	0.014	<0.001	-0.03	<0.001
kos černý	0.01	<0.001	0.0071	<0.001	0.0029	0.122
krahujec obecný	0.013	0.111	-0.013	<0.001	0.025	0.004
králíček obecný	-0.025	<0.001	-0.026	<0.001	0.00027	0.954
králíček ohnivý	-0.0075	0.187	-0.0023	0.115	-0.0052	0.379
lejsek černohlavý	-0.015	0.138	-0.016	<0.001	0.00089	0.935
lejsek šedý	-0.0041	0.454	-0.014	<0.001	0.0045	0.093
mlynařík dlouhoocasý	-0.014	0.005	-0.0015	0.442	-0.012	0.018
pěnice černohlavá	0.0033	0.126	0.0058	<0.001	-0.0026	0.262

pěnice hnědokřídlá	-0.018	<0.001	-0.01	<0.001	-0.008	0.021
pěnice slavíková	-0.013	<0.001	-0.018	<0.001	0.0051	0.200
pěnkava obecná	-0.0081	<0.001	-0.00067	0.256	-0.0074	<0.001
pěvuška modrá	-0.028	<0.001	-0.0068	<0.001	-0.022	<0.001
poštołka obecná	0.0074	0.074	0.0048	0.018	0.0026	0.567
rehek domácí	-0.0002	0.944	0.0071	<0.001	-0.0073	0.021
rehek zahradní	0.019	<0.001	0.012	<0.001	0.0072	0.131
rorýs obecný	0.0025	0.096	0.011	<0.001	-0.0088	<0.001
sojka obecná	0.01	<0.001	0.01	<0.001	0.00031	0.919
stehlík obecný	0.0092	<0.001	0.01	<0.001	-0.0012	0.649
straka obecná	0.016	<0.001	0.000097	0.974	0.016	<0.001
strakapoud velký	0.013	<0.001	0.01	<0.001	0.0036	0.224
střízlík obecný	0.0043	0.303	0.0055	<0.001	-0.0012	0.774
sýkora koňadra	0.0098	0.442	0.0069	<0.001	0.0028	0.819
sýkora modřinka	0.014	<0.001	0.00056	0.593	0.013	<0.001
sýkora uhelníček	-0.0012	0.759	-0.0053	<0.001	0.0041	0.306
šoupálek krátkoprstý	-0.01	0.054	-0.011	<0.001	0.00069	0.907
špaček obecný	0.018	<0.001	0.05	<0.001	-0.032	<0.001
vlaštovka obecná	-0.0063	<0.001	0.012	<0.001	-0.018	<0.001
volavka popelavá	-0.0087	0.098	0.073	<0.001	-0.082	<0.001
vrabec domácí	-0.008	<0.001	-0.00079	0.384	-0.0072	<0.001
vrabec polní	0.016	<0.001	-0.016	<0.001	0.033	<0.001
vrána obecná	0.00059	0.88	0.0086	<0.001	-0.008	0.0682
zvonek zelený	-0.0052	0.02	-0.011	<0.001	0.006	0.016
zvonohlík zahradní	-0.025	<0.001	-0.031	<0.001	0.0059	0.064
žluna zelená	0.027	<0.001	0.043	<0.001	-0.016	0.001

4 DISKUSE

4.1 ANALÝZA EVROPSKÝCH TRENDŮ

4.1.1 Interpretace vlivu doby urbanizace na populační trend

Urbanizace může hrát zásadní roli ve změnách početnosti evropských druhů ptáků, což se projevuje přinejmenším ve Skandinávii a Spojeném království, kde má urbanizace negativní efekt na populační trend (Laaksonen & Lehtikoinen, 2013; Sullivan et al., 2015). V řadě ekologických studií nicméně vyšel populační trend urbánních druhů ptáků kolem nuly, značící stabilitu populací, nicméně se širokým intervalem spolehlivosti, což ukazuje na velkou variabilitu v trendech této skupiny ptáků, přinejmenším v západní Evropě (Reif, 2013; Reif et al., 2011; Thaxter et al., 2010). Tato práce se snaží zmíněnou variabilitu vysvětlit pomocí doby urbanizace jednotlivých druhů ptáků, přičemž doposud nebyla publikována žádná studie, která by se touto spojitostí zabývala. Domnívám se, že doba urbanizace ptáků může být klíčovým faktorem pro populace urbánních ptáků, jelikož města podléhají velmi dynamickým proměnám v prostoru i čase, a proto jsou ptačí populace pod jejich neustálým tlakem, který je o to markantnější, čím déle daný druh města obývá. Jelikož jde o první pokus o zjištění vlivu doby urbanizace na dlouhodobý trend ptáků, není zatím možné mé výsledky srovnávat s jinými obdobnými studii.

Výsledky této studie ukazují, že dříve urbanizovaní ptáci mají negativnější populační trendy než ptáci recentně urbanizovaní. Současný vývoj měst tedy nevyhovuje druhům, které se městu přizpůsobily již před mnoha desetiletími (nebo dokonce stoletími). Takové druhy mají navíc často největší populační hustotu právě ve městech (Kumar et al., 2019; Møller et al., 2012), která jsou tím pádem důležitá pro druhy jako celek. Mezi tyto nejdávnější městské kolonizátory totiž patří druhy ptáků, které jsou na lidská sídla zcela vázány („urban exploiters“; [Blair, 1996]), města se tak stala pro tyto ptáky zcela klíčovým prostředím pro existenci a vymizení populací těchto druhů z měst tak pro ně může mít zničující důsledky.

První očividnou změnou v evropských městech je čím dál větší odsun organického odpadu z měst, který vede ke snížení potravní nabídky pro ptáky. Tato proměna se týká i dopravy, jelikož ve městech byla v první polovině 20. století zcela (nebo téměř zcela) odstavena doprava koňmi (Batten, 1999; Morris, 2007), kteří lákali hmyz, a byli proto zdrojem potravy pro některé druhy ptáků (např. chocholouš obecný, konipas bílý, vlaštovka

obecná). Kromě koní se ve městech početněji vyskytovala i další hospodářská zvířata, např. slepice, která opět skýtala potravu některým druhům ptáků, které v moderních městech dnešního typu zcela (nebo téměř úplně) mizí (Havlíček et al., 2021; Teglhoj, 2018). Společně se zvířaty mizí z měst i další cenné zdroje potravy pro ptáky tím, že se zemědělská produkce přesouvá na velké lány za městy a mizí malé farmy, ve kterých nacházeli potravu semenožraví ptáci na malých ploškách plodin, ve skladech píce apod. (Havlíček et al., 2021). Podobný problém pro ptáky může představovat i čím dál větší čistota, kdy jsou odpadkové koše v některých oblastech umisťovány pod zem, případně se využívají uzavíratelné nádoby, a to znamená zmenšení nabídky potravy a úkrytu pro urbánní druhy ptáků (Bernat-Ponce et al., 2018). Další snížení potravních příležitostí pro ptáky může znamenat čím dál omezenější prodeje přímo na ulici, tedy například omezení tradičních tržišť s potravinami. Výše popsané změny vedou k neustálé „sterilizaci měst“, která je lidskými obyvateli měst kvitována, ptačími obyvateli spíše naopak.

Další problém, kterému mohou ptáci ve městech čelit, je změna ve struktuře druhového složení ornamentální vegetace. Výsadba ve městech je čím dál častěji tvořena exotickými druhy rostlin (James Reynolds et al., 2019), což je nezřídka reakcí na klimatickou změnu, kdy jsou městské správy nuceny využívat druhy stromů, které vydrží sušší a teplejší léta, typicky jde o druhy vegetace středomoří (Štefl, L., ústní sdělení). To může vést ke dvěma věcem, jednak ke změně dostupných hnízdních příležitostí a jednak k snížené potravní nabídce, případně k tomu, že potravu, kterou skýtají nepůvodní druhy vegetace, nedovedou původní druhy ptáků plně využít (James Reynolds et al., 2019). Množství vegetace ve městech poměrně rychle roste (Nowak, 1993; Wellmann et al., 2020; Zhang et al., 2021). To se může na první pohled zdát pro ptáky ideální, nemusí ale vyhovovat všem druhům ptáků, zejména druhům obývajícím původně otevřenou krajinu, které zarůstáním krajiny přichází o hnízdní příležitosti i oblasti pro sběr potravy (Czechowski et al., 2013; Lesiński, 2009), znamená to velký problém hlavně proto, že některé z těchto druhů do měst „utíkají“ před negativními změnami v zemědělské krajině a města jim skýtala určitou náhradu jejich přirozeného prostředí (Fuller et al., 2009; Šimová et al., 2015).

Možným vysvětlením vzniklého trendu může také být všeobecný populační trend jednotlivých druhů, respektive jejich celková početnost v daném státě (Ferenc et al., 2017). V takovém případě by se do měst dostávaly druhy, kterým se celkově daří dobře, tedy jsou početné, a mají dostatek jedinců, kteří mohou kolonizovat města, jelikož mimo ně je již naplněná nosná kapacita prostředí a druh potřebuje expandovat do nového prostředí (Rutz,

2008). To do jisté míry odpovídá pozorované druhové skladbě urbánních společenstev, kdy jde zejména o druhy původně lesní, kterým se v Evropě obecně daří (Ram et al., 2017). To ale neplatí pro druhy zemědělské a otevřené krajiny (Reif et al., 2008), kterým se ve městech v některých případech daří paradoxně lépe než mimo ně (Fuller et al., 2009; Šimová et al., 2015). Domnívám se, že ačkoliv všeobecná početnost hraje při urbanizaci roli na velkých škálách, je třeba hledat i další možná vysvětlení jevů souvisejících s populačními trendy druhů ve městech, zejména proto, že populační trendy městských ptáků jsou překvapivě málo studovány (Marzluff, 2017).

Ve městech často hnízdí druhy, kterým budovy „připomínají“ jejich původní prostředí, kterým byly skály nebo útesy. Patří k nim například rehek domácí, kavka obecná nebo rorýs obecný, ale i mnohé další druhy, hnízdící na/v budovách, přičemž využívají půdy, různé dutiny nebo jen povrch (parapety atd.) k umístění svých hnízd. Některé z těchto druhů se však potýkají s problémy spojenými s modernizací staveb ve městech, zateplování, uzavírání půd a podobně. Při zateplování budov trpí ztrátou hnízdišť například rorýs obecný, který vyžaduje dutiny v budovách ke hnízdění (Schaub et al., 2016). Modernizace měst nevyhovuje ani jiným druhům hnízdícím v dutinách, které vyhledávají pro své vyhíždění zbývající budovy, někdy i stovky let staré (Negro et al., 2020). Další problematickou záležitostí, která může stát za tím, že dávno urbanizované druhy hnízdící na budovách ubývají, je používání moderních málo savých omítek, které ztěžují nebo přímo znemožňují stavbu hnízd vlaštovkám obecným nebo jiříčkám obecným. Stejným druhům je často zabraňováno v hnízdění různými prostředky proto, že lidem vadí nepořádek, který ptáci při hnízdění produkují (další příklad výše zmíněné „sterilizace měst“).

Z měst ve střední Evropě také téměř zcela vymizely dva dříve relativně početné druhy sov hnízdící téměř výlučně na budovách, a to sýček obecný (*Athene noctua*) a sova pálená (*Tyto alba*), přičemž ztráta hnízdních příležitostí (vedle dalších faktorů, jako je intenzifikace zemědělství, predace a antropogenní nástrahy) hraje svou roli (Hudec, 1994; Šálek et al., 2019), přičemž se domnívám, že právě ve městech moderního pojetí zastupuje roli skutečně zásadní.

Výše zmínění lesní ptáci mohou být ve městech favorizováni, jelikož se ve městech zvyšuje podíl vegetace lesního typu (Nowak, 1993; Wellmann et al., 2020). Lesní ptáci mají navíc veskrze pozitivní populační trend v Evropě díky přibývajícím rozloze lesů v Evropě a zejména jejich stárnutí (Hanzelka et al., 2019; Ram et al., 2017; Reif et al.,

2007), což může být jedním z hlavních faktorů přibývání ptáků v urbánním prostředí (Ferenc et al., 2017).

Velmi zajímavým recentním trendem je urbanizace dvou původně lesních druhů holubů, holuba hřivnáče, a hlavně pak holuba doupňáka, přičemž mezi nedávné kolonizátory měst se řadí v několika evropských zemích hlavně druhý jmenovaný (Polsko, Německo, Finsko a Nizozemí), oba druhy zároveň patří mezi ty s nejpozitivnějšími populačními trendy v mých datech. Zatímco u holuba hřivnáče je průběh jeho urbanizace poměrně dobře dokumentován v literatuře (Bea et al., 2011; Fey et al., 2015; Sakhvon & Kővér, 2020), u doupňáka nebyla dosud publikována žádná práce, která by se zaměřovala na jeho urbánní ekologii. Jeho urbanizace může být zdůvodněna stárnutím lesních porostů ve městech, které mu skýtají více vhodných příležitostí ke hnízdění, případně výskyt primárních dutinových hnízdičů (žluna zelená, datel černý), kteří mu příhodné dutiny ve městech vytváří. Situace se třemi druhy holubů a jednoho druhu hrdličky ve městech přitom slibuje zajímavý vývoj, protože podle pozorování amatérských ornitologů začíná holub hřivnák hnízdit už dokonce na okenních parapetech, což byla doposud výspa hrdličky zahradní, případně holuba skalního. Protože všechny tyto druhy obsazují v přírodě podobnou ekologickou niku (kromě toho, že holub doupňák hnízdí v dutinách), bude jistě poutavé sledovat, jak se vyvine početnost a ekologie těchto druhů ve městech.

