

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Přírodovědecká fakulta

**Biotopové nároky synantropních ptáků (vrabec
domácí, vrabec polní a hrdlička zahradní)**

Diplomová práce

Bc. Markéta Machová

Školitel: RNDr., Roman Fuchs, CSc.

Konzultant: Mgr. Jan Havlíček

České Budějovice 2017

Machová, M., 2017: Biotopové nároky synantropních ptáků (vrabec domácí, vrabec polní a hrdlička zahradní). [Habitat requirements of synanthropic bird species (*Passer domesticus*, *Passer montanus* and *Streptopelia decaocto*). Mgr. Thesis, in Czech.] – 83 p., Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Annotation:

Aim of this study was to assess distribution and abundance of common synanthropic species of birds (House sparrow, Tree sparrow, Eurasian collared dove and Blackbird) in area of the city České Budějovice in the Czech Republic in autumn and winter. Habitat preferences of these species were analysed. Study also determined influence of the certain characteristics of urban vegetation on their occupation by both species of sparrows.

Prohlašuji, že svoji diplomovou práci jsem vypracoval/a samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své diplomové práce, a to v nezkrácené formě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejich internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce.

Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

České Budějovice, 18. 4. 2017

.....

Markéta Machová

Poděkování

Na prvním místě je třeba poděkovat mému školiteli Romanu Fuchsovi a odbornému konzultantovi Janu Havlíčkovi za jejich pomoc při vzniku práce a odborné připomínky k ní. Velký dík patří i Petru Šmilauerovi za pomoc a konzultace ohledně vyhodnocení získaných dat. A samozřejmě i mým spolužákům, kteří mě zvali na oběd, i když tušili, že jsem nejspíš zase v terénu.

Obsah

1. Úvod	1
1.1 Změny početnosti běžných druhů ptáků	1
1.2. Výskyt a změny početnosti cílových druhů v urbánním prostředí	1
1.2.1. Vrabec domácí (<i>Passer domesticus</i>).....	1
1.2.2. Vrabec polní (<i>Passer montanus</i>).....	3
1.2.3. Hrdlička zahradní (<i>Streptopelia decaocto</i>).....	4
1.2.4. Kos černý (<i>Turdus merula</i>)	5
1.3. Charakteristiky urbánního prostředí ovlivňující složení avifauny	6
1.4. Vliv městské zeleně na urbánní avifaunu	11
2. Cíle práce	15
3. Metodika.....	16
3.1. Terénní monitoring	16
3.2. Zjištění charakteristik městské zeleně	17
3.3. Zpracování dat a statistické vyhodnocení.....	19
3.3.1. Vyhodnocení distribuce druhů s ohledem na historicko-stavební členění města..	19
3.3.2. Vyhodnocení distribuce druhů s ohledem na zastoupení jednotlivých biotopů....	20
3.3.3. Statistické vyhodnocení	21
4. Výsledky.....	23
4.1. Početnost a distribuce druhů s ohledem na historicko-stavební členění města	23
4.2. Distribuce druhů s ohledem na zastoupení biotopů.....	25
4.3. Vliv charakteristik vegetace na jejich využívání	29
5. Diskuze	35
5.1. Abundance sledovaných druhů v městském prostředí	35
5.2. Distribuce druhů s ohledem na historicko-stavební členění města a zastoupení jednotlivých biotopů	36
5.3. Vliv charakteristik vegetace na jejich využívání vrabcem polním a domácím	39

6. Závěr.....	42
7. Literatura:	44
8. Přílohy	59

1. Úvod

1.1 Změny početnosti běžných druhů ptáků

Jedním z nejnaléhavějších problémů současné ochrany přírody je stálé snižování biodiverzity a početnosti jednotlivých druhů organismů, které je způsobené především úbytkem vhodných biotopů a jejich neustálou další degradací (Fahrig, 2003). Dobře zdokumentované je například rapidní snižování početnosti některých druhů nebo celých skupin ptáků, včetně alarmujícího poklesu populací běžných druhů (Voříšek et al., 2010; Inger et al., 2014; Frenzel et al., 2016; Virkkala, 2016). Nejvýraznější změny byly zaznamenány především u druhů vázaných na zemědělskou krajinu (Schifferli, 2000; Donald et al., 2006; Laaksonen & Lehtikoinen, 2013).

Tato zjištění vycházejí především z dlouhodobého monitoringu početnosti téměř 170 druhů běžných evropských ptáků, kterým se zabývá „Celoevropský monitoring běžných druhů ptáků“ vedený organizacemi „BirdLife International“ a „European Bird Census Council“. Jeho výsledky mezi lety 1980 a 2014 ukazují více než 50% pokles běžných druhů zemědělské krajiny. Mezi ty nejvíce ubývající patří např. strnad obecný (*Emberiza citrinella*), koroptev polní (*Perdix perdix*), hrdlička divoká (*Streptopelia turtur*) a čejka chocholatá (*Vanellus vanellus*), jejichž populace se propadají v řádech několika desítek procent (BirdLife International, 2015).

1.2. Výskyt a změny početnosti cílových druhů v urbánním prostředí

Kromě ptáků využívajících zemědělsky obdělávané plochy se významné změny početnosti týkají i některých druhů obývajících lidská sídla, a to až u menších celků typické pro středoevropskou krajinu, tak i větší města. Mezi ně patří např. vrabec domácí (*Passer domesticus*), vrabec polní (*Passer montanus*), hrdlička zahradní (*Streptopelia decaocto*) a kos černý (*Turdus merula*).

1.2.1. Vrabec domácí (*Passer domesticus*)

Vrabec domácí je typickým synantropním druhem a mimo lidská sídla se prakticky nevyskytuje (Robinson et al., 2005). V zimním období může být v lidských sídlech výrazně dominantním druhem tvořícím i více jak polovinu ptačího společenstva (Robinson et al., 2005, Ciach, 2012).

Ve městech preferuje především zahrádkářské kolonie a rezidenční čtvrti s přítomností zahrad (Chamberlain et al., 2007; Murgui, 2009). V posledních letech ale tento druh zahrady v městském prostředí využívá méně (Siriwardena et al., 2002). Nejvíce se v nich objevuje v zimním období (Robinson et al., 2002), v Dánsku byl v letech 2006-2011 dokonce nejčastějším zimním hostem v zahradách (Anselin, 2016).

V rezidenčních čtvrtích často hnízdí v krovech střech nebo ve fasádě (MacGregor-Fors et al., 2011b) a vybírá většinou budovy starší (nad 30 let) (Šálek et al., 2015). Vyhýbá se naopak městským parkům, kde případně pouze sbírá potravu v nízkých trávnicích (Jokimaki, 1999). V místech s velice hustou zástavbou je celkově výrazně méně početný (Murgui, 2009). Jeho početnost ve vesnickém prostředí je pak pozitivně ovlivňována jak přítomností velkochovů dobytka (bývalá JZD) (Havlíček, 2010; Šálek et al., 2014), tak i množstvím domácích chovů drobného zvířectva (Šálek et al. 2014).

Od 20. a 30. let je u tohoto druhu popisován pokles početnosti v lidských sídlech (Hole et al., 2002; Robinson et al., 2005; De Laet & Summers-Smith, 2007). I ve venkovském prostředí může být populační pokles v posledních dekádách strmý, např. lokální vymizení druhu v jihozápadní Anglii (Hole et al., 2002). Pokles je ale významný především ve velkých městech (Robinson et al., 2005; De Laet & Summers-Smith, 2007). Mezi metropolemi s nejprudším poklesem početnosti se obvykle uvádí Londýn, kde byl pokles v oblasti Kensington Garden sledován již od 30. let minulého století. V centru města poklesla populace jen v rozmezí let 1994 až 2006 o 60 % (Summers-Smith, 2005). Dále byl znatelný populační pokles zaznamenán například v Edinburghu, Dublinu, Ghentu nebo Hamburгу (De Laet & Summers-Smith, 2007; Shaw et al., 2008). V Lombardii došlo po roce 2000 v historických centrech studovaných měst během několika let místy až k polovičnímu poklesu obsazenosti budov (Brichetti et al., 2008). Podobný trend se objevil i ve Valencii, kde populace vrabce domácího poklesla s nárůstem hustoty zástavby a úbytkem zelených ploch během deseti let o 70 % (Murgui & Macias, 2010). Naopak v některých městech jako Paříž, Brusel nebo Manchester se populace jeví jako poměrně stabilní (Shaw et al., 2008). Celkové shrnutí poklesu jednotlivých městských populací podává Havlíček (2013).

Úbytek druhu byl na území severní Itálie výrazně nižší v okrajových částech měst než v jejich centrech (Brichetti et al., 2008). Podobně i v menších sídlech Velké Británie jsou populace zasaženy zhruba o 10 % méně než ve velkoměstech (Robinson et al., 2005). Na některých

místech překvapivě došlo k nárůstu populace, viz například městská populace v Lisabonu (Shaw et al., 2008).

Na úrovni celé Evropy došlo u tohoto druhu od roku 1980 k 64% poklesu početnosti. Mezi 70. a 90. lety se pokles početnosti druhu zpomalil, po roce 1990 však populace začala opět klesat (Siriwardena et al., 2002; BirdLife International, 2015). Zajímavé je v tomto kontextu srovnání rozdílů mezi starými a novými státy EU, kdy u států nově přijatých není pokles tak strmý (BirdLife International, 2015). To by mohlo ukazovat na vliv společné zemědělské politiky na změny početnosti tohoto druhu, jak šířeji popisuje Havlíček (2010).

V ČR došlo k výraznějšímu poklesu početnosti druhu mezi lety 1982-1988, do roku 2015 se populace v mírných výkyvech udržovala poměrně stabilní. Celkový pokles populace vrabce domácího v ČR byl od roku 1982 do současnosti o zhruba 40 % (ČSO, 2017).

1.2.2. Vrabec polní (*Passer montanus*)

Na rozdíl od vrabce domácího je vrabec polní vázán spíše na zemědělskou krajinu a na venkovská sídla (Skorka et al., 2016). V rámci měst se vyskytuje hlavně v okrajových částech urbanizovaných ploch nebo nachází útočiště v parcích (Cordero, 1993), oproti vrabci domácímu, který se vyskytuje nejčastěji v rezidenčních čtvrtích (Skorka et al., 2016). Jeho početnost během celého roku je ve městech až čtyřikrát nižší než u vrabce domácího (Ciach, 2012; Šálek et al., 2015; Skorka et al., 2016), v zimním období se však do lidských sídel stahují hejna z otevřené krajiny. Jeho početnost v rámci urbanizovaných ploch klesá s nižší rozlohou a počtem zelených ploch (Zhang et al., 2005; Skorka et al., 2016). Oba druhy vrabců ale ve městech preferují habitaty s dostupným příkrmem (Field & Anderson, 2004, Šálek et al. 2014) a ve větších hejnech se mohou v rámci měst vyskytovat i společně (Vepsäläinen et al., 2005).

Stejně jako u vrabce domácího byl u něj zaznamenán výrazný pokles početnosti hlavně v druhé polovině minulého století. V Evropě byl mezi lety 1980–2014 zaznamenán propad celkové populace o 54 % (BirdLife International, 2015). Přičemž nejvýrazněji se tento pokles projevil v 70. a 80. letech minulého století (Węgrzynowicz, 2012a). Například jen ve Velké Británii poklesla od 70. let populace vrabce polního až o 90 % (Hayhow et al., 2015). Od roku 1994 jsou tam ale jeho počty opět na vzestupu hlavně ve vesnickém prostředí, celková početnost je ale stále výrazně nízká oproti stavu před poklesem (Hayhow et al., 2015). Stejně tak v Polsku populace ve městech spíše klesá a roste na venkově (Tomiałoć, 2012).

Na základě výsledků atlasového mapování byl druh v celé ČR mezi lety 1984-2005 až na 40% ústupu, byť s kolísavým mírným vzestupem hlavně v zemědělské krajině v období 90. let. Od roku 2010 do současnosti je populace hodnocena jako stabilní (Reif et al., 2008), ustálila se na zhruba 70 % původní velikosti populace zjištěné v roce 1982 (ČSO, 2017).

1.2.3. Hrdlička zahradní (*Streptopelia decaocto*)

Hrdlička zahradní je původně druhem rozšířeným v oblasti Indie až Malé Asie (Lachmund, 2015), kde obývá aridní biotopy (Burton & Burton, 2002). Dobře popsaná je její invaze napříč celou Evropou během 20. století. V první polovině 20. století se rozšířila na Balkán, do konce století pak invadovala až do severní Evropy (Rocha-Camarero & de Trucios, 2002). V 70. letech se postup invaze zpomalil (Kaspárek, 1996). Podobná situace se opakovala při jejím vysazení na Bahamy v 70. letech a jejím následném osídlení a šíření napříč Spojenými státy (Scheidt & Hurlbert, 2014). Trasy její disperze v USA obvykle kopírují kulturní krajinu (Fujisaki et al., 2010). Podobně je tomu i v případě Evropy, kdy v jižních Čechách byla nejprve zjištěna ve velkých městech a nižších polohách, podhorské lokality osídlila až později (Havlíček, 2015).

Její celková početnost ve venkovských a městských sídlech je obdobná (Rocha-Camarero & de Trucios, 2002). V USA hnízdí výhradně v kulturní krajině (Lepczyk & Warren, 2012). Podobně v Evropě hrdlička zahradní preferuje především prostředí zahrad, sadů a obhospodařované plochy v okolí sídel, volné krajině se vyhýbá (Burton & Burton, 2002). V rámci Evropských měst se vyhýbá centru (Coombs et al., 1981; Hosseini-Moosavi et al., 2013) a průmyslovým zónám, je ale velice početná v rezidenčních čtvrtích (Šálek, 2014). Zásadní je pro ni dostatek dřevin (keře a stromy), překvapivě nebývá ale početná například v rámci městských parků (Šálek, 2014). V zimním období se zřejmě stahuje do okolí zemědělských objektů za potravou (Šálek et al., 2015).

Její evropské urbánní populace zažily v posledních desetiletích pokles, ale v několika posledních letech její celková populace opět narůstá (Šálek, 2014). Celkový trend početnosti celé evropské populace mezi roky 1980 a 2014 je + 90 % (BirdLife International, 2015). Například jen v Portugalsku narostl počet pozorovaných párů od roku 1980 ze 400 na více než 50 000 (de Juana & Garcia, 2015). V některých oblastech je ale pozorováno kolísání počtu jedinců. Například britský projekt „Big Garden Birdwatch“ zaznamenal hrdličku zahradní v roce 2010 jako devátého nejpozorovanějšího ptáka s výskytem v téměř polovině britských

zahrad. V roce 2016 se již do první desítky nedostala a byl zaznamenána snížená frekvence pozorování o 6 % (The Royal Society for the Protection of Birds, 2016).