4.1.2 Vlivy dalších vysvětlujících proměnných

Doba urbanizace má signifikantní vliv na trend evropských druhů ptáků, který je srovnatelný se silou efektu jiných proměnných známých jako faktory ovlivňující populační trendy (např. životní strategie; viz Tab. 5A). Průkazný pozitivní vliv měly také proměnné rozsah a pozice klimatické niky. Čím vyšší je průměrná teplota v hnízdním areálu druhu v Evropě, tím pozitivnější má druh trend, zatímco druhy s nižšími průměrnými teplotami v hnízdním areálu ubývají. Může za to zřejmě globální oteplování, predace nebo přílišné spásání v hnízdním areálu některých severně hnízdicích druhů (Hanzelka et al., 2019; Jiguet et al., 2010; Laaksonen & Lehikoinen, 2013; Reif et al., 2011). Pozitivnější trend měly také druhy s větší šíří klimatické niky, které tolerují větší rozsah teplot v hnízdní době. To znamená, že se nedaří druhům specializovaným na úzké spektrum teplot, což opět může být způsobeno globální změnou klimatu, kdy se vhodné hnízdní podmínky těchto druhů posouvají dál na sever nebo do vyšších nadmořských výšek (Barnagaud et al., 2012).

Kontinuální proměnná míra urbanizace (Callaghan et al., 2020) neměla na trendy evropských druhů ptáků průkazný vliv, což ukazuje, že samotná schopnost hojně

kolonizovat města nijak neovlivňuje úspěšnost druhu jako celku. To kontrastuje s průkazným vlivem doby urbanizace na národní populační trendy. Ačkoliv by se dalo očekávat, že tyto dvě proměnné spolu budou silně korelovat, protože čím déle je pták urbanizován, tím početněji by se měl vyskytovat v urbánním prostředí (Møller et al., 2012), data v této práci to nepodporují. To může znamenat poměrně zajímavou věc, a to že druh může být urbanizován již velmi dlouho, a přitom nezvyšovat své proporční zastoupení ve městech vůči populacím mimo města. Toto zjištění podporuje hypotézu, že většina druhů ptáků patří mezi druhy, které dokážou využívat urbánní biotopy stejně jako jiné, původnější biotopy („urban adapters“; [Blair, 1996]), přičemž druhem zcela závislým na městě téměř bez výskytu mimo lidské usedlosti („urban exploiter“; [Blair, 1996]) se stane jen malý počet druhů ptáků.

Průkazný vztah s populačním trendem měla pozice biotopové niky, kdy více přibývaly druhy lesní (diskutováno v Kap. 4.1.1) oproti druhům otevřené krajiny. Ptáci otevřené a zemědělské krajiny jsou v Evropě naopak těmi nejméně ubývajícími, což je způsobeno především intenzifikací zemědělství a změnami ve struktuře venkovských sídel (Havlíček et al., 2021; Reif et al., 2008; Rosin et al., 2016; Šálek et al., 2019). Tyto druhy však mohou doplatit na čím dál rozsáhlejší plochy městské zeleně a úbytek efemerních městských ploch, související se zahušťováním městských center a periferií. Druhy otevřené krajiny často patří mezi ty, které hnízdí v otevřených hnízdech nebo přímo na zemi, což je zase vystavuje zvýšenému predančnímu tlaku například ze strany koček domácích (Baker et al., 2008).

Asi nejlépe prozkoumaným urbánním druhem, který můžeme započítat mezi druhy otevřené krajiny, je vrabec domácí (např. Anderson, 2006; Gavett & Wakeley, 1986; Lima et al., 2012), který je kosmopolitně rozšířen, přičemž mu k jeho rozšíření napomohl právě člověk (Ericson et al., 1997; Moulton et al., 2010). I přes jeho nesmírnou plasticitu tento druh, který se adaptoval na život téměř po celé zeměkouli, v Evropě překvapivě ubývá (Summers-Smith, 2003). Úbytek vrabce domácího byl podrobně zkoumán mnoha studiemi, které přišly s různými vysvětleními jeho úbytku. Za mizením vrabce stojí zřejmě snižující se potravní a hnízdní příležitosti, které poskytovaly zejména farmy a hospodářství se zvířaty (Havlíček et al., 2021). Na vrabce může mít dopad i výskyt krajujce obecného, významného ptačího predátora (Bell et al., 2010) nebo také úbytek otevřených odpadkových košů jakožto zdrojů potravy a úkrytu (Bernat-Ponce et al., 2018). Roli může hrát i socioekonomický stav měst, kdy v bohatších částech měst dochází k úbytku

hnízdících a potravních příležitostí a vrabci se tak stahují do chudinských čtvrtí (Shaw et al., 2008).

Další průkazně pozitivní proměnnou bylo hnízdění v dutinách. To je zřejmě důsledkem zvětšování a stárnutí plochy v Evropě pokryté lesy, kde tyto druhy nachází dostatek hnízdících a potravních příležitostí (Reif et al., 2008), hnízdění v dutinách je navíc dobrou strategií pro vyhnutí se predaci. Pozitivní vliv na druhy hnízdící v dutinách mohou mít i lidmi vytvořené budky, početně vyvěšované zejména ve městech a jejich okolí, které mají nižší míru predace než přirozené dutiny (Nilsson, 1984).

Průkazný pozitivní vliv měla také životní strategie. Druhy, které stojí na r-K kontinuu na straně K-strategů mají pozitivnější populační trend. To může způsobovat snížení loveckého tlaku na větší druhy ptáků, zejména pak dravce a sovy. S populačním nárůstem ptáků s pomalejší životní strategií může souviset vzestup některých vodních ptáků (např. kachna divoká, volavka popelavá, labuť velká), které čím dál častěji nalézají vhodné prostředí u různých městských vodních ploch přírodního charakteru. Některým z vodních druhů ptáků však může hrozit (zejména pak v městských parcích) rušení ze strany lidí nebo predace volně pobíhajícími psy apod. Například labuť ale nezřídka těží z velké oblíbenosti u veřejnosti, kdy jsou hnízda běžně označena a pozorně sledována a chráněna. Novodobá kolonizace měst některými druhy vodních ptáků může úzce souviset s možností zimování ve stejné lokalitě, protože města díky fenoménu tepelného ostrova města („urban heat island“; viz např. Bornstein, 1968) a celoroční bohaté potravní nabídce (např. krmení od obyvatel města) poskytují ideální prostředí pro zimování některých druhů (Atchison & Rodewald, 2006; Jokimäki & Suhonen, 1998; Polakowski et al., 2010), které tu pak zakládají nové hnízdní populace (Evans et al., 2012; Møller et al., 2014). Zajímavým aspektem výskytu vodních ptáků ve městech je ztráta jejich plachosti. Ptáci ve městech jsou obecně méně plaší než jejich příbuzní z populací mimo město, což se projevuje kratší vzdáleností, ve které tolerují přítomnost člověka (Cooke, 1980; Díaz et al., 2013; Møller, 2008; Møller & Tryjanowski, 2014). Ta může být u vodních ptáků (ale i u jiných) způsobena tím, že zatímco mimo města se v minulosti (některé druhy i v současnosti) lovily, zatímco v městských parcích k takovému jednání nedochází.

4.1.3 Limity dat a provedených analýz

Tento výzkum je první pokus o spojení doby urbanizace s populačními trendy ptáků ve městech. Ukazuje se, že právě doba urbanizace ptáků může být pro druhy jako celek důležitým a dříve nezkoumaným prediktorem. Nedostatek výzkumů urbanizace ptáků se

zahrnutím dlouhodobých populačních trendů je zřejmě částečně způsoben tím, že doba urbanizace se velmi těžko zjišťuje. Podrobnější záznamy o urbanizaci ptáků jsou totiž v historické literatuře poměrně kusé a v současnosti dostupné údaje ve faunistických databázích obstojně pokrývají jen několik posledních desetiletí. Zjištění této informace o jednotlivých druzích zabere poměrně dlouhou dobu, a proto někteří národní koordinátoři PECBMS nemohli z časových důvodů na této studii spolupracovat, případně u mnohých druhů nebylo možné z těchto důvodů dobu urbanizace určit. Zároveň mohlo kvůli popsanému nedostatku dat dojít ke špatnému určení doby urbanizace některých druhů, věřím však, že k tomu nedocházelo v takové míře, aby došlo k systematickému zkreslení dat. Vzhledem ke zjištěním publikovaným v této práci je ale žádoucí další výzkum souvislosti doby urbanizace a populačního trendu ptáků na národní úrovni.

Průkazný úbytek dříve urbanizovaných druhů ptáků se ztrácí v případě, že pro analýzy využijeme místo dělení doby urbanizace na čtyři období pouze dvě období (viz Kap. 2.1.3). Tento fakt může být vysvětlen tím, že pokud sloučíme druhy v našich datech do dvou skupin, vznikne jedna velká skupina druhů urbanizovaných dříve („early colonisers“), která se porovnává s poněkud menší skupinou druhů recentně urbanizovaných („late colonisers“). Je třeba si však uvědomit, že kategorie nejdávnějších kolonizátorů, a kam navíc spadá zdaleka nejvíce záznamů (viz Kap. 3.1.1), pokrývá nesrovnatelně delší časovou řadu (v kategorii jsou druhy urbanizované před několika tisíci lety, ale zároveň sem mohou patřit druhy urbanizované až v roce 1890) než do ostatních kategorií, které jsou vymezeny obdobím jen několika desítek let. Pokud do této kategorie přidáme dalších několik desítek záznamů, ztratí se ještě markantněji jemná struktura takových dat, která by se možná projevila v případě, že bychom naopak data rozdělili do jemnějších časových pásem. Absence průkazného rozdílu tak může ukazovat na vnitřní dynamiku kategorie nejstarších kolonizátorů, kterou nedokážeme v aktuálních datech zohlednit. V budoucnu by se mohl proto výzkum zaměřit na hlubší dataci urbanizace (např. do roku 1850).

Soubor dat použitý v této práci ukazuje, že podle dobové literatury v různých zemích Evropy celá řada druhů ptáků prošla procesem urbanizace v různou dobu, což je v rozporu s některými předchozími zjištěními (Fey et al., 2015; Møller et al., 2012), jiná ale vznik urbánních populací v různém čase potvrzují (Evans et al., 2010; Rutz, 2008).

Modely, do kterých jsem zahrnul interakce doby urbanizace s dalšími proměnnými (pozice potravní niky a hnízdění v dutinách), ukázaly, že tyto interakce nejsou signifikantní.

V případě interakce s hnízděním v dutinách může být vztah neprůkazný proto, že druhy hnízdící v dutinách pronikaly do měst bez ohledu na období, protože ve městech byla vždy podobně velká nabídka hnízdních příležitostí pro druhy hnízdící v dutinách (dnes sice přibývá dutin přirozených, naopak ubývá dutin na budovách). Podobně v případě potravní niky se domnívám, že do měst pronikaly ve všech období druhy zejména omnivorní, případně granivorní (Evans et al., 2011; Jokimäki et al., 2016; Kark et al., 2007; McKinney & Lockwood, 1999), a proto není mezi těmito dvěma prediktory žádný vztah.

4.2 POROVNÁNÍ MĚSTSKÝCH A MIMOMĚSTSKÝCH POPULACÍ PTÁKŮ V ČR

V předchozí kapitole jsem ukázal, že doba urbanizace ptačích druhů má průkazný vliv na jejich evropský populační trend, a prezentoval možná vysvětlení tohoto jevu. Trendy, se kterými jsme pracovali, však reprezentovaly populační trend druhu na úrovni celého státu. Výskyt ptáků ve městech je přitom někdy vysvětlován pomocí procesů, které jsou urbanizaci nadřazené a naznačují, že přítomnost ptáků ve městech je podmíněna populačními procesy na velkých škálách (Ferenc et al., 2017, 2019), což může poukazovat na to, že populační trend ve městě je úzce provázán s tím, jak se daří druhu jako celku. Abych zjistil, zda se trend skutečně (ne)liší mezi městy a jinými biotopy, bylo nutné provést porovnání na jemnější krajinné škále, kde bude možné odhadnout vývoj početnosti ptáků pro města a jiné typy biotopů zvlášť. Pro tento účel jsem využil data z JPSP v České republice, vybral na nich skupiny urbánních a kontrolních bodů, na kterých jsem vzájemně porovnal populační trend druhů, které byly v Česku urbanizované (podrobněji viz Kap. 2.2.2).

U většiny těchto druhů se trend na kontrolních a urbánních bodech průkazně lišil. Celá řada druhů (21 z 52) však buď přibývala na obou skupinách bodů, případně ubývala na obou skupinách bodů, z nich se pak téměř u poloviny (10 druhů) trend mezi jednotlivými skupinami bodů průkazně nelišil. To je v souladu s hypotézou, že druhy ve městech mají stejné trendy ve městě i mimo něj, což souhlasí i se zjištěním, že početnost druhu je nejlepším prediktorem jeho přítomnosti ve městech (Ferenc et al., 2017). V souladu s touto hypotézou jsou i druhy, které přibývají ve městech průkazně více než na kontrolních bodech, což je podle mě způsobeno tím, že druhy, které se nově dostávají do urbánního prostředí, rychle obsazují volný ekologický prostor měst, a proto tam přibývají rychleji. Obdobně si vysvětlují také situaci u druhů, které mají na kontrolních bodech stabilní trend, na urbánních ale přibývají (straka obecná, červenka obecná, sýkora modřínka). Druhy proudí do volných míst ve městech, kde mohou přibývat o to rychleji.

Pro druhy ubývající na obou skupinách bodů může platit podobný princip jako je popsán výše. Druhy, u kterých se trendy mezi kontrolními a urbánními body neliší, ubývají zkrátka v celé populaci stejně. Proč ale některé druhy ve městech ubývají rychleji než v okolní krajině? Platí-li, že alespoň některé druhy jsou ve městech v populačním propadu (tzv. „sinku“ viz Kap. 1.2), tak jak to ukázala studie na kosech černých v Manchesterských

parcích (Groom, 1993) nebo studie jestřábů Cooperových (*Accipiter cooperii*; [Boal, 1997]), musí být takové populace doplňovány jedinci ze zdrojových lokalit mimo města (tzv. „source“ populace). Tím pádem, pokud se těmto populacím dlouhodobě nedaří, je nasnadě, že nebude dostatek jedinců, kteří mohou udržovat městské populace, které se samy o sobě neudrží. To pak vysvětluje jejich rychlejší úbytek v porovnání s populacemi mimoměstskými.

Velký počet druhů má stabilní trend na urbánních bodech, zatímco na kontrolních bodech přibývá (11 z 52), jen čtyři druhy mají ale na těchto dvou skupinách bodů průkazně odlišný trend (volavka popelavá, rehek domácí, rorýs obecný a jiříčka obecná). U volavky popelavé, která je jedním z recentních kolonizátorů měst, může být stabilní trend dán tím, že je v České republice její kolonizace měst teprve v rané fázi („pioneer settlement“; [Rutz, 2008]), a proto její trend ve městech není prozatím pozitivnější než mimo ně. Ve městech v České republice hnízdí volavky popelavé početněji pouze v Praze, kde je jedna velká kolonie v areálu zoologické zahrady v Troji a jedna menší u vlakové stanice v Běchovicích. Obě kolonie každoročně rostou (Voříšek et al., 2021). U dalších tří druhů se domnívám, že jelikož jde o druhy dávno urbanizované, jsou jejich počty stabilní proto, že je již pro ně naplněna nosná kapacita prostředí, a proto se nemají kam dál šířit. Je trochu překvapivé, že tyto druhy ve městech neubývají kvůli snížené potravní nabídce, všechny tyto druhy jsou totiž hmyzožravci, přičemž hmyzu v centrech měst ubývá (Bates et al., 2011; Teglhøj, 2017).

Zajímavou kategorií jsou druhy, které mají stabilní populační trend ve městech, zatímco na kontrolních bodech ubývají. Sem patří sedm druhů, pouze dva mají ale trendy na urbánních a kontrolních bodech od sebe průkazně odlišné. Těmito dvěma druhy jsou dlask tlustozobý a krahujec obecný. Na rozdíl od výše uvedených kategorií zde není podpořena hypotéza o stejných populačních trendech na obou skupinách bodů. U těchto druhů zřejmě město funguje jako určité refugium populací druhů, kterým se v okolní krajině z nějakého důvodu nedaří. U krahujce může hrát roli snazší dostupnost potravy díky vyšším populačním hustotám jeho kořisti (Møller et al., 2012), zejména pak v zimě, kdy jsou pro krahujce ideálním lovištěm krmítka, kde se pravidelně sdružuje velké množství ptáků. To může vést k lepší kondici a potažmo vyšší fitness jedinců ve městech.

Jen málo druhů (5 z 52) mělo na urbánních a kontrolních bodech trendy zcela opačné. Zatímco na urbánních bodech přibývaly a kontrolních ubývaly dva druhy (čáp bílý a vrabec

polní), v opačné situaci jsou druhy tři (čečetka zimní, konipas horský a vlaštovka obecná). Tyto dvě extrémní situace jsou ale nejzajímavější, protože ukazují, že skutečně ne u všech druhů platí pravidlo, že se druhu jako celku daří v obou prostředích stejně či podobně. Zobecnění je ale na vzorku pěti druhů nemožné – zejména v tomto případě, kdy jde o druhy s naprosto odlišnými životními strategiemi; lze se pouze pokusit o individuální přístup k jednotlivým druhům, které mohou posloužit v budoucnu jako případové studie k dalšímu zkoumání tohoto fenoménu. U konipasa horského a vlaštovky obecné může přijít v platnost hypotéza o snížené potravní nabídce ve městech, jde totiž o druhy hmyzožravé. Čečetka jakožto druh vyšších poloh může trpět z důvodu vyšších denních teplot ve městech kvůli městskému tepelnému ostrovu.

Situace s vrabcem polním, který spadá do druhů, které přibývají ve městech, ale ubývají na kontrolních bodech, je poměrně zajímavá. Podle osobních pozorování autora práce a dalších českých ornitologů se vrabec polní stále častěji objevuje v místech, kde se dříve vyskytoval vrabec domácí (zejména v centrech měst), zatímco vrabec domácí z měst ubývá, což ukazují i data v této práci (viz Tab. 9 a 10). Ačkoliv se tak nabízí teorie mezidruhovú kompetice, v tomto případě by nedávala příliš smysl, protože vrabec domácí je silnější kompetitor, setká-li se s vrabcem polním (Cordero & Senar, 1994; Vepsäläinen et al., 2005). Ve skutečnosti je ale vrabec polní zřejmě flexibilnější, co se týče potravní a hnízdní biologie, a proto dokáže prosperovat i na místech, kde se vrabci domácímu nedařilo, a proto odtamtud vymizel (Vepsäläinen et al., 2005). Vrabec polní může těžit zejména z toho, že na rozdíl od vrabce domácího preferuje hnízdění v přirozených dutinách a obecně více vyhledává krajinu s větším zastoupením stromů (Havlíček et al., 2021), přičemž, jak bylo již několikrát v této práci zmíněno, ve městech vegetace dřevinného typu přibývá (Wellmann et al., 2020). U čápa bílého se domnívám, že nelze kvůli malému vzorku dat vyloučit, že dané trendy vyšly v zásadě náhodou.

Druhy citlivější na predaci, tedy menší druhy ptáků hnízdící v otevřených hnízdech nebo na zemi, měly většinou ve městech negativní populační trend (viz Tab. 9 a 10). Výjimku mezi druhy s negativními trendy tvoří vrabec domácí a jestřáb lesní, kteří nepatří ke druhům citlivým vůči predaci, což výše zmíněné pravidlo jen potvrzuje. Naopak mezi přibývajícimi druhy byla většina druhů hnízdících v dutinách (např. rehek zahradní, brhlík lesní, špaček obecný, vrabec polní), druhy přibývající a nehnízdící v dutinách byly většinou většího vzrůstu (tudíž méně citlivé vůči predaci; holub hřivnáč, straka obecná, čáp bílý, sojka obecná), jen dva druhy přibývající ve městech hnízdí v otevřených hnízdech a jsou menšího

vzrůstu (stehlík obecný, červenka obecná). Drozda kvíčalu a kosa černého mezi ně nepočítám, protože jde o ptáky většího vzrůstu, přičemž kvíčala je navíc známý hnízděním semi-koloniálním způsobem a tyto kolonie se dovedou proti predaci úspěšně bránit (Wiklund, 1982).

Mezi urbanizovanými druhy se často neobjevují ptáci hnízdící na zemi, což může být dáno tím, že se buď do měst vůbec nevydali anebo byla jejich kolonizace obvykle neúspěšná, zřejmě proto, že druhy hnízdící na zemi ve městech silně trpí predací (Jokimäki et al., 2018). Nemožu proto na základě této práce potvrdit, že druhy hnízdící na zemi ubývají více než ostatní druhy. V této analýze se vyskytovaly pouze dva druhy (kachna divoká, bažant obecný), které hnízdí na zemi (viz Tab. 9 a 10).

Kachna divoká přibývá trochu paradoxně na obou skupinách bodů, přičemž ve městech je její trend průkazně pozitivnější. Možné příčiny přibývání tohoto druhu ve městech jsou probrány v předchozí kapitole (viz Kap. 4.1.2). Bažant obecný na obou skupinách bodů ubývá, přičemž na urbánních bodech markantněji, což je nejspíše způsobeno změnami v zemědělské krajině, zejména úbytkem úhorů a remízků (Schmitz et al., 2017), to však těžko vysvětluje silnější úbytek na urbánních bodech, které se nenachází v zemědělské krajině. Zde přichází možné vysvětlení „source-sink“ dynamikou, které je podrobněji rozepsáno výše v této kapitole nebo v kapitole 1.2.

Analyzované druhy ptáků, které hnízdí v/na budovách (konkrétně rorýs obecný, jiříčka obecná, vlaštovka obecná), na urbánních bodech ubývaly nebo byl jejich trend stabilní, zatímco na kontrolních bodech všechny tyto druhy přibývaly. To si vysvětlují dvojím způsobem. Za prvé, všechny tyto druhy jsou hmyzožravci, kteří mají ve městech sníženou potravní nabídku, zejména v centrech (Bates et al., 2011; Teglhøj, 2017). Za druhé změnou v materiálech používaných v moderních budovách, které vlaštovce a jiříčce znemožňují umístit svá hnízda na fasádu.

Speciálním případem je kavka obecná, která také hnízdí na budovách, ale ubývala na obou skupinách bodů, na kontrolních dokonce více než na urbánních. Její všeobecný úbytek je vcelku překvapivý, protože jde o všežravého krkavcovitého ptáka poměrně velkého vzrůstu, který navíc hnízdí v dutinách, což jsou obecně faktory spíše nahrávající úspěchu ve městech. Zde může vejít v platnost mezidruhovú kompetice, protože jiné druhy krkavcovitých ptáků na urbánních bodech stagnovaly (vrána obecná) nebo naopak přibývaly (sojka obecná, straka obecná), což může vést ke zvýšené kompetici o potravní

zdroje. Přestože kavka je kompetičně zdatnější než straka obecná (Högstedt, 1980), je možné, že kvůli vysokým počtům strak dochází k limitaci kavky zdroji potravy zkrátka proto, že než se k němu kavka dostane, je zdroj vyčerpán mnohem početnějším konkurentem. Stejně jako u předchozích druhů může hrát roli i modernizace a renovace budov, zejména jejich zateplení, čímž kavka přichází o hnízdní příležitosti. Roli může hrát i snížená potravní nabídka v centrech měst (Czechowski et al., 2013).

Zajímavý je případ zvonka zeleného, který je známý svým recentním úbytkem ve většině evropského areálu rozšíření, který je způsoben zřejmě zejména vysokou citlivostí tohoto druhu k onemocnění trichomonózou, které způsobuje prvok bičenka drubeží (*Trichomonas gallinae*; [Robinson et al., 2010]). Data v této práci potvrzují, že zvonek skutečně i v České republice ubývá, a to jak na městských, tak i na urbánních bodech, zajímavé ale je, že ve městech má populační trend průkazně pozitivnější než na kontrolních bodech, což může naznačovat, že město funguje jako refugium. Za šíření bičenky v populaci zvonků jsou často obviňována krmítka, na kterých se ptáci koncentrují a mohou si předat patogeny. Fenomén přikrmování ptáků je přitom častější právě ve městech, ve kterých však zvonek ubývá průkazně méně než na kontrolních bodech. Zvonek byl poměrně početný i ve městě Sheffield v roce 2009 (doba po prvním zaznamenaném výskytu trichomonózy u pěnkavovitých ptáků v Anglii), kde jeho početnost dosahovala okolo 23 tisíc jedinců v létě a 12 tisíc jedinců v zimě (Fuller et al., 2009). Možným vysvětlením je, že krmení ve městech sice zvyšuje incidenci nákazy u zvonků, na druhou stranu je to kompenzováno zvýšenou potravní nabídkou, která je naopak mimo města nízká kvůli intenzifikaci zemědělství a změnám osídlení vesnic, které byly dříve tvořeny mj. farmami bohatými na potravní nabídku (nejen) pro zvonky, přičemž dnes jsou takové objekty nahrazovány moderními stavbami (Rosin et al., 2016).

Úskalí této práce tkvělo v poměrně malém počtu urbánních bodů sčítaných v České republice. To je způsobeno zřejmě tím, že výběr transektů JPSP není znáhodněný, proto si pozorovatelé často vybírali území atraktivní pro ptáky, zatímco městské prostředí, které je na první pohled z hlediska avifauny nepříliš lákavé, bylo obvykle opomíjeno. Urbánní ekologie ptáků je přitom jedním z nejrychleji se vyvíjejících odvětví ekologie, které skýtá mnoho zajímavých poznatků a nevyřešených otázek, zejména co se týče změn v početnosti urbánních druhů ptáků. Rád bych proto apeloval na amatérské i profesionální ornitology, aby zadávali svá pozorování ptáků z měst do ornitologických databází a podíleli se tak na výzkumu městských druhů ptáků.

4.3 DOPORUČENÍ PRO OCHRANU PŘÍRODY

Města v Evropě jsou překvapivě důležitým místem výskytu některých druhů ptáků, které v nich nachází příhodné podmínky pro hnízdění a vyhledávání potravy a můžou v nich přežívat i ohrožené druhy (Fuller et al., 2009; Jokimäki et al., 2018). Druhy, které se tomuto prostředí přizpůsobily nejvíce a založily v něm početné populace, které svými hustotami přesahují populace mimo města až o 30 % (Evans et al., 2012), jsou na městském prostředí do velké míry závislé. To na člověka přivazuje břímě zodpovědnosti za tyto dávno urbanizované druhy, kterým by se měl snažit napomáhat tak, aby jejich početné populace časem z městského prostředí zcela nevymizely, a to i navzdory tomu, že na širokých škálách určují složení urbanizovaných společenstev ptáků i jiné procesy, které nelze urbánním managementem ovlivnit (Ferenc et al., 2017, 2019).