V ČR populace hrdličky zahradní od roku 1982 kolísavě roste, zaznamenám byl krátkodobý propad v řádu desítek procent v druhé polovině 80. let a po roce 2000. V současnosti je populační trend hodnocen jako mírný vzestup a oproti stavu v roce 1982 narostla populace o téměř 80 % (ČSO, 2017).

1.2.4. Kos černý (*Turdus merula*)

Na rozdíl od předchozích je kos černý původně typickým lesním druhem, který se postupně rozšířil do lidských sídel. V současnosti se vyskytuje více v městech a ve volné kulturní krajině než na venkově (Hatchwell et al., 1996). V roce 1820 se objevují první zaznamenané populace v parcích západního Německa a do konce 70. let postupně synantropizuje ve městech celé Evropy kromě jejího východního okraje (Luniak, 2004; Evans et al., 2009; Møller et al., 2014). Synantropizace přitom pravděpodobně započala u rezidentních jedinců, kteří v okolí měst zimovali, a u migrantů na krátké vzdálenosti (Luniak, 2004; van Vliet et al., 2009; Møller et al., 2014). Značný vliv měla nejspíš dostupnost potravy ve městech i v zimním období (van Vliet et al., 2009), kde kosové profitují z příkrmu obdobně jako vrabci (Møller et al., 2014).

Ve městech stejně jako jiné druhy ptáků preferuje hustší porost keřů a nižších stromů (Karlsson & Källander, 1977). To platí i případě městských parků, kde jeho početnost navíc roste s rozlohou zelené plochy (Fernández-Juricic & Tellería, 1999). Vyhýbá se silně zastavěným centrům měst, jeho hustoty v rámci stanovišť s nižším podílem zástavby se ale liší v závislosti na typu zeleně (Mason, 2003). Podobně jako u vrabce domácího se u něj objevuje preference pro oblasti se starší zástavbou rodinných domů (Mason, 2003), tedy typické rezidenční čtvrti (Clergeau et al., 1998). Díky svému oportunistu nachází v takovém prostředí i dostatek přirozených hnízdních příležitostí a ochotně využívá široké spektrum umělých struktur (budovy, květináče, balkony, klimatizační jednotky, okapy, stožáry) (Wang et al., 2015).

Mezi lety 1970 a 1990 jeho evropská populace poklesla především v zemědělské krajině (Gregory et al., 2004). Od poloviny 80. let ale druh vykazuje mírný nárůst jak v rámci měst, tak i volné krajiny (BirdLife International, 2015). Určitý pokles byl ale v posledních letech zaznamenám ve Velké Británii, potvrzený i snížením frekvence pozorování druhu v blízkosti sídel (Cannon et al., 2005; The Royal Society for the Protection of Birds, 2016). Ten

pravděpodobně souvisí s intenzifikací zemědělství (BirdLife International, 2016), případně nárůstem početnosti krkavcovitých ptáků, který je patrný nejen v Evropě (Groom, 1993; Marzluff et al., 2001).

V ČR je tento druh v současnosti na mírném vzestupu, od roku 1982 do současnosti narostla jeho celková populace u nás na více než dvojnásobek (ČSO, 2017).

1.3. Charakteristiky urbánního prostředí ovlivňující složení avifauny

Vysoká míra urbanizace má výrazný podíl na zmenšování plochy přírodních biotopů i kulturní, respektive zemědělské krajiny a značně ovlivňuje krajinný ráz (Shochat et al., 2010). V průběhu rozšiřování lidských sídel vznikají ale i zcela nové a nezvyklé habitaty, které poskytují volný prostor pro další šíření fauny.

Obecně odpovídá druhová skladba avifauny měst zpravidla druhové skladbě v jejich okolí, včetně trendů ve změnách početnosti jednotlivých druhů (Murgui, 2014). Díky výskytu některých specifických biotopů je však městská avifauna doplněna o další druhy, často striktně či silně vázané na lidská sídla (např. vrabec domácí, rorýs obecný). Ve srovnání s okolními biotopy jsou pak podle některých studií avifauny měst spíše chudší (Aronson, 2014; Gagné et al., 2016) a značně homogenní. Populační hustoty zde přítomných druhů mohou být naproti okolní krajině ale velmi vysoké (Lancaster & Reese, 1979; Anderies et al., 2007; Fuller et al., 2009; Seress & Liker, 2015). Městské prostředí pak také zpravidla hostí více exotických druhů ptáků než okolní krajina, v zahraničí jde například o invazní druhy běžné v Evropě jako vrabec domácí nebo hrdlička zahradní (McKinney, 2008).

Na rozdíl od druhů typických pro zemědělskou krajinu a lesní biotopy, které v Evropě obecně ubývají, byl u některých typicky synantropních druhů ptáků zjištěn v posledních desetiletích spíše pozitivní trend změn početnosti (BirdLife International, 2015). Podobně i populace některých druhů v okolní krajině výrazně ustupujících ve městech zaznamenávají méně výrazný populační pokles. Tento trend byl zjištěn například u špačka obecného ve Velké Británii (Fuller et al., 2009) nebo u holuba hřivnáče v ČR, kde klesá jeho početnost v zemědělské krajině, a naopak narůstá strmě v prostředí měst (Reif et al., 2008). V urbanizovaném prostředí se také nově objevují a šíří dříve méně obvyklé druhy, například dravci a sokolovití, především druhy jako krahujec, poštolka a sokol (Bird et al., 1996), tak i pěvci, zvláště krkavcovití (kavka obecná, sojka obecná, straka obecná) (Kark et al., 2007; Zimaroyeva et al., 2016).

Urbanizované prostředí má z pohledu přežívání ptačích populací i jedinců ptáků četná specifika, ať už pozitivně, či negativně působící, která silně selektují druhy a jedince schopné v těchto habitatech přežít. Často u nich následkem toho můžeme pozorovat změny v jejich biologii (jak fyziologické, tak behaviorální) oproti jedincům stejného druhu v okolní krajině (Shochet et al., 2010; Tryjanowski et al., 2016). Ty se mimo jiné nápadně projevují v nepříznivých obdobích roku. Patří mezi ně například stálost městských populací ve srovnání s lesními tažnými populacemi kosa černého (Møller et al., 2014). U většiny druhů však není strategie přežívání v těchto období v městském prostředí zjištěná.

Mezi negativními charakteristikami urbánního prostředí bývají uváděny přítomnost velkého počtu predátorů, jakými jsou například domácí kočky nebo krkavcovití ptáci (Groom, 1993; Shochat et al., 2010; van Heezik et al., 2010). Kočky mají tendenci predovat juvenilní jedince menších pěvců, výrazně například vrabce domácího, červenky obecné nebo pěvušky modré (Baker et al., 2005; Bokotey & Gorban, 2005). Woods et al. (2003) ve Velké Británii dokonce zjistili vrabce domácího jako nejčastější kočkami predovaný druh. Úbytek početnosti výše zmíněných druhů způsobený predací je vzhledem k jejich roční produktivitě velmi vysoký (Baker, et al., 2005, Shochat et al, 2010). Na základě populačních modelů bylo zjištěno, že některé městské populace ptáků pod tímto tlakem nemohou trvale existovat bez imigrace ptáků z populací v okolní krajině (van Heezik et al., 2010). Například straky v městských parcích mohou vytvořit natolik výrazný predací tlak na hnízda kosů, že zcela destabilizují jejich populaci (Groom, 1993). Někteří autoři ale naopak poukazují na sníženou míru predace v urbanizovaném prostředí oproti volné krajině (Gering & Blair, 1999).

Velmi významným faktorem ovlivňujícím obecně přežívání populací ptáků je dostupnost potravy (Newton, 1998). V městském prostředí byl zaznamenán nedostatek hmyzu, který je důležitou složkou potravy nejen u primárně insektivorních druhů, ale i u mláďat většiny granivorních druhů (Chamberlain et al., 2009). Důvodem jsou nevhodné podmínky pro existenci řady skupin entomofauny v urbanizovaném prostředí, především kvůli vysoké míře znečištění, přílišné údržbě zelených ploch a celkovému nedostatku vhodné nativní vegetace (Summers-Smith, 2005; Shochat et al., 2010). Summers-Smith (2003) tak dává pokles početnosti vrabce domácího do souvislosti právě s nedostatkem živočišné potravy způsobené hlavně znečištěním. Teorii staví na rozdílech početnosti druhu před a po rozšíření automobilové dopravy a změnách složení paliva (Summers-Smith, 2003). To podle něj koresponduje i s tím, že zatímco v zemích s převahou aut s benzínovým motorem jako

Holandsko nebo Velká Británie je pokles vrabců výraznější, města jako Paříž, kde je větší podíl automobilů s diesellovým motorem, mají populace stále stabilní (Summers-Smith, 2007). Současná situace tomuto zjištění ale nemusí odpovídat, neboť se začíná poukazovat na výrazný negativní dopad zplodin diesellových motorů na zdraví (Lewtas, 2007; Ristovski et al., 2012).

U vrabce domácího se tento problém nedostatku živočišných bílkovin projevuje konkrétně v potravě mládřat, v níž běžně převažuje živočišná složka, která tvoří až 80 % (Bouchner, 1954). Uvnitř měst byl na rozdíl od jejich periferie a venkova nalezen nižší podíl hmyzu, zvláště řádů Diptera a Lepidoptera (Encke, 1965; Vincent, 2005). Mládřata tam tak bývají častěji krmena rostlinnou, respektive „lidskou“ potravou (Simeonov, 1964). Například Vincent (2005) zjistila, že mládřata v hnízdech blíže centru města Leicester (Velká Británie) živená větším podílem těchto složek přeživala o 50-70 % méně než mládřata v okolních vesnicích, v jejichž potravě byla živočišná složka zastoupena častěji. To může vysvětlovat opakovaná zjištění, že mládřata vrabce domácího vylíhnutá v městském prostředí jsou obvykle nižší váhy a vzrůstu (Liker et al., 2012; Seress et al., 2012). To má následně negativní dopad na jejich vývoj a další prospívání v dospělosti (Liker et al., 2008; Peach et al., 2008).

Dalším problémem je vliv zástavby a její charakter. Ta poskytuje sice četné množství úkrytů a míst vhodných k hnízdění, z nich ale benefitují jen některé druhy (Seress & Liker, 2015). Mezi úspěšné kolonizátory lidských staveb patří hlavně vrabci, kosi, jiřičky, vlaštovky a rorýsi, ale také někteří dravci jako poštolky. V posledních letech ale v Evropě dochází k rozsáhlým rekonstrukcím budov z důvodů zlepšení jejich izolačních vlastností a následného snížení produkce skleníkových plynů. Tyto změny mohou mít pro mnoho druhů nepříznivé důsledky. Robinson (2005) dává úbytek vrabců domácích v Británii do souvislosti s četnými opravami střech starších budov, což neumožňuje další hnízdění ptáků v budovách. Stejně zjištění přinášejí i Bokotey a Gorban (2005) z ukrajinského Lvova a Węgrzynowicz (2012b) z polské Varšavy. Podobně problematické se ukázaly také rekonstrukce panelových domů v ČR s cílem jejich zateplení, které vedly k ničení vhodných hnízdišť rorýse obecného (Pithart, 2014).

Často je zdůrazňováno i znečištění městského prostředí, které má na ptáky jak nepřímý (např. méně živočišné potravu), tak i přímý vliv. U četných druhů synantropních ptáků byly již prokázány zvýšené hodnoty těžkých kovů v krvi, tkáních i vaječných skořápkách, konkrétně například u vrabce domácího (Swaileh & Sansur, 2006; Roux & Marra, 2007; Kekkonen et

al., 2012), kosa černého (Scheifler et al., 2006), jestřába lesního, puštíka obecného, straky obecné a holuba domácího (Dmowski, 1999). Spekulace o negativním vlivu tohoto faktoru na přežívání městských populací ptáků se ale zatím u většiny studovaných druhů nepotvrdily (Roux & Marra, 2007; Kekkonen et al., 2012).

Ptáci ve městech jsou také vystaveni extrémním hodnotám hluku, který kryje a narušuje jejich přirozenou hlasovou komunikaci (Brumm, 2006; Seress & Liker, 2015). To má negativní vliv především na distribuci a rozmnožování těch druhů, které komunikují na nižších frekvencích (Slabbekoorn, 2013). Výzkumy na sýkoře koňadře a kosovi černém už prokázaly, že ptáci ve městech modulují oproti ptákům v krajině svůj hlasový projev, především zvýšením minimální frekvence zpěvu (Slabbekoorn & Peet, 2003; Slabbekoorn, 2013). Vliv okolního hluku mění i délku zpěvu (Bermúdez-Cuamatzin et al., 2010) a denní dobu, kdy pták běžně vokalizuje (Gil et al., 2014). U červenky obecné se vokalizace na rušných místech přesouvá běžně do nočních hodin (Miller, 2006; Fuller et al., 2007). Stejně tak u sýkory koňadry, sýkory modřinky a kosa černého, kteří v místech se světelným znečištěním zpívají výrazněji dříve (Da Silva et al., 2015). U vrabců domácích pak bylo při zvýšených hladinách ruchu zjištěno horší prospívání ptáčat, pravděpodobně způsobené překrytím komunikace mezi rodičem a potomky (Schroeder et al., 2012).

Dalšími problémy jsou v urbanizovaném prostředí například čtenější výskyt mnohých chorob oproti venkovskému prostředí, což může být způsobeno společnými účinky vyšší míry stresu zvířat a znečištění v městském prostředí nebo také zvýšeným přenosem onemocnění na neošetřovaných krmítkách (Bichet et al., 2013; Giraudeau et al., 2014). Urbanizace tak bývá uváděna jako jeden z prediktorů vyšší úmrtnosti nebo alespoň přítomnosti protilátek například západonilské horečky u menších pěvců a krkavcovitých (Bradley et al., 2008; Koenig et al., 2010), avipoxvirů u hýlů (Giraudeau et al., 2014) nebo v některých případech ptačí malárie, například u vrabce domácího (Bichet et al., 2013).

Negativními faktory urbanizovaného prostředí jsou také časté smrtelné srážky s umělými objekty (hlavně velké skleněné plochy nebo protihlukové stěny) (Bobovská, 2015) a rušení ze strany obyvatel a domácích zvířat (Chace et al., 2006; Seress & Liker, 2015).

Naopak mezi pozitivní faktory může být zařazeno obecně stabilnější klima s průměrnou vyšší teplotou oproti okolní krajině (Ockendon et al., 2009). Umělé povrchy mají sklon k pohlcení slunečních energie a jejímu následnému vydávání zpět do okolí, což zvyšuje teplotu vzduchu.

Mluvíme o tzv. „heat islands“, které jsou významným problémem všech velkých urbanizovaných ploch, avifauně ale mohou prospívat (Rizwan et al., 2008). O několik stupňů vyšší teplota než v okolní krajině znamená hlavně pro malé druhy ptáků úsporu energie a snížení mortality v nepříznivých podmínkách zimního období (Ockendon et al., 2009; Seress & Liker, 2015). Spolu s trvalou potravní nabídkou v zimním období mohou tyto faktory podporovat stálost některých městských populací ptáků (Seress & Liker, 2015).

Výhodou měst může být překvapivě i světelné znečištění. To umožňuje ptákům prodloužit dobu ale i zvětšit efektivitu sběru potravy (Dwyer et al., 2013; Seress & Liker, 2015; de Jong et al., 2016). Takové chování bylo zjištěno například u kosa černého, sýkory koňadry, červenky obecné a strízlíka obecného (Byrkjedal et al., 2012; de Jong et al., 2016). Světelné znečištění má ale i komplexní vliv na fyziologii. U kosa černého bylo například zjištěno urychlení vývoje gonád u městských ptáků až o jeden měsíc oproti lesním jedincům a také nepravidelnost v pelichání (Dominoni et al., 2013).

Oproti krajině vyniká urbánní prostředí stabilně vyšší potravní nabídkou, nemusí se ale jednat o příliš širokou škálu potravních zdrojů (Shochat et al., 2010). Ve výhodě jsou tak druhy generalistické a zrnožravé (případně plodožravé), které velmi profitují ze sběru odpadků, zbylého ovoce v zahradách, příkrmu na krmítkách a okrasných keřích (Chace et al., 2006; Chamberlain et al., 2009). Především mnohé druhy krkavcovitých ptáků se takovéto zdroje naučily efektivně využívat (Marzluff et al., 2001). Potravní podmínky měst tak i dobře korespondují s mírným nárůstem početnosti generalistických druhů v Evropě (Gregory et al., 2004). Z toho vyplývá, že druhovou skladbu urbanizovaných ploch může typ v nich dostupné potravy zcela zásadně ovlivnit.

Problémem je ale značně sezónní ráz takovýchto zdrojů potravy. Pozitiva zimního příkrmu tak pro ptáky často stírá jeho ústup s nástupem jara (Chamberlain et al., 2009). Alternativním zdrojem potravy se mohou stát různé odpadky nebo rostliny, ale i ptáci synantropní podle výzkumů preferují spíše potravu přirozenou než lidský odpad (Shochat et al., 2010). Potrava z lidských zdrojů je navíc obvykle rostlinného původu, což opět dlouhodobě nevyhovuje hlavně mláďatům (Vincent, 2005).

U některých městských populací ptáků byla také v porovnání s venkovskými populacemi zjištěna výrazně menší míra parazitace (Fokidis et al., 2008). U kosa černého jde jak o výrazně nižší podíl helmintů, tak krevních parazitů (Geue & Partecke, 2008; Sitko & Zalesný, 2014) a

zároveň snížené riziko napadení klíšťaty (Evans et al., 2009). U vrabce domácího pak bylo zjištěno využívání cigaretových nedopalků jako hnízdního materiálu, který působí pozitivně proti parazitům (Suárez-Rodríguez et al., 2012). Otázkou však zůstává, zda snížení počtu parazitů není jen reakcí na toxicitu prostředí, která může nepříznivě působit i na samotné ptáky.

1.4. Vliv městské zeleně na urbánní avifaunu

Zeleň ve městech poskytuje ptákům jak přirozený úkryt, hnízdní příležitosti, tak i potravu ve formě plodů, nebo na vegetaci žijícího hmyzu (Fernandez-Juricic & Jokimäki, 2001). Její přítomnost je tedy zásadním faktorem podmiňující výskyt avifauny (Chace et al., 2006; Threlfall et al., 2006; Cameron et al., 2012; Rupprecht et al., 2015), přičemž s množstvím ploch pokrytých zelení diverzita i abundance ptactva narůstá (Sandström et al., 2006; MacGregor-Fors et al., 2011b; Strohbach et al., 2013).

Klíčové je pak zasazení libovolné zelené plochy v kontextu města. Největší počet druhů vykazují okrajové části města nebo bohatší rezidenční čtvrti, naopak diverzita směrem do centra města výrazně klesá (Clergeau et al., 2006; Sandström et al., 2006; Garaffa et al., 2008; MacGregor-Fors et al., 2011a; Strohbach et al., 2013). Více jsou z tohoto pohledu ovlivněny lesní a dutinové druhy ptáků (Sandström et al., 2006), zatímco početnost několika málo druhů preferujících hustší zástavbu naopak směrem do centra narůstá (Sandström et al., 2006; MacGregor-Fors et al., 2011b). Vyšší diverzita ptáků v zeleni v okrajových částech měst může být ale dána jejich lepší přístupností pro ptáky dispergující z okolní krajiny (MacGregor-Fors et al., 2011a).

Rezidenční čtvrti jsou pak z hlediska druhové bohatosti zvláště zajímavé. Studie srovnávající druhovou bohatost napříč lokalitami rozmístěnými ve městech v rozdílných zeměpisných polohách uvádějí zvýšenou druhovou diverzitu v rezidenčních čtvrtích ve srovnání se zbytkem měst (Melles, 2005; Sandström et al., 2006; Fuller et al., 2008). Jednou z interpretací těchto výsledků je pozitivní vliv socioekonomického statutu na diverzitu, tedy že v bohatších čtvrtích je více druhů ptáků než v těch chudých (Melles, 2005). Zcela v rozporu s tímto tvrzením je pak studie na vrabci domácím, který je naopak abudantnější v částech města, kde je socioekonomický status nižší (Shaw et al., 2008).

Pravděpodobnější je ale vliv kvality habitatů v různých částech města na avifaunu. Zatímco relativně chudší části měst jsou například v českém měřítku obvykle panelová sídliště (vysoké

domy, menší podíl zeleně), jako bohaté vnímáme vilové čtvrti s rozlehlými zahradami (nižší domy, větší podíl zeleně), které se obvykle rozkládají na okraji města (Šálek et al., 2015b). Ty také sousedí s příhodnějšími biotopy jako vodními toky, parky, lesy a další a zároveň jsou přívětivější z hlediska rušení. Takové plochy jsou v rámci měst pro avifaunu logicky atraktivnější než bloková zástavba. Na druhou stranu jsou v těchto oblastech často pěstovány exotické okrasné dřeviny, a jsou využívány intenzivní metody péče o zeleň, které avifaunu ovlivňují negativně (Green, 1984; Šálek et al., 2015b).

Na využití jednotlivých stanovišť, respektive typu vegetace v rámci „zelených ploch“ pak mají vliv různé dílčí charakteristiky daného habitatu (Blair, 1996; Marzluff, 2001; Ortega-Alvarez et al., 2009; Khera et al., 2009).

Zcela zásadním faktorem je velikost porostu, kdy s plochou narůstá i počet zjištěných druhů (MacGregor-Fors et al., 2016). Tento faktor může vysvětlovat i více než 40 % z celkové diverzity dané lokality (Tilghman, 1987; Jokimäki, 1999; Fernandez-Juricic & Jokimäki, 2001). Zvýšená míra fragmentace biotopů tak biodiverzitu negativně ovlivňuje stejným způsobem ve městě jako v krajině (Andren, 1994; Manhães & Loures-Ribeiro, 2005).

Heterogenita porostu se ukazuje stejně pozitivní jako vyšší heterogenita prostředí (Lancaster & Reese, 1979; Marzluff, 2001; Evans et al., 2009; Strohbach et al., 2013). Výzkumy často uvádí pozitivní vliv stromového patra na diverzitu z hlediska počtu stromů, stáří a velikosti koruny (Fernandez-Juricic & Jokimäki, 2001; Sandström et al., 2006; Fontana et al., 2011). Důvodem může být podle některých autorů hnízdění městských ptáků ve vyšších partiích vegetace než v krajině mimo město, pravděpodobně z důvodu obrany před rušením a predací (Jokimäki, 1999). Některé druhy jako například kos obecný a drozd zpěvný ale i ve městech hnízdí nízko nad zemí (Mikula et al., 2014). Zdůrazněna je také pozitivní role podrostu, hlavně při jeho vyšší hustotě (Khera et al., 2009; Threlfall et al., 2016). Vliv struktury porostu není univerzální pro všechny druhy a v některých studiích nemusí ani vyjít průkazný (Jokimäki, 1999; van Heezik et al., 2008). Naopak rozšiřování volných travnatých ploch ve městech má spíše negativní dopad na ptačí společenstvo (Chong et al., 2014).

Různým druhům ptáků také vyhovuje rozdílný typ managementu zeleně, v městském prostředí tedy míra péče o ni, což úzce souvisí s rozdílnou ekologií druhů (především způsob sběru potravy, nároky na hnízdění) (Rega et al., 2015). Obecně ale přílišná kultivace zeleně vede k homogenizaci druhové skladby (Chong et al., 2014).

Problematické se ukazuje rozšiřování exotických druhů rostlin. Jen v Británii tvoří 70 % rostlin v zahradách druhy nepůvodní (Goddard et al., 2010). Je přitom zjištěno, že takový typ vegetace oproti výsadbě původních druhů vykazuje sníženou diverzitu ptáků ale i hmyzu jako jejich potravy (White et al., 2005; Goddard et al., 2010). Výsadba exotických druhů vegetace pak ale může zvýšit abundanci invazních druhů ptáků (Daniels & Kirkpatrick, 2006; Chace et al., 2006; Khera et al., 2009). To může souviset i s faktem, že původní druhy se více vyskytují v méně narušených habitatech města než exotické, které spíše kolonizují centrum (Blair, 1996).

Obecně jsou mezi druhy rostlin ptáky preferované jehličnany nebo dřeviny s jedlými dužnatými plody (Melles et al., 2005). Maximálně výhodná se pro zvýšení diverzity avifauny ukazuje kombinace jehličnanů a listnatých stromů (Fontana et al., 2011).

Vzhledem k vlivu zeleně se pak nabízí otázka jejího vhodného plánování v rámci měst tak, aby pomáhala udržovat početnost a diverzitu avifauny, nebo ji přímo zvyšovat. Pouhé zvětšení zelených ploch ve městech není univerzálním řešením, ačkoli je také důležité (Strohbach et al., 2009). Podstatné je netvořit v prostoru malé a izolované ostrůvky zeleně (MacGregor-Fors et al., 2011a), ve městech bohužel obvykle není reálně možné zvětšovat stávající plochy porostu. Vhodná může být tak například výsadba alejí v ulicích a tvorba koridorů mezi jednotlivými zelenými plochami (Fernández-Juricic, 2002), které mohou sloužit jako spojení jednotlivých větších celků vegetace i jako vhodný habitat v hnízdní sezóně, což pozitivně ovlivňuje početnost ptáků ve sledovaném prostoru (Fernandez-Juricic & Jokimäki, 2001; Strohbach et al., 2013). Stejně tak i výsadba podrostové zeleně v parcích a tím i zvýšení podílu křovin může diverzitu ptactva efektivně ovlivnit (Imai & Nakashizuka, 2010).

Dalším problémem je vysoká míra rušení v rámci zelených ploch ať už od chodců, nebo domácích zvířat (Fernandez-Juricic & Jokimäki, 2001; Fernández-Juricic, 2002; Chace et al., 2006). Jednou z možností by tak bylo vytváření ploch s omezeným nebo zcela znemožněným přístupem lidí a alespoň části domestikovaných zvířat, která by měla pro ptáky funkci klidných útulků (MacGregor-Fors et al., 2011b). Je ale otázka, nakolik by toto bylo pro obyvatele města přípustné.

Obyvatelé měst ale podle provedených studií vnímají větší množství přírodní vegetace ve svém okolí pozitivně, a dokonce by byli ochotni investovat vlastní finanční prostředky do její přítomnosti (Caula et al., 2009). To dává prostor možnému plánování rozšíření zelených ploch.

Nicméně pokud chceme, aby byla jejich tvorba opravdu efektivní z hlediska dopadu na ptáčí biodiverzitu, je nutný dlouhodobý monitoring avifauny a detailní zhodnocení struktury města (Chace et al., 2006). Teprve na základě těchto informací se dají připravit opravdu vhodná opatření.

2. Cíle práce

Tato práce se zaměřuje na:

- 1) Zhodnocení distribuce a abundance vybraných synantropních druhů ptáků (vrabec domácí a polní, hrdlička zahradní a kos černý) v urbánním prostředí během klimaticky nepříznivých období roku (podzim a zima) a zjištění jejich biotopových preferencí v rámci městského prostředí s ohledem na: a) historicko-stavební členění města a b) zastoupení jednotlivých biotopů.
- 2) Zhodnocení detailní charakteristiky prvků městské zeleně a zjištění jejich vlivu na míru jejich využívání sledovanými druhy ptáků, konkrétně vrabce domácího a polního.
- 3) Porovnání výsledků s již existujícími studií, která se zabývala rozšířením cílových druhů ve městě České Budějovice během hnízdního období.

3. Metodika

3.1. Terénní monitoring

Monitoring vybraných druhů probíhal na území města České Budějovice a jeho nejbližšího okolí v letech 2015 a 2016 v období podzimu (říjen–listopad) a zimy (prosinec–první dekáda března) (tab. I). Mapování probíhalo pouze za příhodného počasí (bez srážek a silného větru), které by negativně ovlivňovalo aktivitu monitorovaných druhů. Všechny druhy kromě kosa černého byly sčítány po všechna čtyři monitorovací období (tab. I).

Tabulka I: Časové rozpětí a seznam sledovaných druhů pro všechna jednotlivá monitorovací období.