Tento výzkum ukazuje, že ve městech ubývají druhy urbanizované dříve, zatímco přibývají druhy kolonizující města až nedávno. Proto je na místě se zamyslet, jak lze města přizpůsobit tomu, aby podporovala výskyt co největšímu počtu druhů ptáků, včetně těch urbanizovaných již dávno. Výše bylo popsáno (viz Kap. 4.1 a 4.2), proč se domnívám, že to je dílem způsobeno rychlou změnou městského prostředí, a to jak ve vegetačním pokryvu (Wellmann et al., 2020), modernizaci městských budov (Negro et al., 2020) a vymizením hospodářských zvířat. Aby města podpořila dávno urbanizované druhy ptáků, je tedy žádoucí, aby se (i) při urbánním plánování pamatovalo na výsadby, pokud možno původních druhů rostlin podporujících ptáky hojnou potravní nabídkou, (ii) při modernizaci budov umisťovaly do plánů těchto staveb alespoň částečně více savé materiály omítek, aby mohly druhy hnízdící na fasádách snáze umisťovat svá hnízda, případně do budov umisťovat hnízdní budky např. pro rorýse, (iii) žádoucí je i přítomnost hospodářských zvířat, která je samozřejmě problematičtější v centrech měst dnešního pojetí, na periferiích města jsou ale velmi příhodné různé menší farmy, které mohou sloužit nejen městským druhům ptáků, ale i jako edukativní prostory pro školy apod.

Různé druhy ptáků, ať už ty dříve urbanizované nebo naopak teprve se ve městech usazující, lze podpořit heterogenní mozaikou různých biotopů a plošek („patches“), a to jak v městských parcích, tak i v různých městských zahradách, nebo i v klasické ornamentální zeleni. Takové plochy by neměly sestávat jen z uzavřené vegetace lesního typu, naopak by měl být kladen důraz na zakládání otevřenějších stanovišť (Czechowski et al., 2013; Šimová et al., 2015), kterých ve střední Evropě velmi ubývá následkem „vyliďnění“ krajiny, která poté rychle zarůstá (Finck et al., 2002). Obecně je žádoucí ve městech

udržovat co největší podíl městské zeleně, která nejen napomáhá udržení biodiverzity, ale také zmírňuje efekt městského tepelného ostrova (Gui et al., 2019) a navíc má pozitivní vliv na fyzické i psychické zdraví obyvatel (Jackson, 2003; Kondo et al., 2018).

Pro biodiverzitu platí i ve městech základní ekologický princip vztahu velikosti plochy a druhového bohatství („species-area relationship“), což bylo dokázáno u velmi rozličných taxonomických skupin (Cornelis & Hermy, 2004; Helden & Leather, 2004), proto je žádoucí, aby bylo ve městech ponecháno co nejvíce plochy přírodě, ideální jsou pak i místa, kam je znemožněn nebo omezen přístup lidí a (nejen) ptáci tam tak mají klid od antropogenního rušení. Vodní ptáci jsou jednou ze skupin, které ve městech přibývají, a proto je na místě se zaměřit na ochranu jejich potenciálních biotopů. Jedním z možných opatření k ochraně hnízdišť vodních druhů ptáků je například omezení volného pobíhání psů v městských parcích (zejména pak v okolí vodních ploch), které může znamenat zbytečnou mortalitu mláďat ptáků, zvláště vrubozobých, u kterých mláďata nemohou po opuštění hnízda létat. Vhodné jsou také lidem nepřístupné ostrovy na větších vodních plochách, které skýtají klid pro vyhnízdění různých druhů ptáků (např. volavky).

Výzkum urbanizace ptáků by se měl v budoucnu zaměřit na tropické oblasti, ve kterých dochází v současnosti k masivní urbanizaci. Jak jsem demonstroval v této práci, právě doba urbanizace různých druhů ptáků může být zajímavým prediktorem změny populačních trendů ptáků a je proto více než žádoucí zachytit přesně dobu kolonizace měst různými druhy. Vědecká komunita by se tak měla zaměřit na založení dlouhodobých projektů monitoringu společenstev ptáků ve městech zejména tam, kde je dostupná nutná infrastruktura pro ornitologické pracovníky. Na rozdíl od Evropy nebo severní Ameriky jsou navíc společenstva ptáků v tropických regionech často na začátku svého vývoje a teprve se formují, což je jedinečná šance, jak dokumentovat proces environmentálního filtrování druhů s predispozicemi ke kolonizaci měst.

5 ZÁVĚR

- Dříve urbanizované druhy ptáků mají v Evropě negativní populační trendy. Tento zajímavý aspekt urbánní ekologie ptáků je podle mě způsoben rychlou proměnou struktury měst, která se týká struktury a druhového složení vegetace, modernizace budov a odsunu hospodářských zvířat nejen z center, ale i z periferií moderních měst.
- Naopak pozitivní trendy mají nedávní kolonizátoři, v čemž mohou hrát roli všeobecné trendy početnosti, kdy se do měst „tlačí“ jedinci těch druhů, kterým se na celostátní úrovni jako celku daří. To jsou hlavně ptáci původně lesního prostředí, což může být tím, že lesní ptáci v Evropě obecně přibývají (generalisté i specialisté), vegetace v evropských městech je navíc obvykle lesního/lesoparkového typu, což lesním ptákům ulehčuje jejich kolonizaci.
- Ve městech přibývají druhy s pomalou životní strategií, které reprezentují zejména někteří vodní ptáci. Ti ve městech nachází dostatek potravních (včetně příkrmování lidmi v zimě) a hnízdních příležitostí (různé vodní plochy v městských parcích apod.). Vodní ptáci ve městech ztrácí plachost, což je možná dáno tím, že v nich nejsou pronásledováni lovci.
- Města mohou fungovat jako refugia ptáků otevřené a zemědělské krajiny, stávající přibývací plocha zabraná městskou vegetací jim ale znemožňuje v nich dále úspěšně přežívat, nebezpečím je pro ně i predační tlak.
- Pokud rozdělíme dobu urbanizace do menšího počtu kategorií, vztah k trendu početnosti zmizí. Může to být způsobeno tím, že skupina druhů představující “staré” kolonizátory obsahuje ptáky, kteří se ve skutečnosti urbanizovaly v různých obdobích, a mají proto i variabilní trendy početnosti, což překryje variabilitu mezi skupinami. Co nejpřesnější určení doby urbanizace je proto zásadní pro správnou interpretaci pozorovaných jevů.
- U většiny porovnání populací ptáků na urbánních a kontrolních bodech v České republice jsou trendy stejné, případně odpovídají situaci, kdy ve městech ptáci přibývají/ubývají na základě toho, jak se druhu daří mimo město.
- Z tohoto pravidla najdeme několik zajímavých výjimek, které svědčí o tom, že výše uvedené neplatí pro všechny druhy. To je dobrý důvod, proč sledovat vývoj populací

urbanizovaných druhů ptáků nejen na velkých (celokontinentálních) škálách, ale i na menších, např. národních.

- Druhy hnízdící na budovách ve městech buď stagnovaly nebo ubývaly na urbánních bodech, přičemž na kontrolních bodech přibývaly. To může být dáno nevhodnou modernizací budov nebo tím, že některé z těchto druhů jsou hmyzožravé, přičemž hmyzu ve městech (zejména v centrech) ubývá.
- Ve městech téměř chybí druhy hnízdící na zemi, zatímco mezi přibývajícími jsou hlavně druhy většího vzrůstu a hnízdící na stromech, zejména pak v dutinách. Ptáci senzitivní k predaci tak ve městech spíše zcela absentují, než ubývají, zatímco ptáci, kteří jsou vůči predaci odolnější, své městské populace zvětšují.
- Pro úspěšnou ochranu co největšího počtu druhů ptáků ve městech je třeba vyčlenit co největší území města pro přírodu, například rozlehlé parky se začleněním klidových území s omezeným nebo zakázaným přístupem lidí. Zásadní je volba výsadby městské vegetace tak, aby obsahovalo její druhové složení zejména původní druhy rostlin. Důležité je také pamatovat na ptáky při modernizaci budov a přizpůsobení těchto staveb částečně i jejich potřebám. Vhodné je i navracení hospodářských zvířat do měst, přinejmenším na jejich periferie. Žádoucí je především tvorba krajinné mozaiky, která umožní existenci populací nejen lesních druhů ptáků, ale i ptáků otevřené krajiny.

6 LITERATURA

- Al-Mulali, U., & Ozturk, I. (2015). The effect of energy consumption, urbanization, trade openness, industrial output, and the political stability on the environmental degradation in the MENA (Middle East and North African) region. *Energy*, *84*, 382–389. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2015.03.004>
- Anderies, J. M., Katti, M., & Shochat, E. (2007). Living in the city: Resource availability, predation, and bird population dynamics in urban areas. *Journal of Theoretical Biology*, *247*(1), 36–49. <https://doi.org/10.1016/j.jtbi.2007.01.030>
- Anderson, T. R. (2006). *Biology of the Ubiquitous House Sparrow: From Genes to Populations*. Oxford University Press.
- Antonov, A., & Atanasova, D. (2003). Small-scale differences in the breeding ecology of urban and rural Magpies *Pica pica*. *Ornis Fennica*, *80*, 21–30.
- Antrop, M. (2000). Background concepts for integrated landscape analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *77*(1–2), 17–28. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00089-4](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00089-4)
- Antrop, M. (2004). Landscape change and the urbanization process in Europe. *Landscape and Urban Planning*, *67*(1), 9–26. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(03\)00026-4](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(03)00026-4)
- Atchison, K. A., & Rodewald, A. D. (2006). The Value of Urban Forests to Wintering Birds. *Natural Areas Journal*, *26*(3), 280–288. [https://doi.org/10.3375/0885-8608\(2006\)26\[280:TVOUFT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.3375/0885-8608(2006)26[280:TVOUFT]2.0.CO;2)
- Baker, P. J., Molony, S. E., Stone, E., Cuthill, I. C., & Harris, S. (2008). Cats about town: Is predation by free-ranging pet cats *Felis catus* likely to affect urban bird populations? *Ibis*, *150*(s1), 86–99. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2008.00836.x>

- Barnagaud, J.-Y., Devictor, V., Jiguet, F., Barbet-Massin, M., Viol, I. L., & Archaux, F. (2012). Relating Habitat and Climatic Niches in Birds. *PLOS ONE*, *7*(3), e32819. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0032819>
- Bartoń, K. (2022). *MuMIn: Multi-Model Inference* (1.46.0) [Computer software]. <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>
- Bates, A. J., Sadler, J. P., Fairbrass, A. J., Falk, S. J., Hale, J. D., & Matthews, T. J. (2011). Changing Bee and Hoverfly Pollinator Assemblages along an Urban-Rural Gradient. *PLOS ONE*, *6*(8), e23459. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0023459>
- Batten, D. C. (1999). HORSE POWER: Wheat, oats, maize, and the supply of cities. *Ancient Mesoamerica*, *10*(1), 99–103. <https://doi.org/10.1017/S0956536199101019>
- Bea, A., Svazas, S., Grishanov, G., Kozulin, A., Stanevicius, V., Astafieva, T., Olano, I., Raudonikis, L., Butkauskas, D., & Sruoga, A. (2011). Woodland and Urban Populations of the Woodpigeon *Columba palumbus* in the Eastern Baltic Region. *Ardeola*, *58*(2), 315–321. <https://doi.org/10.13157/arla.58.2.2011.315>
- Beckerman, A. P., Boots, M., & Gaston, K. J. (2007). Urban bird declines and the fear of cats. *Animal Conservation*, *10*(3), 320–325. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2007.00115.x>
- Bell, C. P., Baker, S. W., Parkes, N. G., Brooke, M. D. L., & Chamberlain, D. E. (2010). The Role of the Eurasian Sparrowhawk (*Accipiter nisus*) in the Decline of the House Sparrow (*Passer domesticus*) in Britain. *The Auk*, *127*(2), 411–420. <https://doi.org/10.1525/auk.2009.09108>
- Bernat-Ponce, E., Gil-Delgado, J. A., & Guijarro, D. (2018). Factors affecting the abundance of House Sparrows *Passer domesticus* in urban areas of southeast of Spain. *Bird Study*, *65*(3), 404–416. <https://doi.org/10.1080/00063657.2018.1518403>

- Bertaud, A. (2006). The spatial structures of Central and Eastern European cities. In S. Tsenkova & Z. Nedović-Budić (Ed.), *The Urban Mosaic of Post-Socialist Europe: Space, Institutions and Policy* (s. 91–110). Physica-Verlag HD. https://doi.org/10.1007/3-7908-1727-9_5
- Billerman, S. M., Keeney, B. K., Rodewald, P. G., Schulenberg, T. S., & Editors. (2020). *Birds of the World*. Cornell Laboratory of Ornithology, Ithaca, NY, USA.
<https://birdsoftheworld.org/bow/home>
- Blair, R. B. (1996). Land Use and Avian Species Diversity Along an Urban Gradient. *Ecological Applications*, 6(2), 506–519. <https://doi.org/10.2307/2269387>
- Blasco, R., Finlayson, C., Rosell, J., Marco, A. S., Finlayson, S., Finlayson, G., Negro, J. J., Pacheco, F. G., & Vidal, J. R. (2014). The earliest pigeon fanciers. *Scientific Reports*, 4(1), 5971. <https://doi.org/10.1038/srep05971>
- Boal, C. W. (1997). An urban environment as an ecological trap for Cooper's hawks. *The University of Arizona*. PhD diss.
- Bobby Fokidis, H., Greiner, E. C., & Deviche, P. (2008). Interspecific variation in avian blood parasites and haematology associated with urbanization in a desert habitat. *Journal of Avian Biology*, 39(3), 300–310. <https://doi.org/10.1111/j.0908-8857.2008.04248.x>
- Bogaart, P., Loo, M. van der, & Pannekoek, J. (2020). *rtrim: Trends and Indices for Monitoring Data* (2.1.1) [Computer software]. <https://CRAN.R-project.org/package=rtrim>
- Bornstein, R. D. (1968). Observations of the Urban Heat Island Effect in New York City. *Journal of Applied Meteorology*, 7(4), 575–582. [https://doi.org/10.1175/1520-0450\(1968\)007<0575:OOTUHI>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0450(1968)007<0575:OOTUHI>2.0.CO;2)
- Boyden, S., Millar, S., Newcombe, K., & O'Neill, B. (1981). *The ecology of a city and its people: The case of Hong Kong*. Australian National University Press.
- Brlík, V., Šilarová, E., Škorpilová, J., Alonso, H., Anton, M., Aunins, A., Benkö, Z., Biver, G., Busch, M., Chodkiewicz, T., Chylarecki, P., Coombes, D., de Carli, E., del Moral, J. C., Derouaux, A., Escandell, V., Eskildsen, D. P., Fontaine, B., Foppen, R. P. B., ... Klvaňová, A. (2021).