Rok	Období	Časové rozpětí	Mapované druhy
2015	zima	21.1.-20.2.	<i>Passer domesticus</i> , <i>Passer montanus</i> , <i>Streptopelia decaocto</i>
2015	podzim	3.10.-27.11.	<i>Passer domesticus</i> , <i>Passer montanus</i> , <i>Streptopelia decaocto</i>
2016	zima	16.1.-6.3.	<i>Passer domesticus</i> , <i>Passer montanus</i> , <i>Streptopelia decaocto</i> , <i>Turdus merula</i>
2016	podzim	19.10.-24.11.	<i>Passer domesticus</i> , <i>Passer montanus</i> , <i>Streptopelia decaocto</i>

Pro účely mapování bylo území města České Budějovice a jeho bezprostředního okolí rozděleno na čtverce o rozloze 10,76 ha (horizontálně na 26 sloupců a vertikálně na 26 řádků). Během každého sčítacího období byly vybrané čtverce 1x až 2x navštíveny a důkladně promapovány, to jest byly navštíveny všechny dostupné části, byly projity všechny komunikace, pěšiny, chodníky a podobně (dle Šálek et al., 2015b). Počet zmapovaných čtverců se z časových a klimatických důvodů v jednotlivých sezónách lišil: zima 2015 – 137 čt., podzim 2015 – 244 čt., zima 2016 – 275 čt., podzim 2016 – 244 čt. (příloha 1–4).

Poloha všech zjištěných jedinců cílových druhů a zdrojů potravy (krmítka, zásypy, chovy dobytka a drůbeže) byla v průběhu terénního monitoringu zaznamenána do podrobného aktuálního leteckého snímku mapovaného území v programu Google-Earth (Google, 2016). Zaznamenán byl vždy i počet všech pozorovaných jedinců, v případě jejich špatné viditelnosti (např. v hustém keři) byl proveden odhad počtu. Přelety ptáků směrem do dosud nezmapované

části čtverce zaznamenávány nebyly, aby nedošlo k duplikaci dat. Zaznamenány byly také další podrobnosti k jednotlivým nálezům (typ biotopu, přítomnost zdrojů potravy, rušení apod.).

3.2. Zjištění charakteristik městské zeleně

Na základě terénního monitoringu byly převážně v oblasti sídliště Máj, centra města a vesnic na západním okraji Českých Budějovic vybrány jednotlivé prvky městské vegetace (křoviny), které byly v rámci proběhlého monitoringu zjištěny jako stanoviště vrabce domácího a vrabce polního (n = 65) a dále náhodně zvolená stanoviště ve stejné oblasti, kde nebyla přítomnost těchto druhů zaznamenána (n = 118). Každé z těchto stanovišť bylo během monitorování celkem kontrolováno minimálně 4x, a to pokaždé po dobu min. 10 minut. U všech z těchto stanovišť byly zjištěny detailní charakteristiky (tab. II).

Tabulka II: Sledované charakteristiky vybraných stanovišť a metodika jejich získávání. V případě, že vegetace na stanovišti byla později odstraněna, nebo došlo k zásadní změně její velikosti, pracovalo se s údaji získanými v období mapování. Parametry, které tímto mohou být ovlivněny jsou v tabulce vyznačeny hvězdičkou (*).

č.	Parametr	Popis a jednotky
1	ID	přidělený kód stanoviště (značka lokality a pořadové číslo)
2	GPS	souřadnice stanoviště
3	počet jedinců	zaznamenaný počet jedinců <i>Passer montanus</i> a <i>Passer domesticus</i> při jednotlivých návštěvách (počet ex. pro každý druh)
4	obsazenost	Počet návštěv stanoviště, kdy byli ptáci přítomni (% pro každý druh)
5	půdorys*	plošné (zhruba čtvercového či kruhového půdorysu) liniové (minimálně 2x delší než šířka)
6	zapojení	zapojený (další keře do cca 2 m) volný 1 (nejbližší keře 2-10 m) volný 2 (nejbližší keře 10-25 m) volný 3 (nejbližší keře 25-50 m) solitérní (nejbližší keře > 50 m)
7	struktura	rozlišovány následující kategorie (viz příloha 7): členité (zapojený porost, jednotlivé polykormony vizuálně odlišitelné)

		hodně členité (zapojený porost, polykormony ve větší vzdálenosti od sebe, vizuálně dobře rozlišitelné) hladké (souvislý porost)
8	druh vegetace	uvedeno alespoň rodové jméno rostliny, dále rozděleno na kategorie vícedruhový a jednodruhový porost
9	pokryv	rozlišovány následující kategorie: opadavý listnatý stálezelený listnatý jehličnatý
10	trnitost	rozlišovány následující kategorie (viz příloha 8): netrnité (minimálně) trnité trnité
11	velikost*	Násobek délky, šířky a výšky (m ³)
12	výška*	(cm)
13	okolní vegetace	počet keřů v okruhu 50 m a jejich rozměry v dm
14	nejbližší zdroj potravy	nejbližší „aktivní“ krmítka, chovy hospodářských zvířat a kontejnerová stání v okruhu 100 m
15	nejbližší obsazené stanoviště	vzdálenost v metrech, vzaty v úvahu stanoviště za všechna sledovaná období
16	zdroj rušení	nejbližší zdroj rušení stanoviště a jeho typ, přepočteno na číselnou hodnotu podle následujícího klíče: bez rušení = 1 málo frekventovaná silnice = 2 více frekventovaná silnice = 3 málo frekventovaný chodník = 4 hodně frekventovaný chodník = 5
17	hustota vegetace	hodnota světelnosti daného prvku vegetace na základě porovnání světelnosti uvnitř a vně vegetace

Vzdálenosti zdrojů a nejbližší obsazené vegetace byly vyhodnocovány za pomoci leteckých map území v programu Google-Earth (Google, 2016), aby docházelo k co nejmenšímu zkreslení (např. při subjektivním odhadu). V případě zjišťování množství potravních zdrojů byly brány vždy v úvahu pouze aktivní potravní zdroje, nebyla tedy například zaznamenávána krmítka, která nebyla zasypávána. Vzhledem k potravní ekologii vrbů byly zaznamenány také chovy domácích zvířat (drůbež, králíci, dobytek) a všechna otevřená kontejnerová stání (krytá stání s alespoň třemi kontejnery/popelnicemi na směsný odpad, s ohrazením zděným

nebo klecovým tak, aby se zvířata byla schopná dostat bez větších obtíží dovnitř, tříděný odpad nebyl zahrnut), kde vrabci potravu ve městech často vyhledávají (Havlíček, 2010; Havlíček, 2013).

Průhlednost vegetace byla zjišťována za pomoci lux metru LX1010BS. Změřena byla vždy hodnota uvnitř vegetace (hloubka 100 cm) ve zhruba střední výšce podle velikosti keře. Poté světelnost zhruba ve vzdálenosti 1,5 metru od vegetace. Měření bylo u každého prvku vegetace opakováno ze třech různých pozic po jeho obvodu. Výsledná hodnota byla průměrem rozdílů jednotlivých měření vně a uvnitř.

Škála číselného hodnocení pro množství rušení vychází ze zkušeností na základě pozorování. V případě více druhů a počtu rušivých prvků v blízkém okolí vegetace se hodnoty jednotlivých rušivých prvků sčítaly. Pracovalo se s výslednou nejvyšší hodnotou rušení.

3.3. Zpracování dat a statistické vyhodnocení

3.3.1. Vyhodnocení distribuce druhů s ohledem na historicko-stavební členění města

Mapované území bylo v programu QGIS (QGIS Development Team, 2009) rozděleno na jednotlivé části podle převládajícího typu využití, stáří zástavby a množství zeleně biotopů (příloha 5). Kategorizace biotopů města byla převzata a upravena podle Šálek et al. (2015b). Vytýčeny byly tyto kategorie biotopů:

- 1) Centrum města (City center) – historické centrum s nejstarší zástavbou, vysokým podílem zastavěné plochy a nízkým podílem vegetace (pouze menší soukromé zahrady a parky)
- 2) Blokovaná zástavba (Block buildings) – blokové novorenesanční domy v okolí historického centra, vysoký podíl zástavby s větším množstvím vegetace, ale pouze v rámci vnitřních dvorů
- 3) Zahrádkářské kolonie (Allotments) – zahrady s výsadbou ovocných stromů, v zimním období s nízkým podílem rušení
- 4) Parky a hřbitovy (Parks and graveyards) – městské parky a další větší zelené plochy, v zimním období se sníženým rušením, běžně nízké trávníky s výrazným podílem starších vzrostlých stromů

- 5) Průmyslové zóny (Industrial zones) – průmyslové areály, včetně rozsáhlých parkovišť a nákupních zón, podíl zástavby opět velmi vysoký, podíl vegetace obvykle minimální, případně rumištního charakteru
- 6) Panelová sídliště (Block of flats) – vysoká zástavba obklopená hlavně trávničky, místy menšími plochami keřů, spíše středně vzrostlými stromy
- 7) Rodinné domy starší 20 let (Family houses older than 20 years) – starší zástavba domů a vil s menšími zahradami (v rámci vesnic s většími pozemky), obklopená obvykle kombinací vzrostlého okrasného křoví (často jehličnanů) a ovocných dřevin
- 8) Rodinné domy mladší 20 let (Family houses younger than 20 years) – satelitní městečka a nová zástavba obvykle na kraji města, vegetace je málo vzrostlá, převládají okrasné exotické keře
- 9) Zemědělská krajina (Agricultural land) – louky a pole v okolí města, vegetaci tvoří vzrostlé traviny a byliny, křovinaté remízky
- 10) Vodní plochy (Water, fishponds) – velké rybníky v okolí města, řeky a menší vodní toky nebyly zahrnuty

Zároveň byla v každém čtverci v rámci každého biotopu stanovena plocha, která nemohla být při monitoringu zkontrolována. Jedná se především o uzavřené objekty, dvory v blokové zástavbě a podobně.

Početnost jednotlivých sledovaných druhů pro dané biotopy byla vypočtena na základě jejich rozlohy a počtu jedinců cílových druhů, kteří byli v daném území pozorováni, a to pro jednotlivé sezóny a také jako průměr pro zimní a podzimní období. V případě opakovaných kontrol a zjištění jedinců cílových druhů na stejné lokalitě (+/- 100 m) byla pro dané území využita data z kontroly se zjištěným vyšším počtem jedinců.

3.3.2. Vyhodnocení distribuce druhů s ohledem na zastoupení jednotlivých biotopů

V každém čtverci o rozloze 10,76 ha byla pomocí programu QGIS stanovena rozloha jednotlivých biotopů z vrstvy ZABAGED (Základní báze geografických dat České republiky) rozdělených do těchto kategorií:

- Budovy (zástavba)
- Infrastruktura (silnice, železnice apod.)
- Zemědělská půda (trvalé travní porosty a orná půda)

- Vodní plochy
- Ostatní zeleň

Dále byla určena vzdálenost středu (centroidu) jednotlivých čtverců od středu města (náměstí Přemysla Otakara II.). Vypočtena byla pro každý čtverec i rozloha (m²) plochy, která nebyla z důvodu nepřístupnosti zmapována (viz kapitola 3.3.1.). Pro každý čtverec byl také zjištěn počet jednotlivých zdrojů potravy zjištěných v rámci monitoringu (viz kapitola 3.2.).

Pro každý čtverec byl zjištěn maximální počet v něm pozorovaných exemplářů cílových druhů, a to pro zimní a podzimní období zvlášť. V případě opakovaných kontrol během jedné sezóny byl proveden výběr z pozorování s ohledem na odstranění duplikací a zachování nejvyšších zjištěných hodnot počtu jedinců.

3.3.3. Statistické vyhodnocení

Vyhodnocení distribuce cílových synantropních druhů (vrabec domácí, vrabec polní a hrdlička zahradní) v závislosti na biotopových charakteristikách jednotlivých čtverců a vliv detailních charakteristik městské zeleně na přítomnost a početnost vrabce domácího a polního byl vyhodnocen v programu CANOCO 5 (Ter Braak & Šmilauer 2012). Vzhledem k povaze dat byla použita reverzní RDA analýza (Šmilauer & Lepš, 2014), ve které jsou role vysvětlovaných a vysvětlujících proměnných prohozeny v porovnání se směrem kauzality. Množství variability vysvětlené jednotlivými proměnnými byly vypočteny pomocí reverzní RDA analýzy zvlášť pro každý druh.

Pro analýzu vlivu charakteristik městské zeleně byla data počtu zjištěných jedinců pro každý prvek (keř) v programu CANOCO 5 zprůměrována. Zvlášť pak byla provedena analýza pro průměrný počet zaznamenaných jedinců a pro pravděpodobnost výskytu (% pozitivních kontrol) u každého sledovaného prvku zeleně (křoviny).

Při analýze vlivu biotopových charakteristik na početnost cílových druhů v daných čtvercích byla data logaritmována a centrována, v analýze vlivu charakteristik městské zeleně byla data centrována a standardizována. Modely byly testovány permutačním testem (počet permutací 499) pro potvrzení signifikance vztahů proměnných.

Pro zjištění významnosti vztahů mezi vysvětlovanými a vysvětlujícími proměnnými byl dále použit T-value biplot s vykreslením Van Dobbenových kruhů (příloha 11–20), které umožňují rozlišení proměnných s významnou negativní, respektive pozitivní korelací k vysvětlujícím

proměnnými (v tomto případě přítomnosti druhů), protože identifikují proměnné s velkými hodnotami testového kritéria t (Šmilauer & Lepš, 2014).

4. Výsledky

4.1. Početnost a distribuce druhů s ohledem na historicko-stavební členění města

Nejpočetněji zastoupeným druhem byl vrabec domácí (celkem zjištěno 4461 jedinců na celém sledovaném území za všechna čtyři monitorovací období), následovaný vrabcem polním (celkem 1396 jedinců), nejméně početná byla hrdlička zahradní (204 jedinců). Kos černý byl monitorován pouze jedno období (zima 2016) a jeho celková početnost činila 417 jedinců.

Průměrná početnost jednotlivých druhů (tedy maximální počet jedinců zjištěný v daném čtverci) pro obě sledovaná roční období se v jednotlivých sezonách mezi různými biotopy lišila (tab. III; detailní údaje pro všechna čtyři monitorovací období viz příloha 9–10).

Vrabec domácí byl na podzim nejpočetnější v zástavbě rodinných domů starších 20 let, poměrně četný byl ale i v centru města, panelových sídlištích a zahradních koloniích. V zimě jeho hustoty výrazně narostly a koncentroval se především ve staré zástavbě rodinných domů a v panelových sídlištích.

Naproti tomu vrabec polní vykazuje v urbanizovaném prostředí hustoty výrazně nižší než vrabec domácí, a to ve všech monitorovacích obdobích. Na podzim byl nejpočetnější v zástavbě rodinných domů starších 20 let, dále ale také v zástavbě rodinných domů mladších 20 let a v zahradních koloniích. Tam v zimě ještě přibyl a šlo tak v tomto období o jeho nejčastější místo výskytu spolu se starou zástavbou rodinných domů.