- Long-term and large-scale multispecies dataset tracking population changes of common European breeding birds. *Scientific Data*, 8(1), 21. <https://doi.org/10.1038/s41597-021-00804-2>
- Callaghan, C. T., Benedetti, Y., Wilshire, J. H., & Morelli, F. (2020). Avian trait specialization is negatively associated with urban tolerance. *Oikos*, 129(10), 1541–1551. <https://doi.org/10.1111/oik.07356>
- Castelletta, M., Sodhi, N. S., & Subaraj, R. (2000). Heavy Extinctions of Forest Avifauna in Singapore: Lessons for Biodiversity Conservation in Southeast Asia. *Conservation Biology*, 14(6), 11.
- Clergeau, P., Croci, S., Jokimäki, J., Kaisanlahti-Jokimäki, M.-L., & Dinetti, M. (2006). Avifauna homogenisation by urbanisation: Analysis at different European latitudes. *Biological Conservation*, 127(3), 336–344. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.06.035>
- Cocola-Gant, A., Gago, A., & Jover, J. (2020). Tourism, Gentrification and Neighbourhood Change: An Analytical Framework– Reflections from Southern European Cities. In J. A. Oskam (Ed.), *The Overtourism Debate* (s. 121–135). Emerald Publishing Limited. <https://doi.org/10.1108/978-1-83867-487-820201009>
- Cohen, B. (2004). Urban Growth in Developing Countries: A Review of Current Trends and a Caution Regarding Existing Forecasts. *World Development*, 32(1), 23–51. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2003.04.008>
- Cohen, B. (2006). Urbanization in developing countries: Current trends, future projections, and key challenges for sustainability. *Technology in Society*, 28(1), 63–80. <https://doi.org/10.1016/j.techsoc.2005.10.005>
- Cooke, A. S. (1980). Observations on how close certain passerine species will tolerate an approaching human in rural and suburban areas. *Biological Conservation*, 18(2), 85–88. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(80\)90072-5](https://doi.org/10.1016/0006-3207(80)90072-5)

- Cordero, P., & Senar, J. (1994). Persistent tree sparrows *Passer montanus* can counteract house sparrow *P. domesticus* competitive pressure. *Bird Behavior*, *10*(1–2), 7–13.
- Cornelis, J., & Hermy, M. (2004). Biodiversity relationships in urban and suburban parks in Flanders. *Landscape and Urban Planning*, *69*(4), 385–401.
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2003.10.038>
- Cramp, S. (1971). Gulls nesting on buildings in Britain and Ireland. *British birds*, *64*(11), 476–487.
- Croci, S., Butet, A., & Clergeau, P. (2008). DOES URBANIZATION FILTER BIRDS ON THE BASIS OF THEIR BIOLOGICAL TRAITS? *The Condor*, *110*(2), 223–240.
<https://doi.org/10.1525/cond.2008.8409>
- Czechowski, P., Bocheński, M., & Ciebiera, O. (2013). Decline of Jackdaws *Corvus monedula* in the city of Zielona Góra. *International Studies on Sparrows*, *37*(1), 32–36.
- Deelstra, T. (1998). Towards ecological sustainable cities: Strategies, models and tools. In *Urban ecology* (s. 17–22). Springer.
- Demeyrier, V., Lambrechts, M. M., Perret, P., & Grégoire, A. (2016). Experimental demonstration of an ecological trap for a wild bird in a human-transformed environment. *Animal Behaviour*, *118*, 181–190. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2016.06.007>
- Díaz, M., Møller, A. P., Flensted-Jensen, E., Grim, T., Ibáñez-Álamo, J. D., Jokimäki, J., Markó, G., & Tryjanowski, P. (2013). The Geography of Fear: A Latitudinal Gradient in Anti-Predator Escape Distances of Birds across Europe. *PLOS ONE*, *8*(5), e64634.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0064634>
- Dong, T., Jiao, L., Xu, G., Yang, L., & Liu, J. (2019). Towards sustainability? Analyzing changing urban form patterns in the United States, Europe, and China. *Science of The Total Environment*, *671*, 632–643. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.269>
- Elvidge, C. D., Baugh, K., Zhizhin, M., Hsu, F. C., & Ghosh, T. (2017). VIIRS night-time lights. *International Journal of Remote Sensing*, *38*(21), 5860–5879.
<https://doi.org/10.1080/01431161.2017.1342050>

- Eötvös, C. B., Magura, T., & Lövei, G. L. (2018). A meta-analysis indicates reduced predation pressure with increasing urbanization. *Landscape and Urban Planning*, *180*, 54–59. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.08.010>
- Ericson, P. G. P., Tyrberg, T., Kjellberg, A. S., Jonsson, L., & Ullén, I. (1997). The Earliest Record of House Sparrows (*Passer domesticus*) in Northern Europe. *Journal of Archaeological Science*, *24*(2), 183–190. <https://doi.org/10.1006/jasc.1996.0102>
- Evans, K. L., Hatchwell, B. J., Parnell, M., & Gaston, K. J. (2010). A conceptual framework for the colonisation of urban areas: The blackbird *Turdus merula* as a case study. *Biological Reviews*, no-no. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2010.00121.x>
- Evans, K. L., Chamberlain, D. E., Hatchwell, B. J., Gregory, R. D., & Gaston, K. J. (2011). What makes an urban bird? *Global Change Biology*, *17*(1), 32–44.
- Evans, K. L., Newton, J., Gaston, K. J., Sharp, S. P., McGowan, A., & Hatchwell, B. J. (2012). Colonisation of urban environments is associated with reduced migratory behaviour, facilitating divergence from ancestral populations. *Oikos*, *121*(4), 634–640. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2011.19722.x>
- Evans, K. L., Rensburg, B. J. V., Gaston, K. J., & Chown, S. L. (2006). People, species richness and human population growth. *Global Ecology and Biogeography*, *15*(6), 625–636. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2006.00253.x>
- Ezeh, A., Oyebode, O., Satterthwaite, D., Chen, Y.-F., Ndugwa, R., Sartori, J., Mberu, B., Melendez-Torres, G. J., Haregu, T., Watson, S. I., Caiaffa, W., Capon, A., & Lilford, R. J. (2017). The history, geography, and sociology of slums and the health problems of people who live in slums. *The Lancet*, *389*(10068), 547–558. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(16\)31650-6](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(16)31650-6)
- Faeth, S. H., Bang, C., & Saari, S. (2011). Urban biodiversity: Patterns and mechanisms. *Annals of the New York Academy of Sciences*, *1223*(1), 69–81. <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2010.05925.x>

- Ferenc, M., Sedláček, O., Fuchs, R., Fraissinet, M., & Storch, D. (2019). Geographic trends in range sizes explain patterns in bird responses to urbanization in Europe. *European Journal of Ecology*, 5(2), 16–29. <https://doi.org/10.2478/eje-2019-0010>
- Ferenc, M., Sedláček, O., Fuchs, R., Hořák, D., Storchová, L., Fraissinet, M., & Storch, D. (2017). Large-scale commonness is the best predictor of bird species presence in European cities. *Urban Ecosystems*. <https://doi.org/10.1007/s11252-017-0709-7>
- Fernández-Juricic, E. (2000). Bird community composition patterns in urban parks of Madrid: The role of age, size and isolation: Bird species composition in urban parks. *Ecological Research*, 15(4), 373–383. <https://doi.org/10.1046/j.1440-1703.2000.00358.x>
- Fey, K., Vuorisalo, T., Lehtikoinen, A., & Selonen, V. (2015). Urbanisation of the wood pigeon (*Columba palumbus*) in Finland. *Landscape and Urban Planning*, 134, 188–194. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.10.015>
- Finck, P., Riecken, U., & Schröder, E. (2002). Pasture Landscapes and Nature Conservation—New strategies for the preservation of open landscapes in Europe. In B. Redecker, W. Härdtle, P. Finck, U. Riecken, & E. Schröder (Ed.), *Pasture Landscapes and Nature Conservation* (s. 1–13). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-642-55953-2_1
- Fischer, J. D., Cleeton, S. H., Lyons, T. P., & Miller, J. R. (2012). Urbanization and the Predation Paradox: The Role of Trophic Dynamics in Structuring Vertebrate Communities. *BioScience*, 62(9), 809–818. <https://doi.org/10.1525/bio.2012.62.9.6>
- Forster, C. (2006). The Challenge of Change: Australian Cities and Urban Planning in the New Millennium. *Geographical Research*, 44(2), 173–182. <https://doi.org/10.1111/j.1745-5871.2006.00374.x>
- Fuller, R. A., & Gaston, K. J. (2009). The scaling of green space coverage in European cities. *Biology Letters*, 5(3), 352–355. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2009.0010>

- Fuller, R. A., Tratalos, J., & Gaston, K. J. (2009). How many birds are there in a city of half a million people? *Diversity and Distributions*, *15*(2), 328–337.
<https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00537.x>
- Gavett, A. P., & Wakeley, J. S. (1986). Diets of House Sparrows in urban and rural habitats. *The Wilson Bulletin*, *98*(1), 137–144.
- Geue, D., & Partecke, J. (2008). Reduced parasite infestation in urban Eurasian blackbirds (*Turdus merula*): A factor favoring urbanization? *Canadian Journal of Zoology*, *86*(12), 1419–1425. <https://doi.org/10.1139/Z08-129>
- Gliwicz, J., Goszczyński, J., & Luniak, M. (1994). Characteristic features of animal populations under synurbanization-the case of the blackbird and of the striped field mouse. *Memorabilia Zoologica*, *49*, 237–244.
- González-Oreja, J. A. (2011). Birds of different biogeographic origins respond in contrasting ways to urbanization. *Biological Conservation*, *144*(1), 234–242.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.08.021>
- Grimm, N. B., Faeth, S. H., Golubiewski, N. E., Redman, C. L., Wu, J., Bai, X., & Briggs, J. M. (2008). Global Change and the Ecology of Cities. *Science*, *319*(5864), 756–760.
<https://doi.org/10.1126/science.1150195>
- Groom, D. (1993). Magpie *Pica pica* predation on Blackbird *Turdus merula* nests in urban areas. *Bird Study*, *40*(1), 55–62.
- Grünwald, J. (2020). Druhové charakteristiky a ekologické podmínky související s průnikem ptáků do měst. *Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta*. Bakalářská práce. Vedoucí práce prof. Mgr. Jiří Reif, PhD.
- Gui, X., Wang, L., Yao, R., Yu, D., & Li, C. (2019). Investigating the urbanization process and its impact on vegetation change and urban heat island in Wuhan, China. *Environmental Science and Pollution Research*, *26*(30), 30808–30825. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06273-w>

- Haase, A., Bernt, M., Großmann, K., Mykhnenko, V., & Rink, D. (2016). Varieties of shrinkage in European cities. *European Urban and Regional Studies*, 23(1), 86–102.
- Hackworth, J., & Smith, N. (2001). The changing state of gentrification. *Tijdschrift Voor Economische En Sociale Geografie*, 92(4), 464–477. <https://doi.org/10.1111/1467-9663.00172>
- Han, L., Zhou, W., Li, W., & Li, L. (2014). Impact of urbanization level on urban air quality: A case of fine particles (PM2.5) in Chinese cities. *Environmental Pollution*, 194, 163–170. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.07.022>
- Hanzelka, J., Horká, P., & Reif, J. (2019). Spatial gradients in country-level population trends of European birds. *Diversity and Distributions*, 25(10), 1527–1536. <https://doi.org/10.1111/ddi.12945>
- Havlíček, J., Riegert, J., Bandhauerová, J., Fuchs, R., & Šálek, M. (2021). Species-specific breeding habitat association of declining farmland birds within urban environments: Conservation implications. *Urban Ecosystems*, 24(6), 1259–1270. <https://doi.org/10.1007/s11252-021-01111-9>
- Helden, A. J., & Leather, S. R. (2004). Biodiversity on urban roundabouts—Hemiptera, management and the species–area relationship. *Basic and Applied Ecology*, 5(4), 367–377. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2004.06.004>
- Högstedt, G. (1980). Resource Partitioning in Magpie *Pica pica* and Jackdaw *Corvus monedula* during the Breeding Season. *Ornis Scandinavica (Scandinavian Journal of Ornithology)*, 11(2), 110–115. <https://doi.org/10.2307/3675916>
- Hope, D., Gries, C., Zhu, W., Fagan, W. F., Redman, C. L., Grimm, N. B., Nelson, A. L., Martin, C., & Kinzig, A. (2003). Socioeconomics drive urban plant diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 100(15), 8788–8792. <https://doi.org/10.1073/pnas.1537557100>
- Hudec, K. (1994). Fauna ČR a SR. Ptáci 1. 2. Vydání. *Academia, Praha*.

- Chamberlain, D., Kibuule, M., Skeen, R. Q., & Pomeroy, D. (2018). Urban bird trends in a rapidly growing tropical city. *Ostrich*, *89*(3), 275–280.
<https://doi.org/10.2989/00306525.2018.1489908>
- Jackson, L. E. (2003). The relationship of urban design to human health and condition. *Landscape and Urban Planning*, *64*(4), 191–200. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(02\)00230-X](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00230-X)
- James Reynolds, S., Ibáñez-Álamo, J. D., Sumasgutner, P., & Mainwaring, M. C. (2019). Urbanisation and nest building in birds: A review of threats and opportunities. *Journal of Ornithology*, *160*(3), 841–860. <https://doi.org/10.1007/s10336-019-01657-8>
- Janda, J., & Řepa, P. (1986). *Metody kvantitativního výzkumu v ornitologii*. St. zeměd. nakl.
- Jedwab, R., & Vollrath, D. (2015). Urbanization without growth in historical perspective. *Explorations in Economic History*, *58*, 1–21.
- Jiguet, F., Gregory, R. D., Devictor, V., Green, R. E., Voříšek, P., Van Strien, A., & Couvet, D. (2010). Population trends of European common birds are predicted by characteristics of their climatic niche. *Global Change Biology*, *16*(2), 497–505.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.01963.x>
- Johnston, R. F. (2001). Synanthropic birds of north America. In *Avian ecology and conservation in an urbanizing world* (s. 49–67). Springer.
- Jokimäki, J. (1999). Occurrence of breeding bird species in urban parks: Effects of park structure and broad-scale variables. *Urban Ecosystems*, *3*(1), 21–34.
- Jokimäki, J., & Suhonen, J. (1998). Distribution and habitat selection of wintering birds in urban environments. *Landscape and Urban Planning*, *39*(4), 253–263.
[https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(97\)00089-3](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(97)00089-3)
- Jokimäki, J., Suhonen, J., Jokimäki-Kaisanlahti, M.-L., & Carbó-Ramírez, P. (2016). Effects of urbanization on breeding birds in European towns: Impacts of species traits. *Urban Ecosystems*, *19*(4), 1565–1577. <https://doi.org/10.1007/s11252-014-0423-7>

- Jokimäki, J., Suhonen, J., & Kaisanlahti-Jokimäki, M.-L. (2018). Urban core areas are important for species conservation: A European-level analysis of breeding bird species. *Landscape and Urban Planning*, 178, 73–81. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.05.020>
- Kark, S., Iwaniuk, A., Schalimtzek, A., & Banker, E. (2007). Living in the city: Can anyone become an ‘urban exploiter’? *Journal of Biogeography*, 34(4), 638–651. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01638.x>
- Kazepov, Y., Cucca, R., Ahn, B., & Verrier, C. (2021). European cities between continuity and change. *Companion to Urban and Regional Studies*, 109–134.
- Knop, E. (2016). Biotic homogenization of three insect groups due to urbanization. *Global Change Biology*, 22(1), 228–236.
- Koleček, J., Schleuning, M., Burfield, I. J., Báldi, A., Böhning-Gaese, K., Devictor, V., Fernández-García, J. M., Hořák, D., Van Turnhout, C. A. M., Hnatyna, O., & Reif, J. (2014). Birds protected by national legislation show improved population trends in Eastern Europe. *Biological Conservation*, 172, 109–116. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.02.029>
- Kondo, M. C., Fluehr, J. M., McKeon, T., & Branas, C. C. (2018). Urban Green Space and Its Impact on Human Health. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(3), 445. <https://doi.org/10.3390/ijerph15030445>
- Kumar, N., Gupta, U., Malhotra, H., Jhala, Y. V., Qureshi, Q., Gosler, A. G., & Sergio, F. (2019). The population density of an urban raptor is inextricably tied to human cultural practices. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 286(1900), 20182932. <https://doi.org/10.1098/rspb.2018.2932>
- Laaksonen, T., & Lehtikoinen, A. (2013). Population trends in boreal birds: Continuing declines in agricultural, northern, and long-distance migrant species. *Biological Conservation*, 168, 99–107. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.09.007>

- Lazarina, M., Tsianou, M. A., Boutsis, G., Andrikou-Charitidou, A., Karadimou, E., & Kallimanis, A. S. (2020). Urbanization and Human Population Favor Species Richness of Alien Birds. *Diversity*, *12*(2), 72. <https://doi.org/10.3390/d12020072>
- Lehikoinen, A., Brotons, L., Calladine, J., Campedelli, T., Escandell, V., Flousek, J., Grueneberg, C., Haas, F., Harris, S., Herrando, S., Husby, M., Jiguet, F., Kålås, J. A., Lindström, Å., Lorrillière, R., Molina, B., Pladevall, C., Calvi, G., Sattler, T., ... Trautmann, S. (2019). Declining population trends of European mountain birds. *Global Change Biology*, *25*(2), 577–588. <https://doi.org/10.1111/gcb.14522>
- Leong, M., Dunn, R. R., & Trautwein, M. D. (2018). Biodiversity and socioeconomics in the city: A review of the luxury effect. *Biology Letters*, *14*(5), 20180082. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2018.0082>
- Lerman, S. B., & Warren, P. S. (2011). The conservation value of residential yards: Linking birds and people. *Ecological Applications*, *21*(4), 1327–1339. <https://doi.org/10.1890/10-0423.1>
- Lesiński, G. (2009). Breeding ecology and population decline of the crested lark *Galerida cristata* in Warsaw, Poland. *Ornis Hungarica*, *17*(18), 1–11.
- Lewis, M. W., & Wigen, K. (1997). The Myth of Continents: A Critique of Metageography. In *The Myth of Continents*. University of California Press. <https://doi.org/10.1525/9780520918597>
- Lima, M. R., Macedo, R. H. F., Martins, T. L. F., Schrey, A. W., Martin, L. B., & Bensch, S. (2012). Genetic and Morphometric Divergence of an Invasive Bird: The Introduced House Sparrow (*Passer domesticus*) in Brazil. *PLoS ONE*, *7*(12), e53332. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0053332>
- Liu, P., Xu, S., Lin, J., Li, H., Lin, Q., & Han, B.-P. (2020). Urbanization increases biotic homogenization of zooplankton communities in tropical reservoirs. *Ecological Indicators*, *110*, 105899. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105899>

- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S., & De Poorter, M. (2000). *100 of the world's worst invasive alien species: A selection from the global invasive species database* (Roč. 12). Invasive Species Specialist Group Auckland, New Zealand.
- Maggini, I., Cardinale, M., Favaretto, A., Voříšek, P., Spina, F., Maoret, F., Ferri, A., Riello, S., & Fusani, L. (2021). Comparing population trend estimates of migratory birds from breeding censuses and capture data at a spring migration bottleneck. *Ecology and Evolution*, *11*(2), 967–977. <https://doi.org/10.1002/ece3.7110>
- Magle, S. B., Hunt, V. M., Vernon, M., & Crooks, K. R. (2012). Urban wildlife research: Past, present, and future. *Biological Conservation*, *155*, 23–32. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.06.018>
- Magnusson, A., Skaug, H., Nielsen, A., Berg, C., Kristensen, K., Maechler, M., Bentham, K. van, Bolker, B., Sadat, N., Lüdecke, D., Lenth, R., O'Brien, J., Geyer, C. J., McGillicuddy, M., & Brooks, M. (2021). *glmmTMB: Generalized Linear Mixed Models using Template Model Builder* (1.1.2.3) [Computer software]. <https://CRAN.R-project.org/package=glmmTMB>
- Marzluff, J. M. (2017). A decadal review of urban ornithology and a prospectus for the future. *Ibis*, *159*(1), 1–13. <https://doi.org/10.1111/ibi.12430>
- Marzluff, J. M., Bowman, R., & Donnelly, R. (2001a). A historical perspective on urban bird research: Trends, terms, and approaches. In *Avian ecology and conservation in an urbanizing world* (s. 1–17). Springer.
- Marzluff, J. M., Bowman, R., & Donnelly, R. (Ed.). (2001b). *Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World*. Springer US. <https://doi.org/10.1007/978-1-4615-1531-9>
- McDonnell, M. J., Hahs, A. K., & Breuste, J. H. (2009). *Ecology of cities and towns: A comparative approach*. Cambridge University Press.
- McDonnell, M. J., & Niemelä, J. (2011). The history of urban ecology. *Urban ecology*, *9*, 34–49.
- McDonnell, M. J., Pickett, S. T. A., & Pouyat, R. V. (1993). The Application of the Ecological Gradient Paradigm to the Study of Urban Effects. In M. J. McDonnell & S. T. A. Pickett

- (Ed.), *Humans as Components of Ecosystems: The Ecology of Subtle Human Effects and Populated Areas* (s. 175–189). Springer. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-0905-8_15
- McKinney, M. L. (2002). Urbanization, Biodiversity, and Conservation The impacts of urbanization on native species are poorly studied, but educating a highly urbanized human population about these impacts can greatly improve species conservation in all ecosystems. *Bioscience*, *52*(10), 883–890.
- McKinney, M. L. (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, *127*(3), 247–260. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.005>
- McKinney, M. L., & Lockwood, J. L. (1999). Biotic homogenization: A few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology & Evolution*, *14*(11), 450–453. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(99\)01679-1](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01679-1)
- Melles, S. J. (2005). Urban bird diversity as an indicator of human social diversity and economic inequality in Vancouver, British Columbia. *Urban habitats*, *3*(1), 25–48.
- Møller, A. P. (2008). Flight distance of urban birds, predation, and selection for urban life. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, *63*(1), 63–75. <https://doi.org/10.1007/s00265-008-0636-y>
- Møller, A. P. (2009). Successful city dwellers: A comparative study of the ecological characteristics of urban birds in the Western Palearctic. *Oecologia*, *159*(4), 849–858. <https://doi.org/10.1007/s00442-008-1259-8>
- Møller, A. P., Diaz, M., Flensted-Jensen, E., Grim, T., Ibáñez-Álamo, J. D., Jokimäki, J., Mänd, R., Markó, G., & Tryjanowski, P. (2012). High urban population density of birds reflects their timing of urbanization. *Oecologia*, *170*(3), 867–875. <https://doi.org/10.1007/s00442-012-2355-3>
- Møller, A. P., Jokimäki, J., Skorka, P., & Tryjanowski, P. (2014). Loss of migration and urbanization in birds: A case study of the blackbird (*Turdus merula*). *Oecologia*, *175*(3), 1019–1027.

- Møller, A. P., & Tryjanowski, P. (2014). Direction of approach by predators and flight initiation distance of urban and rural populations of birds. *Behavioral Ecology*, *25*(4), 960–966.
<https://doi.org/10.1093/beheco/aru073>
- Morris, E. (2007). From horse power to horsepower. *Access Magazine*, *1*(30), 2–10.
- Moulton, M. P., Cropper, W. P., Avery, M. L., & Moulton, L. E. (2010). The earliest House Sparrow introductions to North America. *Biological Invasions*, *12*(9), 2955–2958.
<https://doi.org/10.1007/s10530-010-9692-0>
- Negro, J. J., Prenda, J., Ferrero, J. J., Rodríguez, A., & Reig-Ferrer, A. (2020). A timeline for the urbanization of wild birds: The case of the lesser kestrel. *Quaternary Science Reviews*, *249*, 106638. <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2020.106638>
- Nilsson, S. G. (1984). The evolution of nest-site selection among hole-nesting birds: The importance of nest predation and competition. *Ornis Scandinavica*, 167–175.
- Nowak, D. J. (1993). Historical vegetation change in Oakland and its implications for urban forest management. *Journal of Arboriculture*. *19*(5): 313-319., *19*(5).
<http://www.fs.usda.gov/treesearch/pubs/18802>
- Oliver, A. J., Hong-Wa, C., Devonshire, J., Olea, K. R., Rivas, G. F., & Gahl, M. K. (2011). Avifauna richness enhanced in large, isolated urban parks. *Landscape and Urban Planning*, *102*(4), 215–225. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.04.007>
- O'Reilly, E., Gregory, R. D., Aunins, A., Brotons, L., Chodkiewicz, T., Escandell, V., Foppen, R. P. B., Gamero, A., Herrando, S., Jiguet, F., Kálás, J. A., Kamp, J., Klvaňová, A., Lehikoinen, A., Lindström, Å., Massimino, D., Jostein Øien, I., Reif, J., Šilarová, E., ... Butler, S. J. (2022). An assessment of relative habitat use as a metric for species' habitat association and degree of specialization. *Ecological Indicators*, *135*, 108521.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108521>
- Pickett, S. T. A., & McDonnell, M. J. (1993). Human as Components of Ecosystems: A Synthesis. In M. J. McDonnell & S. T. A. Pickett (Ed.), *Humans as Components of Ecosystems: The*