Hrdlička zahradní je málo početná a má mozaikovitě rozšíření, ze kterého její biotopové preference příliš nevyplývají. Nicméně v zimním i podzimním období dosahovala nejvyšších hustot početnosti ve staré zástavbě rodinných domů. V zimním období pak její početnost nejvýrazněji narůstá v panelových sídlištích.

Kos černý se pak v jediném sledovaném zimním období nejčastěji vyskytoval v panelových sídlištích, poměrně často ale také v zahradních koloniích a parcích.

Tabulka III: Distribuce druhů v různých typech biotopů (číslo biotopu odpovídá popisu v kapitole 3.3.1.). Tabulka zobrazuje průměrnou hodnotu hustoty druhu za všechna sledovaná zimní/podzimní období. Nejvyšší hodnoty hustoty druhu v daném ročním období zvýrazněny tučně. Legenda: PD – *Passer domesticus*, PM – *Passer montanus*, SD – *Streptopelia decaocto*, TM – *Turdus merula* / z – zima, p – podzim.

Biotop	Zmapovaná rozloha (ha)				Průměrná hustota v daném období (ex./10 ha)						Hustota (ex./10 ha)
	p/2015	p/2016	z/2015	z/2016	PD/p	PD/z	PM/p	PM/z	SD/p	SD/z	TM/z (2016)
1/ centrum	27,50	27,50	27,50	27,50	6,7	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7
2/ blok. zást.	90,29	90,29	84,89	90,29	1,0	1,5	0,0	0,1	0,0	0,0	0,2
3/ zahrad.	103,87	115,16	49,73	131,83	6,0	4,3	1,4	6,8	0,1	0,2	2,1
4/ parky	439,54	421,33	269,20	425,78	0,5	1,1	0,6	0,5	0,0	0,0	1,7
5/ prům. zóny	321,74	469,04	134,51	519,25	0,8	1,2	0,0	0,8	0,0	0,0	0,6
6/ panel. sídl.	396,31	405,43	295,34	401,71	6,5	10,6	1,0	2,9	0,2	0,6	4,7
7/ staré vily	460,68	489,07	198,90	598,99	10,0	17,0	1,9	6,1	0,5	0,9	1,3
8/ nové vily	154,24	164,55	101,32	210,67	5,4	4,0	1,7	3,0	0,1	0,2	0,6
9/ pole	485,47	496,97	307,08	546,69	0,1	0,6	0,3	0,7	0,1	0,0	0,1
10/ voda	72,55	66,71	28,01	51,82	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

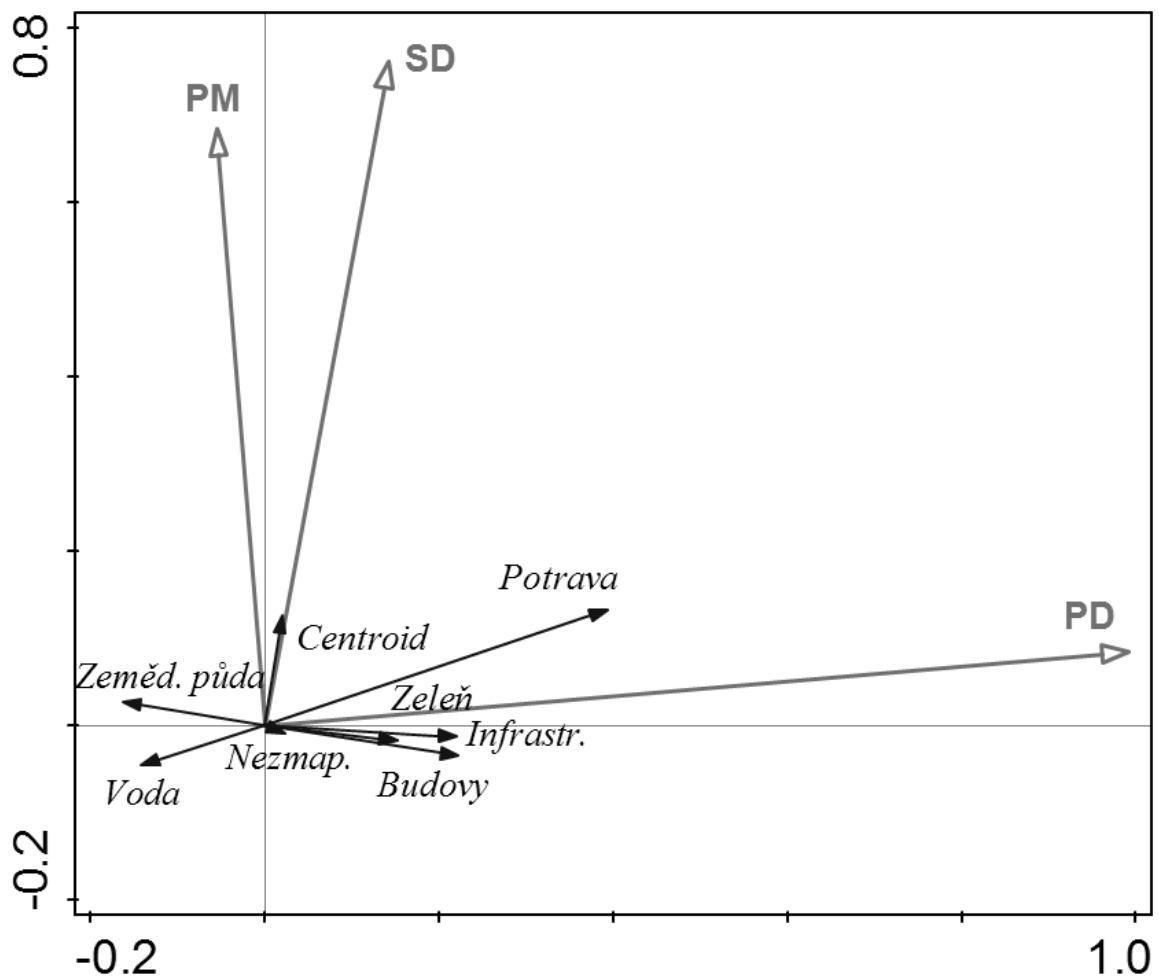
4.2. Distribuce druhů s ohledem na zastoupení biotopů

Během zimního i podzimního období byl výskyt sledovaných druhů v jednotlivých čtvrcích ovlivněn jejich biotopovým složením: podzimní období – pseudo-F= 2,2; p=0,022 (obr. 1), zimní období – pseudo-F= 1,9; p=0,028 (obr. 2).

V podzimním období je nejsilnějším prediktorem pro početnost vrabce domácího v jednotlivých čtvrcích množství potravní nabídky, dále je jeho početnost pozitivně korelována také s rozlohou zástavby, infrastruktury a množstvím zeleně. Negativně jeho početnost koreluje s rozlohou zemědělské půdy a vodních ploch (tab. IV; příloha 11). U hrdličky zahradní a vrabce polního nebyly nalezeny prediktory, které by průkazně korelovaly s jejich početností (příloha 12–13). Nicméně nejvyšší množství variability početnosti napříč zkoumanými čtvrci u nich bylo vysvětleno množstvím potravních zdrojů, respektive vzdáleností od centra města u vrabce polního. U všech ostatních prediktorů je vysvětlená variabilita násobně nižší (tab. IV).

Tabulka IV: Množství vysvětlené variability (%) pro jednotlivé prediktory u sledovaných druhů ptáků v podzimním období. Uvedené hodnoty představují CFit statistiku z RDA modelu. Nejvyšší hodnoty pro každý druh jsou vyznačeny tučně, hodnoty významné podle T-value biplot (příloha 11–13) jsou značeny kurzívou. Legenda: PD – *Passer domesticus*, PM – *Passer montanus*, SD – *Streptopelia decaocto*.

Prediktory	PD %	PM %	SD %
Vzdálenost od centra	0,23	1,89	0,43
Budovy (zástavba)	4,04	0,53	0
Infrastruktura	3,98	0,55	0,06
Vodní plochy	2,05	0,04	0,32
Ostatní zeleň	1,96	0,41	0,02
Zemědělská půda	2,24	0,04	0,03
Potravní zdroje	16,4	1,27	1,31
Nezmapovaná plocha	0	0,05	0,19

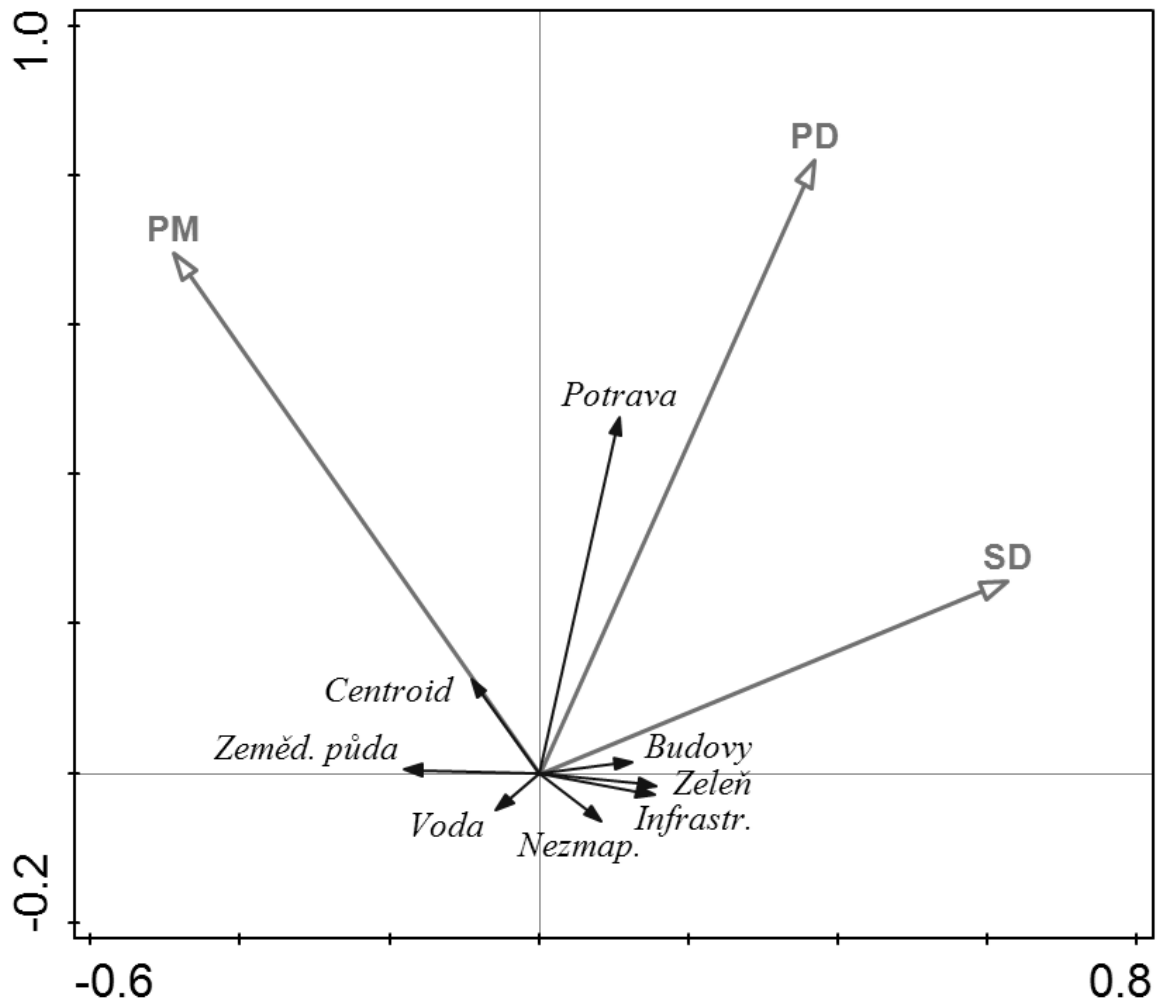


Obrázek 1: Vliv přítomnosti potravy, vzdálenosti od centra a typu biotopu na přítomnost vybraných druhů ptáků v podzimním období. První osa vysvětlila 2,27 % variability, druhá osa vysvětlila 0,17 % variability, $p=0,022$. Legenda: PD – *Passer domesticus*, PM – *Passer montanus*, SD – *Streptopelia decaocto* / Centroid – vzdálenost centroidu čtverce od centra města, Potrava – počet potravních zdrojů ve čtverci, Nezmap. – nezmapované území v rámci čtverce, Budovy – rozsah zástavby, Infrastr. – rozsah infrastruktury (silnice, železnice), Zeleň – množství ostatní vegetace, Zeměd. půda – podíl zemědělské půdy, Voda – vodní plochy.

V zimním období byl u vrabce domácího i vrabce polního nejlepším prediktorem pozitivně korelujícím s jejich početností množství potravní nabídky (příloha 14–15). Množství potravy v zimním období u obou druhů také vysvětlovalo největší množství variability (tab. V), větší procento než v případě podzimního období. U vrabce polního jako další prediktory průkazně a pozitivně korelující s jeho početností vystupují vzdálenost od centra města a rozloha zemědělské půdy. Naopak negativně s jeho početností koreluje zastoupení infrastruktury a také množství zeleně (příloha 15). V případě hrdličky zahradní vysvětlil největší množství variability počet potravních zdrojů ve čtverci, tento faktor se ale ukázal jako neprůkazný (příloha 16). Početnost hrdličky zahradní v zimním období pak průkazně negativně koreluje s rozlohou zemědělské půdy ve čtverci.

Tabulka V: Hodnota vysvětlené variability pro jednotlivé prediktory u sledovaných druhů ptáků v zimním období. Uvedené hodnoty představují CFit statistiku z RDA modelu. Hodnoty významné podle T-value biplot (příloha 14–16) jsou značeny tučnou kurzívou. Legenda: PD – *Passer domesticus*, PM – *Passer montanus*, SD – *Streptopelia decaocto*.

Prediktory	PD %	PM %	SD %
Vzdálenost od centra	0,65	1,38	0,19
Budovy (zástavba)	0,55	0,49	0,3
Infrastruktura	0,47	1,95	0,08
Vodní plochy	0,38	0,01	0,25
Ostatní zeleň	0,42	1,31	0,34
Zemědělská půda	0,32	0,69	1,51
Potravní zdroje	20,57	6,29	2,27
Nezmapovaná plocha	0,02	0,86	0,07



Obrázek 2: Vliv přítomnosti potravy, vzdálenosti od centra a typu biotopu na přítomnost vybraných druhů ptáků v zimním období. První osa vysvětlila 1,68 % variability, druhá osa vysvětlila 0,38 % variability, $p=0,028$. Legenda: PD – *Passer domesticus*, PM – *Passer montanus*, SD – *Streptopelia decaocto* / Centroid – vzdálenost centroidu čtverce od centra města, Potrava – počet potravních zdrojů ve čtverci, Nezmap. – nezmapované území v rámci čtverce, Budovy – rozsah zástavby, Infrastr. – rozsah infrastruktury (silnice, železnice), Zeleň – množství ostatní vegetace, Zeměd. půda – podíl zemědělské půdy, Voda – vodní plochy.

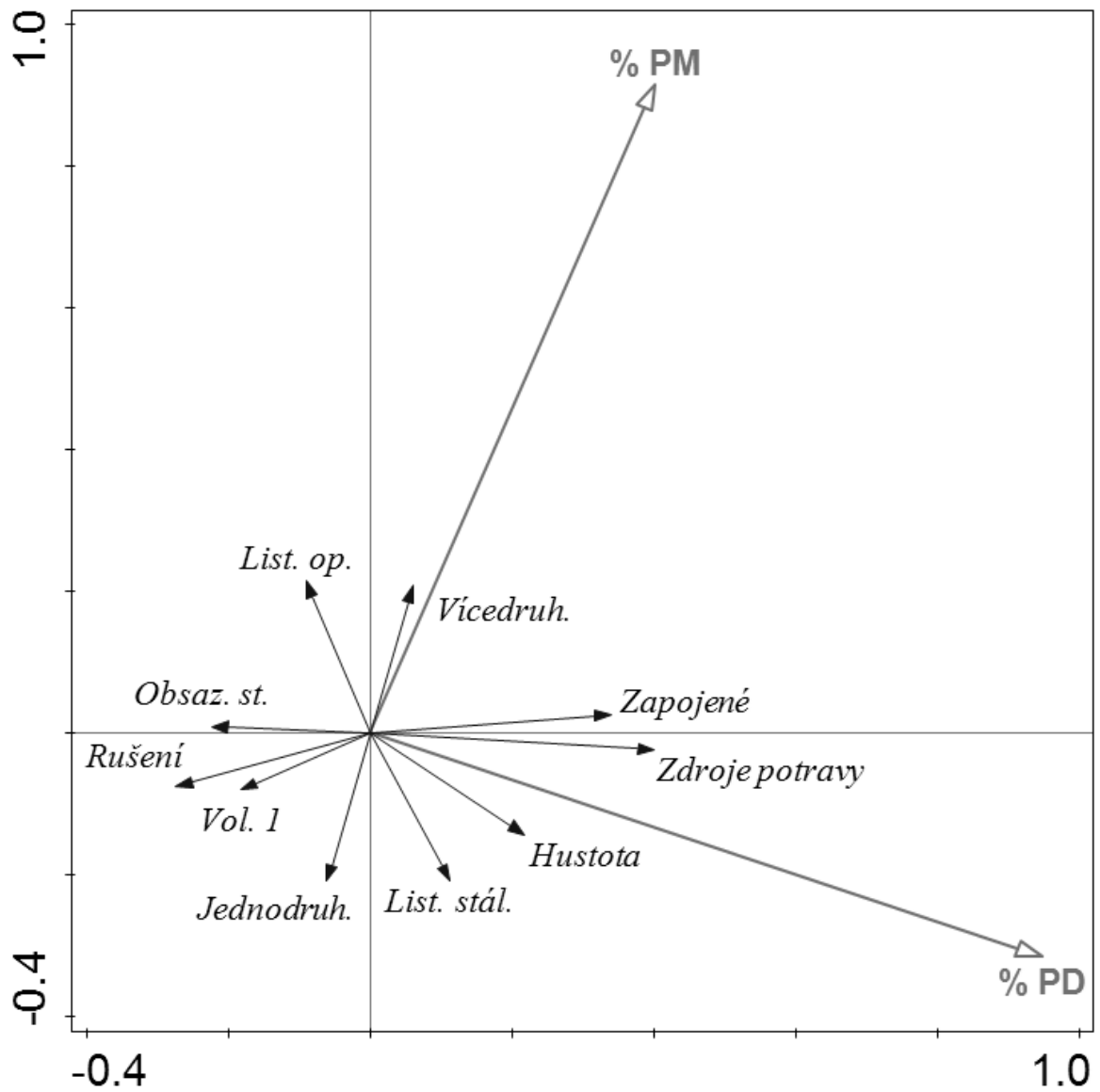
4.3. Vliv charakteristik vegetace na jejich využívání

Na pravděpodobnost výskytu (tedy procento pozitivních návštěv) obou druhů vraců u daného prvku zeleně mají vliv jeho charakteristiky (pseudo-F= 2,3; p=0,002, obr. 3).

Prediktorem, který průkazně koreloval s pravděpodobností výskytu vrabce domácího a vysvětlil nejvíce variability je množství potravních zdrojů v okruhu 100 m od stanoviště (tab. VI). Dalšími významnými charakteristikami, které pozitivně korelovaly s jeho početností byly: hustota vegetace, její stálezelenost a zapojení v další vegetaci. Naopak na pravděpodobnost výskytu má průkazně negativní vliv rušení v okolí stanoviště a vzdálenost dalšího stanoviště (příloha 17). Pravděpodobnost výskytu vrabce polního je ovlivněna především počtem rostlinných druhů tvořících daný prvek a jejich opadavostí, ostatní prediktory se ukázaly jako neprůkazné (příloha 18).

Tabulka VI: Hodnoty vysvětlené variability pro jednotlivé charakteristiky vegetace v závislosti na přítomnosti druhů vrabce domácího a vrabce polního. Uvedené hodnoty představují CFit statistiku z RDA modelu. Hodnoty významné podle T-value biplot (příloha 17–18) jsou značeny tučnou kurzívou. Jednotlivé charakteristiky a jejich hodnocení je popsáno v tabulce II. Legenda: PD – *Passer domesticus*, PM – *Passer montanus*.

Charakteristika	Kategorie	PD%	PM%
Půdorys	Plošný typ	0,16	0,41
	Liniový typ	0,16	0,41
Zapojení	zapojené (do 2 m)	9,9	2,61
	volné 1 (2–10 m)	2,18	2,15
	volné 2 (10–25 m)	0,19	0,01
	volné 3 (25–50 m)	0,91	0,85
	solitérní (> 50 m)	0,88	0,44
Struktura	členité	0,15	0,1
	hladké	0,15	0,1
Druh	vícedruhové	0,01	4,64
	jednodruhové	0,01	4,64
Pokryv	listnaté opadavé	2,37	2,56
	listnaté stálezelené	3	2,1
	jehličnany	0,07	0,4
Trnitost	netrnité	0,79	0,27
	trnité minimálně	0,65	0,37
	trnité	2,48	1,03
Velikost	-	0,13	0,34
Výška	-	0,11	0,41
Okolní vegetace	plocha v okruhu 50 m	0,28	0,16
Zdroje potravy	v okruhu 100 m	15,06	1,98
Nejbližší obsazené st.	-	4,66	0,66
Zdroj rušení	-	5,58	3,19
Hustota vegetace	-	6,36	0,18



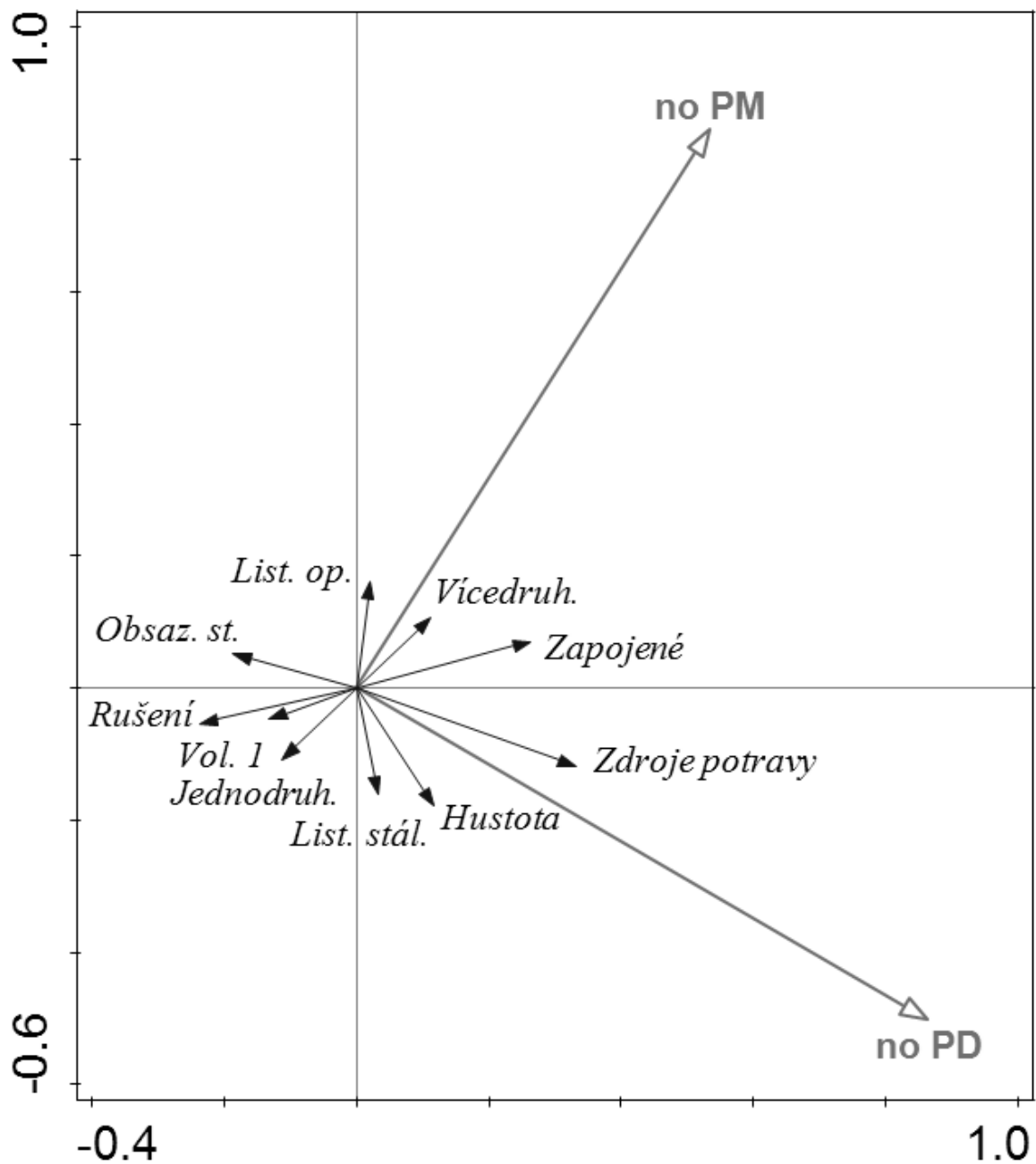
Obrázek 3: Vliv charakteristik prvků zeleně na přítomnost vrabce domácího a vrabce polního. Použit byl podíl počtu pozorování obsazení a neobsazení daného prvku vegetace každým druhem ve všech monitorovacích obdobích. Počet zobrazených proměnných byl z celkových 24 pro přehlednost omezen na 10, které nejlépe korelují s prvními dvěma ordinačními osami. První osa vysvětlila 2,49 % variability, druhá osa vysvětlila 1,01 % variability, $p=0,002$. Legenda: PD – *Passer domesticus*, PM – *Passer montanus* / další zkratky viz tabulka II (kapitola 3.2.).

Analýza potvrdila i vliv charakteristik vegetace na počet jedinců obou druhů v ní přítomných (pseudo-F=1,5; p=0,046, obr. 4).

Početnost vrabce domácího pozitivně koreluje především s počtem potravních zdrojů v okruhu 100 metrů od stanoviště, což také vysvětluje největší množství variability (tab. VII). Jeho početnost dále průkazně pozitivně koreluje s hustotou vegetace a jejím „zapojením“, naopak negativně koreluje s mírou rušení a vzdáleností dalšího obsazeného stanoviště (příloha 19). U vrabce polního se jako jediný prediktor, který průkazně koreluje s jeho početností ukázalo zapojení vegetace (příloha 20), které vysvětluje i největší množství variability. Množství rušení sice s počtem jedinců vrabce polního průkazně nekoreluje, ale vysvětlilo druhou nejvyšší hodnotu variability.

Tabulka VII: Hodnoty vysvětlené variability pro jednotlivé charakteristiky vegetace v závislosti na počtu jedinců vrabce domácího a vrabce polního. Uvedené hodnoty představují CFit statistiku z RDA modelu. Hodnoty významné podle T-value biplot (příloha 19–20) jsou značeny tučnou kurzívou. Jednotlivé charakteristiky a jejich hodnocení je popsáno v tabulce II. Legenda: PD – *Passer domesticus*, PM – *Passer montanus*.

Charakteristika	Kategorie	PD%	PM%
Půdorys	Plošný typ	0,24	1,51
	Liniový typ	0,24	1,51
Zapojení	zapojené (do 2 m)	3,68	4,02
	volné 1 (2–10 m)	0,83	1,24
	volné 2 (10–25 m)	0,02	0,23
	volné 3 (25–50 m)	1,14	0
	solitérní (> 50 m)	0,66	0,3
Struktura	členité	0,35	0,08
	hladké	0,35	0,08
Druh	vícedruhové	0,19	2,29
	jednodruhové	0,19	2,29
Pokryv	listnaté opadavé	0,41	2,18
	listnaté stálezelené	1,17	1,42
	jehličnany	0,07	0,54
Trnitost	netrnité	0,6	0
	trnité minimálně	0,28	0,32
	trnité	1,51	0,11
Velikost	-	0,01	0,34
Výška	-	0,22	0,11
Okolní vegetace	plocha v okruhu 50 m	0,12	0,13
Zdroje potravy	v okruhu 100 m	12,02	0,6
Nejbližší obsazené st.	-	3,51	0,32
Zdroj rušení	-	3,2	2,98
Hustota vegetace	-	3,61	0,76



Obrázek 4: Vliv charakteristik prvků zeleně na počet přítomných jedinců vrabce domácího a vrabce polního. Použit byl průměrný počet jedinců za všechna pozorování na daném prvku vegetace. Počet zobrazených proměnných byl z celkových 24 pro přehlednost omezen na 10, které nejlépe korelují s prvními dvěma ordinačními osami. První osa vysvětlila 1,70 % variability, druhá osa vysvětlila 0,68 % variability, $p=0,046$. Legenda: PD – *Passer domesticus*, PM – *Passer montanus* / další zkratky viz tabulka II (kapitola 3.2.).