- Ecology of Subtle Human Effects and Populated Areas* (s. 310–316). Springer.
https://doi.org/10.1007/978-1-4612-0905-8_24
- Pickett, S. T. A., & Zhou, W. (2015). Global urbanization as a shifting context for applying ecological science toward the sustainable city. *Ecosystem Health and Sustainability*, *1*(1), 1–15. <https://doi.org/10.1890/EHS14-0014.1>
- Plummer, K. E., Risely, K., Toms, M. P., & Siriwardena, G. M. (2019). The composition of British bird communities is associated with long-term garden bird feeding. *Nature Communications*, *10*(1), 2088. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-10111-5>
- Polakowski, M., Skierczyński, M., & Broniszewska, M. (2010). *Effect of urbanization and feeding intensity on the distribution of wintering Mallards Anas platyrhynchos in NE Poland*.
- Pollock, C. J., Capilla-Lasheras, P., McGill, R. A. R., Helm, B., & Dominoni, D. M. (2017). Integrated behavioural and stable isotope data reveal altered diet linked to low breeding success in urban-dwelling blue tits (*Cyanistes caeruleus*). *Scientific Reports*, *7*(1), 5014.
<https://doi.org/10.1038/s41598-017-04575-y>
- R Core Team. (2020). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Ram, D., Axelsson, A.-L., Green, M., Smith, H. G., & Lindström, Å. (2017). What drives current population trends in forest birds – forest quantity, quality or climate? A large-scale analysis from northern Europe. *Forest Ecology and Management*, *385*, 177–188.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.11.013>
- Reif, J. (2013). Long-term trends in bird populations: A review of patterns and potential drivers in North America and Europe. *Acta ornithologica*, *48*(1), 1–16.
- Reif, J., Böhning-Gaese, K., Flade, M., Schwarz, J., & Schwager, M. (2011). Population trends of birds across the iron curtain: Brain matters. *Biological Conservation*, *144*(10), 2524–2533. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.07.009>

- Reif, J., & Hanzelka, J. (2020). Continent-wide gradients in open-habitat insectivorous bird declines track spatial patterns in agricultural intensity across Europe. *Global Ecology and Biogeography*, 29(11), 1988–2013. <https://doi.org/10.1111/geb.13170>
- Reif, J., Storch, D., Voříšek, P., Šťastný, K., & Bejček, V. (2008). Bird-habitat associations predict population trends in central European forest and farmland birds. *Biodiversity and Conservation*, 17(13), 3307. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9430-4>
- Reif, J., Voříšek, P., Šťastný, K., Bejček, V., & Petr, J. (2007). Population increase of forest birds in the Czech Republic between 1982 and 2003. *Bird Study*, 54(2), 248–255. <https://doi.org/10.1080/00063650709461481>
- Richards, D. R., & Belcher, R. N. (2020). Global Changes in Urban Vegetation Cover. *Remote Sensing*, 12(1), 23. <https://doi.org/10.3390/rs12010023>
- Robinson, R. A., Lawson, B., Toms, M. P., Peck, K. M., Kirkwood, J. K., Chantrey, J., Clatworthy, I. R., Evans, A. D., Hughes, L. A., & Hutchinson, O. C. (2010). Emerging infectious disease leads to rapid population declines of common British birds. *PLoS one*, 5(8), e12215.
- Rosin, Z. M., Skórka, P., Pärt, T., Żmihorski, M., Ekner-Grzyb, A., Kwiecieński, Z., & Tryjanowski, P. (2016). Villages and their old farmsteads are hot spots of bird diversity in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 53(5), 1363–1372. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12715>
- Rutz, C. (2006). *Home range size, habitat use, activity patterns and hunting behaviour of urban-breeding Northern Goshawks*. 18.
- Rutz, C. (2008). The establishment of an urban bird population. *Journal of Animal Ecology*, 77(5), 1008–1019. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2008.01420.x>
- Sakhvon, V., & Kövér, L. (2020). Distribution and habitat preferences of the urban Woodpigeon (*Columba palumbus*) in the north-eastern breeding range in Belarus. *Landscape and Urban Planning*, 201, 103846. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103846>

- Salvati, L., Zambon, I., Chelli, F. M., & Serra, P. (2018). Do spatial patterns of urbanization and land consumption reflect different socioeconomic contexts in Europe? *Science of The Total Environment*, *625*, 722–730. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.341>
- Seto, K. C., Sánchez-Rodríguez, R., & Fragkias, M. (2010). The new geography of contemporary urbanization and the environment. *Annual review of environment and resources*, *35*, 167–194.
- Shaw, L. M., Chamberlain, D., & Evans, M. (2008). The House Sparrow *Passer domesticus* in urban areas: Reviewing a possible link between post-decline distribution and human socioeconomic status. *Journal of Ornithology*, *149*(3), 293–299. <https://doi.org/10.1007/s10336-008-0285-y>
- Shochat, E., Lerman, S., & Fernández-Juricic, E. (2010). Birds in Urban Ecosystems: Population Dynamics, Community Structure, Biodiversity, and Conservation. In *Urban Ecosystem Ecology* (s. 75–86). John Wiley & Sons, Ltd. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr55.c4>
- Schaub, T., Meffert, P. J., & Kerth, G. (2016). Nest-boxes for Common Swifts *Apus apus* as compensatory measures in the context of building renovation: Efficacy and predictors of occupancy. *Bird Conservation International*, *26*(2), 164–176. <https://doi.org/10.1017/S0959270914000525>
- Schmitz, A., Kronthaler, F., Stein, K., Rinder, M., & Korbel, R. (2017). Decline of game birds (*phasianus colchicus* and *perdix perdix*) in bavaria: A survey on pathogenic bacteria, parasites, pesticide residues, and influence of set-aside land and maize cultivation. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*, *48*(1), 18–30.
- Slabbekoorn, H., & Peet, M. (2003). Birds sing at a higher pitch in urban noise. *Nature*, *424*(6946), 267–267. <https://doi.org/10.1038/424267a>
- Smith, G. S., Breakstone, H., Dean, L. T., & Thorpe, R. J. (2020). Impacts of Gentrification on Health in the US: A Systematic Review of the Literature. *Journal of Urban Health*, *97*(6), 845–856. <https://doi.org/10.1007/s11524-020-00448-4>

- Sodhi, N. S., James, P. C., Warkentin, I. G., & Oliphant, L. W. (1992). Breeding ecology of urban Merlins (*Falco columbarius*). *Canadian Journal of Zoology*, *70*(8), 1477–1483.
<https://doi.org/10.1139/z92-204>
- Sol, D., Bartomeus, I., González-Lagos, C., & Pavoine, S. (2017). Urbanisation and the loss of phylogenetic diversity in birds. *Ecology Letters*, *20*(6), 721–729.
<https://doi.org/10.1111/ele.12769>
- Storchová, L., & Hořák, D. (2018). Life-history characteristics of European birds. *Global Ecology and Biogeography*, *27*(4), 400–406. <https://doi.org/10.1111/geb.12709>
- Stracey, C. M. (2011). Resolving the urban nest predator paradox: The role of alternative foods for nest predators. *Biological Conservation*, *144*(5), 1545–1552.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.01.022>
- Sukopp, H. (1998). Urban Ecology—Scientific and Practical Aspects. In J. Breuste, H. Feldmann, & O. Uhlmann (Ed.), *Urban Ecology* (s. 3–16). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-642-88583-9_1
- Sukopp, H., & Hejny, S. (1990). *Plants and plant communities in urban environments*.
- Sukopp, H., & Wurzel, A. (2003). The effects of climate change on the vegetation of central European cities. *Urban habitats*, *1*.
- Sullivan, B. L., Phillips, T., Dayer, A. A., Wood, C. L., Farnsworth, A., Iliff, M. J., Davies, I. J., Wiggins, A., Fink, D., Hochachka, W. M., Rodewald, A. D., Rosenberg, K. V., Bonney, R., & Kelling, S. (2017). Using open access observational data for conservation action: A case study for birds. *Biological Conservation*, *208*, 5–14.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.04.031>
- Sullivan, M. J. P., Newson, S. E., & Pearce-Higgins, J. W. (2015). Using habitat-specific population trends to evaluate the consistency of the effect of species traits on bird population change. *Biological Conservation*, *192*, 343–352.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.10.009>

- Summers-Smith, J. D. (2003). The decline of the House Sparrow: A review. *British Birds*, 96(9), 439–446.
- Šálek, M., Poprach, K., Opluštil, L., Melichar, D., Mráz, J., & Václav, R. (2019). Assessment of relative mortality rates for two rapidly declining farmland owls in the Czech Republic (Central Europe). *European Journal of Wildlife Research*, 65(1), 19.
<https://doi.org/10.1007/s10344-019-1253-y>
- Šímová, P., Šťastný, K., & Šálek, M. (2015). Refugial role of urbanized areas and colonization potential for declining Crested Lark (*Galerida cristata*) populations in the Czech Republic, Central Europe. *Journal of Ornithology*, 156(4), 915–921.
<https://doi.org/10.1007/s10336-015-1203-8>
- Štefl, L., Zahradnická fakulta v Lednici [ústní sdělení]. Úvaly, 2020.
- Taylor, L., Taylor, C., & Davis, A. (2013). The impact of urbanisation on avian species: The inextricable link between people and birds. *Urban Ecosystems*, 16(3), 481–498.
<https://doi.org/10.1007/s11252-012-0283-y>
- Teglhøj, P. G. (2017). A comparative study of insect abundance and reproductive success of barn swallows *Hirundo rustica* in two urban habitats. *Journal of Avian Biology*, 48(6), 846–853. <https://doi.org/10.1111/jav.01086>
- Teglhøj, P. G. (2018). Artificial nests for Barn Swallows *Hirundo rustica*: A conservation option for a declining passerine? *Bird Study*, 65(3), 385–395.
<https://doi.org/10.1080/00063657.2018.1516192>
- Thaxter, C. B., Joys, A. C., Gregory, R. D., Baillie, S. R., & Noble, D. G. (2010). Hypotheses to explain patterns of population change among breeding bird species in England. *Biological Conservation*, 143(9), 2006–2019.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.05.004>

- United Nations. (2018). World Urbanization Prospects: The 2018 Revision. *United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division*.
<https://population.un.org/>
- Vepsäläinen, V., Pakkala, T., & Tiainen, J. (2005). Population increase and aspects of colonization of the Tree Sparrow *Passer montanus*, and its relationships with the House Sparrow *Passer domesticus*, in the agricultural landscapes of Southern Finland. *Ornis Fennica*, *82*(3), 117–128.
- Voříšek, P., Hora, J., Cepák, J., Fuchs, R., Sedláček, O., & Škopek, J. (2021). Avifauna Prahy a její změny. *Česká společnost ornitologická, Praha*.
- Wang, H., He, Q., Liu, X., Zhuang, Y., & Hong, S. (2012). Global urbanization research from 1991 to 2009: A systematic research review. *Landscape and Urban Planning*, *104*(3), 299–309.
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.11.006>
- Wellmann, T., Schug, F., Haase, D., Pflugmacher, D., & van der Linden, S. (2020). Green growth? On the relation between population density, land use and vegetation cover fractions in a city using a 30-years Landsat time series. *Landscape and Urban Planning*, *202*, 103857.
<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103857>
- Wiklund, C. G. (1982). Fieldfare (*Turdus pilaris*) breeding success in relation to colony size, nest position and association with Merlins (*Falco columbarius*). *Behavioral Ecology and Sociobiology*, *11*(3), 165–172. <https://doi.org/10.1007/BF00300059>
- Zhang, W., Randall, M., Jensen, M. B., Brandt, M., Wang, Q., & Fensholt, R. (2021). Socio-economic and climatic changes lead to contrasting global urban vegetation trends. *Global Environmental Change*, *71*, 102385.
<https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2021.102385>
- Zhang, X., Han, L., Wei, H., Tan, X., Zhou, W., Li, W., & Qian, Y. (2022). Linking urbanization and air quality together: A review and a perspective on the future sustainable urban

development. *Journal of Cleaner Production*, 346, 130988.

<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.130988>

7 PŘÍLOHY

Tabulka 6 Polohy jednotlivých druhů ("species scores") na jednotlivých osách analýzy hlavních komponent.

Druh	Osa 1	Osa 2	Osa 3	Osa 4
<i>Accipiter nisus</i>	0.9999	-0.2707	-1.8877	-0.3082
<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	-0.4059	-0.0123	-0.038	1.14
<i>Acrocephalus palustris</i>	-0.9039	-0.42	-0.7638	1.346
<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	-0.9318	-0.4147	-0.4452	1.5537
<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	-0.927	0.3287	-0.8271	0.7284
<i>Actitis hypoleucos</i>	0.1675	-0.798	-2.5638	0.2788
<i>Aegithalos caudatus</i>	-1.1568	1.822	-1.0727	-0.4844
<i>Alauda arvensis</i>	-0.3205	-1.0269	1.5415	-1.4477
<i>Alcedo atthis</i>	-0.1698	0.5838	-0.3075	-0.9743
<i>Alectoris rufa</i>	1.2792	2.7	0.4775	-1.5141
<i>Anas platyrhynchos</i>	1.9481	2.0436	-0.2226	-1.596
<i>Anthus campestris</i>	-0.5266	-0.0341	-0.0559	1.221
<i>Anthus pratensis</i>	-0.7162	-0.7613	0.3565	-0.3807
<i>Anthus trivialis</i>	-0.5774	-0.6009	0.0193	0.3829
<i>Apus apus</i>	-0.2289	-1.1313	-0.2148	1.6876
<i>Ardea cinerea</i>	2.1073	-0.0291	0.2675	0.1472
<i>Bombycilla garrulus</i>	-0.0541	0.662	0.8688	0.8613
<i>Tetrastes bonasia</i>	1.2056	1.7241	0.1722	-0.8933
<i>Bubulcus ibis</i>	1.2864	-0.1574	-0.5826	0.2048
<i>Burhinus oedicnemus</i>	1.485	-1.8602	-0.6491	1.3842
<i>Buteo buteo</i>	1.8403	-1.0393	-0.875	0.4238
<i>Calandrella brachydactyla</i>	-0.6182	-0.7144	0.5981	-0.3481
<i>Calcarius lapponicus</i>	-0.5493	0.4623	0.2166	0.9995
<i>Cardueli</i>	-0.7527	-0.3523	1.002	-1.2835
<i>Carduelis carduelis</i>	-0.8629	-0.2126	0.5899	-0.6151
<i>Cardueli</i>	-0.9389	-0.2264	0.6533	-0.5165
<i>Chloris chloris</i>	-0.5597	-0.1533	0.8562	-0.6855
<i>Cardueli</i>	-0.9241	-0.6921	0.4923	-0.3028
<i>Carpodacus erythrinus</i>	-0.5986	0.259	0.254	1.1871

<i>Certhia brachydactyla</i>	-1.1088	0.2571	-0.421	-1.377
<i>Certhia familiaris</i>	-1.1027	-0.1132	-0.4537	-1.1395
<i>Cettia cetti</i>	-0.8457	-0.5547	-0.3405	-0.8722
<i>Ciconia ciconia</i>	2.6642	-0.2985	0.0606	-0.0433
<i>Circus aeruginosus</i>	1.6172	0.2951	-1.157	-0.6566
<i>Cisticola juncidis</i>	-1.1002	-0.475	0.1607	-1.4577
<i>Clamator glandarius</i>	0.5651	4.2104	-0.1743	1.6583
<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	-0.0927	0.1555	1.097	1.4464
<i>Columba oenas</i>	1.0105	-2.3952	1.708	-0.9791
<i>Columba palumbus</i>	1.2786	-2.3691	2.2702	0.8457
<i>Corvus corax</i>	1.8107	0.5774	1.9093	0.5759
<i>Corvus corone</i>	1.3154	0.2391	1.4176	0.8391
<i>Corvus frugilegus</i>	1.1983	0.0275	1.7588	1.2314
<i>Corvus monedula</i>	0.8153	0.4313	1.0242	0.7235
<i>Cuculus canorus</i>	0.162	2.9827	1.6107	3.5225
<i>Cyanopica cyanus</i>	0.102	0.7411	0.3595	0.504
<i>Cygnus olor</i>	3.5457	0.3241	-0.3724	-1.0334
<i>Delichon urbicum</i>	-0.7225	-0.4234	0.3369	0.376
<i>Dendrocopos major</i>	0.073	0.5726	1.0304	1.0431
<i>Dendrocytes medius</i>	-0.0815	0.5913	0.8538	0.9759
<i>Dryobates minor</i>	-0.6582	0.2759	0.2816	1.2069
<i>Dryocopus martius</i>	0.9062	0.4401	1.8931	1.2179
<i>Egretta garzetta</i>	1.4032	-0.1593	0.6662	0.7317
<i>Emberiza cia</i>	-0.5522	-0.3277	0.0732	0.1894
<i>Emberiza cirrus</i>	-0.5381	-1.096	0.3001	-0.2128
<i>Emberiza citrinella</i>	-0.4873	-0.7685	0.4722	-0.4064
<i>Emberiza hortulana</i>	-0.5708	-0.012	0.1533	1.3406
<i>Emberiza melanocephala</i>	-0.4382	-0.0295	-0.1243	1.1277
<i>Emberiza rustica</i>	-0.6877	-0.3893	0.0674	0.3479
<i>Emberiza schoeniclus</i>	-0.6795	-0.3444	-0.0708	0.1855
<i>Erithacus rubecula</i>	-0.7021	-0.3649	-0.1883	-0.948
<i>Falco tinnunculus</i>	1.0051	-0.1325	-0.9675	0.057
<i>Ficedula albicollis</i>	-0.8967	0.5774	-0.4975	0.6985

<i>Ficedula hypoleuca</i>	-0.881	0.7408	-0.7337	0.4388
<i>Fringilla coelebs</i>	-0.614	0.0265	0.1223	1.2813
<i>Fringilla montifringilla</i>	-0.6193	0.6828	0.2336	0.8636
<i>Fulica atra</i>	1.6693	1.2667	-0.013	-0.7522
<i>Galerida cristata</i>	-0.2474	-0.7615	1.6816	-0.8612
<i>Galerida theklae</i>	-0.3348	-0.9943	0.9703	-0.0447
<i>Gallinago gallinago</i>	0.6476	-0.6143	-1.2701	0.5806
<i>Gallinula chloropus</i>	1.2145	0.4052	0.0426	-2.292
<i>Garrulus glandarius</i>	0.5838	0.8299	0.8858	0.4663
<i>Grus grus</i>	3.0813	-1.7159	0.5454	1.146
<i>Haematopus ostralegus</i>	1.5916	-1.1869	-1.1259	0.6163
<i>Hippolais icterina</i>	-0.8722	-0.0885	-0.6231	1.1129
<i>Hippolais polyglotta</i>	-0.9429	-0.1152	-0.6286	1.1855
<i>Cecropis daurica</i>	-0.6407	-0.588	0.6642	-1.3769
<i>Ptyonoprogne repestis</i>	-0.6514	-0.7366	0.2183	-0.5386
<i>Hirundo rustica</i>	-0.7181	-0.633	0.4428	-1.4096
<i>Jynx torquilla</i>	-0.3422	1.6557	0.753	0.2156
<i>Lanius collurio</i>	-0.3944	0.2321	-0.0149	0.9599
<i>Lanius minor</i>	-0.1435	0.4681	-0.057	0.6207
<i>Lanius senator</i>	-0.3164	0.4818	0.0118	0.7263
<i>Larus ridibundus</i>	1.2329	-1.6641	-1.6899	0.8815
<i>Limosa limosa</i>	1.3284	-0.7381	-1.6934	0.1775
<i>Locustella fluviatilis</i>	-0.6968	0.335	-0.3654	0.9008
<i>Locustella naevia</i>	-0.8992	-0.1414	-0.1608	-1.0073
<i>Lullula arborea</i>	-0.4518	-0.8435	0.0644	-0.5647
<i>Luscinia luscinia</i>	-0.472	-0.0901	-0.237	1.1676
<i>Luscinia megarhynchos</i>	-0.6238	-0.3741	-0.1499	0.155
<i>Luscinia svecica</i>	-0.7213	0.1647	-0.0548	-0.2098
<i>Melanocorypha calandra</i>	-0.0527	-0.3103	1.0962	-0.7259
<i>Merops apiaster</i>	0.0665	0.6621	-1.1322	-0.1483
<i>Emberiza calandra</i>	-0.1789	0.034	0.774	0.0811
<i>Motacilla alba</i>	-0.6502	-0.0757	0.2478	-0.9711
<i>Motacilla cinerea</i>	-0.7383	-0.2785	0.263	-0.7796

<i>Motacilla flava</i>	-0.7822	0.1954	-0.1055	1.1472
<i>Muscicapa striata</i>	-0.7817	-0.0795	-0.0402	0.033
<i>Nucifraga caryocatactes</i>	0.716	-0.3919	0.8518	1.3108
<i>Numenius arquata</i>	1.8952	-0.7545	-1.7891	-0.1313
<i>Numenius phaeopus</i>	1.4902	-0.7596	-2.0624	-0.1014
<i>Oenanthe hispanica</i>	-0.7238	-0.629	-0.2932	-0.7843
<i>Oenanthe oenanthe</i>	-0.5567	0.0948	-0.0792	-0.1948
<i>Oriolus oriolus</i>	0.1722	-0.6263	-0.2792	1.2227
<i>Periparus ater</i>	-1.0875	1.1746	-0.5635	-1.0928
<i>Cyanistes caeruleus</i>	-1.0111	2.0894	-0.6209	-0.4927
<i>Lophophanes cristatus</i>	-0.9848	0.787	-0.7534	0.4038
<i>Parus major</i>	-0.7578	1.6352	-0.0104	-1.2957
<i>Poecile montanus</i>	-0.9934	1.1558	-0.5373	0.2461
<i>Poecile palustris</i>	-1.0339	1.405	-0.7857	-0.0345
<i>Passer domesticus</i>	-0.4603	-0.8084	0.966	-1.8758
<i>Passer montanus</i>	-0.6301	-0.3781	0.8277	-1.4129
<i>Perdix perdix</i>	1.1065	3.1281	0.5172	-1.779
<i>Petronia petronia</i>	-0.4134	0.0437	0.8553	-0.8869
<i>Phasianus colchicus</i>	1.8205	2.4419	0.8703	-1.3742
<i>Phoenicurus ochruros</i>	-0.7579	-0.3506	-0.3004	-1.0149
<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	-0.8021	0.099	0.0374	-1.1399
<i>Phylloscopus bonelli</i>	-1.1368	0.2917	-0.9594	0.8037
<i>Phylloscopus collybita</i>	-1.1614	-0.2081	-0.7232	-1.1333
<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	-1.0257	0.4958	-0.8923	0.6382
<i>Phylloscopus trochilus</i>	-1.0948	0.5341	-0.7882	0.6775
<i>Pica pica</i>	0.7805	0.9094	0.8122	0.1997
<i>Picus canus</i>	0.4525	1.4967	0.94	0.0795
<i>Picus viridis</i>	0.6474	0.9227	1.1715	0.4715
<i>Pluvialis apricaria</i>	1.1213	-0.8025	-2.5952	-0.1946
<i>Podiceps cristatus</i>	1.1169	-0.8076	-2.4808	-0.1118
<i>Prunella modularis</i>	-0.6461	-0.2482	0.4372	-0.761
<i>Pyrrhocorax pyrrhocorax</i>	1.049	-0.1309	0.9451	1.0353
<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	-0.4879	-0.3154	1.2019	-0.4407

<i>Regulus ignicapilla</i>	-1.3922	0.9111	-1.0569	-2.0726
<i>Regulus regulus</i>	-1.3559	1.2062	-1.2502	-2.4179
<i>Saxicola rubetra</i>	-0.7536	0.3687	-0.4234	0.8385
<i>Saxicola torquatus</i>	-0.835	-0.515	0.0316	-1.605
<i>Carduelis citrinella</i>	-0.9532	-0.2659	-0.0816	0.1874
<i>Serinus serinus</i>	-0.9917	-1.0095	0.3483	-0.099
<i>Sitta europaea</i>	-0.6019	1.0525	-0.1779	0.3121
<i>Streptopelia decaocto</i>	0.6596	-2.6074	2.732	-2.0909
<i>Streptopelia turtur</i>	0.4865	-2.591	2.1744	0.4193
<i>Sturnus unicolor</i>	0.2645	-0.2771	1.0953	0.3653
<i>Sturnus vulgaris</i>	0.1886	-0.2971	0.9709	0.3542
<i>Sylvia atricapilla</i>	-0.6938	0.177	-0.273	1.027
<i>Sylvia borin</i>	-0.6781	-0.0968	-0.24	1.2757
<i>Curruca cantillans</i>	-1.0591	-1.1724	-0.1682	-0.1388
<i>Curruca communis</i>	-0.833	-0.6013	-0.1457	1.7534
<i>Curruca curruca</i>	-0.95	0.1891	-0.235	1.1558
<i>Curruca hortensis</i>	-0.6494	-0.2338	0.1116	1.487
<i>Curruca melanocephala</i>	-0.9343	-0.8788	-0.2322	-0.4649
<i>Curruca nisoria</i>	-0.5425	-0.0238	-0.0264	1.2313
<i>Curruca undata</i>	-0.9972	-0.8495	-0.1589	-0.434
<i>Tadorna tadorna</i>	2.0799	1.279	-1.3523	-1.5848
<i>Tachybaptus ruficollis</i>	0.638	-0.4246	-0.3632	-1.6123
<i>Tetrao tetrix</i>	1.8505	1.6569	0.785	-0.8243
<i>Tetrax tetrax</i>	1.7881	1.4637	0.0032	-0.9876
<i>Tringa erythropus</i>	0.9155	-0.6968	-1.793	0.2485
<i>Tringa glareola</i>	0.3327	-0.7655	-2.4223	0.2378
<i>Tringa nebularia</i>	1.0293	-0.7835	-2.1391	0.11
<i>Tringa ochrops</i>	0.4665	-0.7488	-2.1873	0.2964
<i>Tringa totanus</i>	0.7545	-0.7875	-2.3265	0.1297
<i>Troglodytes troglodytes</i>	-1.0835	0.2085	-0.8488	-1.5847
<i>Turdus iliacus</i>	0.3	-0.8444	-1.2628	-1.3613
<i>Turdus merula</i>	0.2791	-0.8689	1.4462	-1.096
<i>Turdus philomelos</i>	0.1352	-0.8917	1.2688	-1.1037

Turdus pilaris	0.2777	0.3353	1.5205	0.0411
Turdus torquatus	0.3539	-0.4704	1.1045	0.418
Turdus viscivorus	0.3913	-0.6415	1.3696	-0.4597
Upupa epops	0.0042	1.313	0.4353	0.1358
Vanellus vanellus	1.0537	-0.5868	-1.6714	0.0863