5. Diskuze

V této studii jsme se zaměřili na zjištění abundance vybraných synantropních druhů ptáků (vrabce domácího, vrabce polního, hrdličky zahradní a kosa černého) v městském prostředí. Dále byla zhodnocena distribuce těchto druhů s ohledem na historicko-stavební členění města a zastoupení jednotlivých biotopů. Pro vrabce domácího a vrabce polního byla vyhodnocena i preference charakteristik jimi využívaných prvků městské vegetace.

5.1. Abundance sledovaných druhů v městském prostředí

Nejpočetnějším druhem byl ze sledovaných vrabec domácí, následovaný vrabcem polním. Vrabec polní je přitom zhruba třikrát méně početný než vrabec domácí. Tento poměr zhruba odpovídá předchozí studii Šálka et al. (2015b) provedené v květnu 2013, kdy byl vrabec polní až čtyřikrát méně četný. I další studie (Ciach, 2012; Skorka et al., 2016) potvrzují nižší početnost vrabce polního v městském prostředí. Nejméně početná ze všech mnou sledovaných druhů byla pak hrdlička zahradní.

Druhy sledované po všechna období (vrabec domácí, vrabec polní a hrdlička zahradní) vykazují oproti podzimu vyšší abundanci v zimním období. U vrabce polního šlo na celém území průměrně až o trojnásobný nárůst. Toto zvýšení početnosti může odpovídat specifikům urbánních biotopů, jako je například vyšší a stabilnější potravní nabídka a přívětivější mikroklima (Rizwan et al., 2008; Ockendon et al., 2009; Seress & Liker, 2015), což vede k přesunu jedinců z okolní krajiny do lidských sídel.

Zjištěné abundance v případě obou druhů vrabců byly ve srovnání se studií Šálka et al. (2015b) nižší, místy až třikrát. To může být způsobeno více faktory. Například nízká hustota v rámci blokové zástavby je způsobena nedostupností vnitřních dvorů, kde se ptáci zřejmě běžně vyskytují – alespoň tak lze usuzovat ze sdělení tamních obyvatel (podobně tomu je i v případě hrdličky zahradní). Podobná chyba se může vyskytnout i v případě uzavřených průmyslových areálů a podobně. Dalším faktorem může být odlišné chování jedinců v různých obdobích. V období před a těsně na počátku hnízdění se ptáci obvykle vyskytují jednotlivě, v párech, či tvoří menší skupinky, bývají celkově hlučnější a nápadnější, často se například vyskytují v blízkosti hnízdních dutin na domech. Naopak v zimním období je jejich detekovatelnost v některých případech velmi omezená, protože se ptáci vyskytují ve shlucích, často se ukrývají v husté vegetaci a bývají i hlasově méně nápadní. V hnízdním období vrabci domácí také při

hledání potravy pro mláďata přeletují na větší vzdálenosti (Havlíček, 2013) a jsou tím pádem opět nápadnější než v zimě, kdy se naopak většinou zdržují pouze na jednom, či několika málo místech (Vangestel et al., 2010). U vrabce domácího byly jedny z nejvyšších početností zjištěny v panelových sídlištích, což může také souviset s větší otevřeností těchto oblastí a tím pádem s mnohem lepší detektabilitou cílových druhů. Srovnání mezi jednotlivými částmi města tedy může být zatíženo chybou.

Podobně oproti dřívější studii provedené Šálkem (2014) byla v mojí práci zjištěna nižší početnost hrdličky zahradní, kdy nejvyšší populační hustota zjištěná během hnízdní sezóny v roce 2013 byla 5,6 ex./10 ha. V případě této práce to byl nanejvýš 1 ex./10 ha. Průměrná hodnota z celé monitorované plochy byla v případě studie Šálka (2014) ale pouze 2 ex./10 ha. Moje zjištění početnosti druhu by tak nemusela být výrazněji podhodnocena. Důvod nižšího zjištěného počtu jedinců v této studii může být podobný jako v případě obou druhů vrabců.

5.2. Distribuce druhů s ohledem na historicko-stavební členění města a zastoupení jednotlivých biotopů

Distribuce sledovaných druhů ve městě s ohledem na historicko-stavební členění plochy potvrdila závěry předchozí studie Šálka et al. (2015b), a to i přes rozdílnost zjištěné celkové početnosti druhů.

Vrabcem domácí se vyskytuje téměř ve všech sledovaných biotopech. V obou ročních obdobích byl nejpočetnější v zástavbě starých rodinných domů (tj. starších než 20 let), kterou během podzimu a zimy preferuje pravděpodobně pro dostatek úkrytů, v hnízdním období pak také pro množství hnízdních příležitostí a také pro četnou potravní nabídku (např. chovy drůbeže, které se v jiných částech města nevyskytují, vzrostlé ovocné stromy apod.). Šálek et al. (2015b) zmiňuje v tomto typu zástavby hlavně význam krovů starších domů, které jsou pro hnízdící ptáky lépe přístupné než u novostaveb nebo renovovaných budov (Cepák, 2011). Vzhledem k nízké mobilitě vrabce domácího může být tedy i zimní distribuce silně ovlivněna faktory ovlivňujícími rozmístění hnízdní populace. Podobně zvýšený výskyt v panelových sídlištích a zahradních koloniích může být dán poměrně četným zastoupením zeleně a příkrmem (hlavně krmítek), ale i možnosti hnízdění (např. nezateplené výměňkové stanice). Vyšší výskyt vrabce domácího v zahradách odpovídá i zjištěním dřívějších studií, které uvádějí zahradní kolonie a rezidenční čtvrti se zahradami jako nejpreferovanější stanoviště (Chamberlain et al., 2007). Na podzim se přitom vrabcem domácí v zahradách vyskytuje

početněji než v zimě, což potvrzuje závěry předchozí studie (Siriwardena et al. 2002), která poukazuje na ústup vrabce domácího v tomto prostředí a častější využívání jiných stanovišť v rámci města.

Nejnižší hustoty vrabce domácího korespondují s místy na potravu nebo úkryt chudšími, např. průmyslové zóny, zemědělská krajina (v té době po sklizni). V případě parků má nízký výskyt pravděpodobně stejné důvody. Dále může být na vině i malá hustota keřového patra (v parcích typicky převažují vzrostlé stromy). Ani větší rozloha parku pak nemá na početnost druhu vliv (viz například žádná pozorování druhu za všechny období v největším parku města Stromovka). Pokud byl tento druh v tomto biotopu zaznamenán, tak se objevoval téměř výhradně na okraji parků v okolí zástavby. Zjištění přítomnosti vrabce domácího v nové zástavbě (mladší 20 let) je zajímavé s ohledem na práci Summers-Smith (2003), který uvádí nové moderní budovy jako vrabci neobývané v důsledku nemožnosti jejich využití pro hnízdění. Podobně byl ale vrabec domácí opakovaně zjištěn i v nově zastavených částech obcí při monitoringu během hnízdního období napříč celou ČR (Havlíček et al., unpublished), i v Českých Budějovicích (Šálek et al. 2015b).

Vrabec polní je naproti tomu nejpočetnější v zahrádkářských koloniích, a v zástavbě starých rodinných domů. V historické zástavbě centra města, ale také v panelových sídlištích je jeho početnost výrazně nižší než u vrabce domácího. Historickému centru a jeho okolí se vyhýbá (v blízkosti historického centra pouze jedno pozorování), což odpovídá jeho ekologii a biotopovým preferencím v rámci městského prostředí (Cordero, 1993; Skorka et al., 2016). Výsledky opět korespondují se studií Šálka et al. (2015), kde byl v centru města zjištěn méně než jeden jedinec na ploše 10 ha. Stejně jako vrabec domácí se pak vůbec nevyskytuje ve větších městských parcích, jediné na jejich okraji v méně udržované zeleni. Například Cordero (1993) ale uvádí parky v době hnízdění jako vrabci polními poměrně užívaný biotop. Zajímavé by mohlo být srovnání hustot vrabce domácího a polního ve čtvrtích se zástavbou rodinných domů mladších 20 let, kde se vrabec polní vyskytuje výrazně čteněji než vrabec domácí. V rámci Českých Budějovic ale nejspíš tento jev souvisí především s větší blízkostí nové satelitní zástavby otevřené krajině, kterou vrabec polní preferuje.

Výskyt hrdličky zahradní byl zjištěn hlavně v rezidenčních čtvrtích, především ve starší zástavbě rodinných domů. Tento typ městské zástavby je zřejmě preferován díky dostatku vzrostlé vegetace (starší zahrady domů a zahradní kolonie), což opět potvrzují i závěry Šálka (2014). Výskyt na okrajích panelových sídlišť a v nové zástavbě by se dal vysvětlit jejich

častou návazností právě na zástavby „starších“ rodinných domů a relativně dobrou dostupností potravy. Podobně jako vrabec polní se vyhýbá hustě zastavěnému centru města, ale také městským parkům, což odpovídá i výsledkům dalších studií (Coombs et al., 1981; Hosseini-Moosavi et al., 2013; Šálek, 2014). Pokud zde byl zjištěn, tak pouze na jejich okraji poblíž zástavby rodinných domů.

Kos černý byl monitorován pouze po jedno zimní období. Nejvyšších hustot dosahoval v panelových sídlištích, kde je pro něj nejspíš vhodná kombinace množství potravních zdrojů a množství vegetace. V tomto typu zástavby je ale také lépe zjiřitelný než v některých dalších částech města, podobně jako v případě ostatních druhů (diskutováno výše). Vysokých hustot početnosti dosahoval také v zahradních koloniích, kde pravděpodobně profituje jak z množství úkrytů, tak množství potravy, tj. zejména plodů ovocných stromů.

Analýza vlivu zastoupení jednotlivých biotopů v urbanizovaném prostředí na početnost sledovaných druhů poukázala na charakteristiky, které dobře korespondují s ekologií obou druhů vrabců (Robinson et al., 2005; Skorka et al., 2016).

Distribuce vrabce domácího je v období zimy i podzimu významně ovlivněna přítomností, potažmo četností potravních zdrojů v jednotlivých mapovaných čtvrcích. Zatímco vrabec domácí tyto zdroje v městském prostředí využívá trvale, u vrabce polního hrají „městské“ potravní zdroje významnou roli pouze v zimním období. Z toho je možné vyvodit, že vrabec polní se do měst stahuje pouze v nejnepříznivějším období roku, kdy mizí zdroje potravy ve volné krajině, nebo se stávají hůře dostupnými.

Tomu odpovídá i pozitivní korelace výskytu vrabce polního v městském prostředí s větší vzdáleností od centra a přítomností zemědělské půdy v zimním období. To přímo koresponduje s rozložením města, kdy směrem do centra houstne zástavba a ubývá množství vegetace. I v zimním období, kdy se druh do měst stahuje, se tedy drží hlavně na jeho okraji. U vrabce domácího se naopak objevuje pozitivní korelace s množstvím zástavby a infrastruktury v období podzimu. To odpovídá dřívějším zjištěním, která ukazují na preferenci ploch s vyšším podílem zástavby u vrabce domácího (Summers-Smith, 2003; Šálek et al., 2015). Studie Šálka et al. (2015) poukázala i na preferenci ploch s vyšším podílem zeleně v období rozmnožování u vrabce polního. V této studii toto bylo potvrzeno opět pouze v období podzimu, nikoli již zimy. To nejspíš souvisí s využíváním vegetace především

v hnízdním období, kdy v ní vrabci hledají živočišnou potravu (hmyz) pro svá mláďata (Summers-Smith, 2003). V zimním období slouží zeleň v zásadě pouze jako úkryt.

U hrdličky zahradní nejsou výsledky tak jasné, což je způsobeno jejím mozaikovitým rozmístěním a nízkou početností. Na podzim slabě koreluje její přítomnost pouze s větší vzdáleností od centra města, negativně s rozlohou infrastruktury a zástavby. Naopak je tomu v zimním období, kdy její přítomnost slabě koreluje se zastoupením zástavby a vyšším podílem zeleně. Tento efekt není ale ani v jednom případě průkazný. Pouze by odpovídal zvýšené hustotě druhu v oblasti starších domů se zahradami. V obou obdobích se nicméně objevuje slabý trend korelace přítomnosti druhu s přítomností potravních zdrojů.

5.3. Vliv charakteristik vegetace na jejich využívání vrabcem polním a domácím

Během zimního období je pro vrabce důležitá nejen přítomnost potravních zdrojů v blízkosti obývaného stanoviště, ale i úkryt ve formě vegetace jako ochrany před predátory (Fernandez-Juricic & Jokimäki, 2001). Křoviny, které jsou z těchto důvodů v městském prostředí oběma sledovanými druhy využívány, se však mohou lišit mnoha parametry. Jejich vliv na využívání daného prvku vegetace oběma druhy vrabců nebyl dosud příliš zkoumán.

Podrobná analýza jednotlivých sledovaných prvků vegetace na pravděpodobnost výskytu vrabce domácího a vrabce polního vyšla pro oba druhy odlišně. Což je také potvrzením studií, které zdůrazňují, že vliv zeleně není vždy u všech druhů ptáků stejný (Jokimäki, 1999; van Heezik et al., 2008).

U vrabce domácího se objevuje pozitivní korelace obsazenosti vegetace s množstvím potravních zdrojů v blízkém okolí, slaběji pak se zapojením vegetace a její hustotou. Pozitivní vliv zapojení křovin a jejich vyšší hustoty v případě vrabce domácího uvádí i další práce (Khera et al., 2009; Threlfall et al., 2016). Z toho je možné usuzovat, že vrabci domácí preferují taková stanoviště, která jim poskytují rychlý přístup k potravě a dostatečný úkryt před predátory, respektive, že nevyhledávají solitérní keře. Negativní korelace se nepřekvapivě objevuje hlavně se zvýšenou mírou rušení, což potvrzují studie obecně i u dalších druhů ptáků (Fernández-Juricic, 2002; Chace et al., 2006). Zároveň se ukázala negativní korelace přítomnosti vrabce domácího s narůstající vzdáleností od nejbližšího dalšího obsazeného křoví. Možným vysvětlením je roztroušenost vhodných a bohatších

potravních zdrojů v rámci města a následná koncentrace ptáků k tomuto zdroji. To se projevuje i zmenšením domovských okrsků v zimním období (Vangestel et al., 2010), kde obsazují jeden nebo jen málo prvků zeleně.

V případě vrabce polního většina charakteristik vegetace nekoreluje s pravděpodobností obsazenosti sledovaných prvků zeleně tak výrazně jako u vrabce domácího. Určitý vliv na obsazenost vegetace se objevil u pokryvu vegetace (pozitivní korelace výskytu s listnatými keři), jejího zapojení (vyhýbání se solitérní prvkům vegetace) a blízkosti potravních zdrojů. Průkazný je ale pouze vliv druhové skladby zeleně na výskyt druhu, kdy se jako pozitivně ovlivňující ukázalo složení vegetace z více druhů dřevin. Negativní vliv na obsazení vegetace má stejně jako u vrabce domácího rušení stanoviště. Během studie bylo ale v případě vrabce polního získáno méně dat než u vrabce domácího, což může vysvětlovat, proč nejsou u tohoto druhu výsledky tak výrazné. Zároveň lze uvažovat o tom, že přítomnost vrabce domácího může ovlivňovat přítomnost, respektive i početnost vrabce polního, neboť ten se během podzimního i zimního období často vyskytuje ve společných hejnech s vrabcem domácím a společně také hledají potravu (Vepsäläinen et al., 2005). Tato skutečnost by měla být zohledněna v dalších studiích.

Kromě pravděpodobnosti výskytu byl zvláště analyzován i vliv sledovaných charakteristik vegetace na počet jedinců obou druhů vrabců ve vegetaci. Počet jedinců každého druhu opět koreloval s různými vlastnostmi zeleně.

Počet jedinců vrabce domácího v daném prvku vegetace opět pozitivně koreloval s potravní nabídkou, hustotou vegetace a jejím zapojením. Větší potravní nabídka poskytuje obživu více jedincům, a proto je tedy prediktorem nejen samotného výskytu, ale i početnosti. Zapojení a hustota vegetace pak umožňuje hejnu lepší úkryt než v případě izolovaných a řídkých keřů, které jsou ptáci více vystaveni potenciálním predátorům. Negativní korelace se opět objevila s vyšší mírou rušení a zvětšující se vzdáleností od nejbližšího obsazeného křoví. To opět odpovídá výsledkům diskutovaným výše.

Početnost vrabce polního je pozitivně ovlivněna zapojením vegetace. Vliv ostatních charakteristik se nepodařilo prokázat. Opět je početnost stejně jako přítomnost pozitivně korelována i s listnatými druhy zeleně, naopak se vrabec polní vyhýbá jehličnanům. Podobně jako u vrabce polního se objevuje určitý trend negativní korelace počtu jedinců ve vegetaci s výraznějším rušením.

Na základě těchto zjištění lze vyvodit, že ideálním stanovištěm preferovaným oběma druhy vrabců by byly takové prvky městské zeleně, které by byly umístěny v oblastech s nízkým podílem rušení (jak dopravy, tak chodců) a zároveň dostupností většího počtu potravních zdrojů (krmítek, drobných chovů drůbeže apod.). Důležitý je i větší rozsah vegetace, její hustota, případně trnitost, což umožňuje dobrou ochranu před predátory v městském prostředí, například kočkami nebo dravými ptáky. S tím souvisí i forma vedení následného managementu zeleně. Ta by neměla být příliš drastická, zeleň by měla být udržována v dostatečné velikosti a hustotě, ale nikoli radikálně upravována rozsáhlým prořezem. Zároveň je třeba brát úvahu, že vegetace bude využívána i dalšími druhy ptáků jednak jako úkryt, ale také jako zdroj potravy. Vhodné by proto bylo při výsadbě preferovat druhy čteněji hostící hmyz nebo druhy plodonosné, ideálně také nativní. Vhodná výsadba a péče o zeleň by pak mohla významně podpořit nejen avifaunu města.

6. Závěr

V posledních několika dekádách sledujeme v krajině výrazný úbytek početnosti některých druhů ptáků včetně těch zcela běžných (Voříšek et al., 2010; Inger et al., 2014). Nejvýraznější dopad je na ptáky zemědělské krajiny, ale i některé druhy vázané na lidská sídla. Mezi ně patří například vrabec domácí (*Passer domesticus*), vrabec polní (*Passer montanus*), hrdlička zahradní (*Streptopelia decaocto*) a kos černý (*Turdus merula*). Provedená studie byla proto zaměřená právě na tyto druhy a sledování jejich početnosti a zhodnocení distribuce v rámci urbanizovaného prostředí v oblasti města České Budějovice. Na základě monitoringu druhů pak byla také provedena analýza využití jednotlivých prvků městské zeleně vzhledem k jejich vybraným charakteristikám.

Nejčetnějším druhem byl vrabec domácí. Hrdlička zahradní a kos černý jsou méně četnými druhy. Zjištěné celkové četnosti jedinců jednotlivých druhů nekorrespondují s výsledky předchozí studie Šálka a kolektivu (2015) provedené v květnu 2013, poměr početnosti jednotlivých druhů je ale zhruba stejný.

Zjištění distribuce druhů s ohledem na historicko-stavební členění města a zastoupení biotopů odpovídá ekologii sledovaných druhů. Vrabec domácí byl na rozdíl od vrabce polního četnější v zástavbě, nejvíce byl přítomen ve starší zástavbě rodinných domů (starší 20 let), dále v panelových sídlištích. Do té se vrabec polní stahuje více až v zimním období. Biotopové preference obou druhů vrabců dobře korespondují s výsledky Šálka et al. (2015). Distribuce hrdličky zahradní neměla i vzhledem k její nízké hustotě ve městě výrazný vzorek. Zdá se ale, že preferuje starší zástavbu rodinných domů se zahradami. U všech tří druhů byl ale zjištěn nárůst hustoty ve většině biotopů v zimním období. Kos černý byl sledovaný pouze jedno zimní období, vyskytoval se blízkostí potravy spolu s dostatkem vegetace a určitou mírou zástavby.

Analýza vlivu charakteristik prvků vegetace na přítomnost obou druhů vrabců prokázala souvislost přítomnosti druhů s blízkostí potravy a mírou rušení. Ale naznačila i vliv dalších charakteristik vegetace (její hustota, zapojení atd.). Tato zjištění mají potenciál při územním plánování například v případě detailního plánování zeleně ve městech, nicméně by bylo vhodné dále ověřit vliv charakteristik vegetace na přítomnost dalších ptačích druhů.

Výsledky této studie mohou být implementovány při přípravách územního plánování obcí a především při konkrétním plánování výsadby a údržby městské zeleně. V budoucnu by však

bylo vhodné další širší studium problematiky distribuce druhů ptáků v městské prostředí a jejich užívání městské zeleně.

7. Literatura:

- ∞ Andren, H. (1994). Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*: 355-366.
- ∞ Anselin, A. (2016). Bird Census News: Winter land bird monitoring. *Journal of the European Bird Census Council* 29 (1-2).
- ∞ Aronson, M. F., La Sorte, F. A., Nilon, C. H., Katti, M., Goddard, M. A., Lepczyk, C. A., & Dobbs, C. (2014). A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 281 (1780): 20133330. The Royal Society.
- ∞ Baker P. J., Bentley A. J., Ansell R. J. & Harris S. (2005). Impact of predation by domestic cats *Felis catus* in an urban area. *Mammal Review* 35 (3/4): 302-312.
- ∞ Bermúdez-Cuamatzin, E., Ríos-Chelén, A. A., Gil, D., & Garcia, C. M. (2010). Experimental evidence for real-time song frequency shift in response to urban noise in a passerine bird. *Biology Letters*.
- ∞ Bichet, C., Scheifler, R., Cœurduassier, M., Julliard, R., Sorci, G., & Loiseau, C. (2013). Urbanization, trace metal pollution, and malaria prevalence in the house sparrow. *PLoS one*, 8 (1): e53866.
- ∞ Bird, D. M., Varland, D. E., & Negro, J. J. (Eds.). (1996). *Raptors in human landscapes: adaptation to built and cultivated Environments*. Academic Press.
- ∞ BirdLife International. (2015). The BirdLife checklist of the birds of the world: Version 8. Downloaded _____ from http://www.birdlife.org/datazone/userfiles/file/Species/Taxonomy/BirdLife_Checklist_Version_80.zip / <http://www.ebcc.info/index.php?ID=612>
- ∞ BirdLife International. (2016). *Turdus merula*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T103888106A87871094. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T103888106A87871094>. Downloaded: 24.12.2016.
- ∞ Blair, R. B. (1996). Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Ecological applications* 6 (2): 506-519.

- ∞ Bobovská, M. (2015). Opatření k ochraně fauny před riziky způsobenými nevhodným řešením budov a předmětů. Bakalářská práce. Západočeská univerzita v Plzni.
- ∞ Bokotey A. A. & Gorban I. M. 2005: Numbers, distribution and ecology of the House Sparrow in Lvov (Ukraine). *International Studies on Sparrows* 30: 7-22.
- ∞ Bouchner M. (1954). Způsob určování a složení potravy mladých vrabců domácích (*Passer domesticus domesticu L.*) a vrabců polních (*Passer montanus montanus L.*). *Vědecké práce ČSAZV v Praze–Ruzyni*: 209–216.
- ∞ Bradley, C. A., Gibbs, S. E., & Altizer, S. (2008). Urban land use predicts West Nile virus exposure in songbirds. *Ecological Applications* 18 (5): 1083-1092.
- ∞ Brichetti, P., Rubolini, D., Galeotti, P., & Fasola, M. (2008). Recent declines in urban Italian Sparrow *Passer (domesticus) italiae* populations in northern Italy. *Ibis* 150 (1): 177-181.
- ∞ Brumm, H. (2006). Animal communication: city birds have changed their tune. *Current biology* 16 (23): R1003-R1004.
- ∞ Burton, M. & Burton, R. (2002). *International Wildlife Encyclopedia*. Marshall Cavendish.
- ∞ Byrkjedal, I., Lislevand, T., & Vogler, S. (2012). Do passerine birds utilise artificial light to prolong their diurnal activity during winter at northern latitudes? *Ornis Norvegica* 35: 37-42.
- ∞ Cameron, R. W., Blanuša, T., Taylor, J. E., Salisbury, A., Halstead, A. J., Henricot, B., & Thompson, K. (2012). The domestic garden—Its contribution to urban green infrastructure. *Urban Forestry & Urban Greening* 11 (2): 129-137.
- ∞ Cannon, A. R., Chamberlain, D. E., Toms, M. P., Hatchwell, B. J., & Gaston, K. J. (2005). Trends in the use of private gardens by wild birds in Great Britain 1995–2002. *Journal of Applied Ecology* 42 (4): 659-671.
- ∞ Caula, S., Hvenegaard, G. T., & Marty, P. (2009). The influence of bird information, attitudes, and demographics on public preferences toward urban green spaces: The case of Montpellier, France. *Urban Forestry & Urban Greening* 8 (2): 117-128.
- ∞ Cepák, J. (2011). Poslední malostranští vrabci. *Ptačí svět* 1: 12.

- ∞ Ciach, M. (2012). The winter bird community of rural areas in the proximity of cities: low density and rapid decrease in diversity. *Polish Journal of Ecology* 60 (1): 193-199.
- ∞ 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.
- ∞ Clergeau, P., Savard, J. P. L., Mennechez, G., & Falardeau, G. (1998). Bird abundance and diversity along an urban-rural gradient: a comparative study between two cities on different continents. *Condor*: 413-425.
- ∞ Coombs, C. F. B., Isaacson, A. J., Murton, R. K., Thearle, R. J. P., & Westwood, N. J. (1981). Collared doves (*Streptopelia decaocto*) in urban habitats. *Journal of Applied Ecology*: 41-62.
- ∞ Cordero, P. J. (1993). Factors influencing numbers of synantropic House Sparrows and Eurasian Tree Sparrows on farms. *The Auk* 110 (2): 382-385.
- ∞ ČSO (2017). Jednotný program sčítání ptáků. Staženo: 19.3.2017. Online: <http://jpsp.birds.cz/index.php>
- ∞ Da Silva, A., Valcu, M., & Kempenaers, B. (2015). Light pollution alters the phenology of dawn and dusk singing in common European songbirds. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 370 (1667): 20140126.
- ∞ Daniels, G. D., & Kirkpatrick, J. B. (2006). Does variation in garden characteristics influence the conservation of birds in suburbia? *Biological Conservation* 133 (3): 326-335.
- ∞ de Jong, M., Jeninga, L., Ouyang, J. Q., van Oers, K., Spoelstra, K., & Visser, M. E. (2016). Dose-dependent responses of avian daily rhythms to artificial light at night. *Physiology & behavior* 155: 172-179.
- ∞ de Juana, E. & Garcia, E. (2015). *The Birds of Iberian Peninsula*. Bloomsbury Publishing.
- ∞ De Laet, J., & Summers-Smith, J. D. (2007). The status of the urban house sparrow *Passer domesticus* in north-western Europe: a review. *Journal of Ornithology* 148 (2): 275-278.
- ∞ Dmowski, K. (1999). Birds as bioindicators of heavy metal pollution: review and examples concerning European species. *Acta Ornithologica – Polska Akademia Nauk – Original edition* 34: 1-26.

- ∞ Dominoni, D., Quetting, M., & Partecke, J. (2013). Artificial light at night advances avian reproductive physiology. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 280 (1756): 20123017.
- ∞ Donald, P. F., Sanderson, F. J., Burfield, I. J., & Van Bommel, F. P. (2006). Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990–2000. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 116 (3): 189-196.
- ∞ Dwyer, R. G., Bearhop, S., Campbell, H. A., & Bryant, D. M. (2013). Shedding light on light: benefits of anthropogenic illumination to a nocturnally foraging shorebird. *Journal of Animal Ecology* 82 (2): 478-485.
- ∞ Encke F. W. (1965). Über Gelege-, Schlupf-, und Ausflugsstärken des Haussperlings (*Passer d. domesticus*) in Abhängigkeit von Biotop und Brutperiode. *Beirträge Vogel*: 268–287.
- ∞ Evans, K. L., Gaston, K. J., Sharp, S. P., McGowan, A., Simeoni, M., & Hatchwell, B. J. (2009). Effects of urbanisation on disease prevalence and age structure in blackbird *Turdus merula* populations. *Oikos* 118 (5): 774-782.
- ∞ Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics* 34 (1): 487-515.
- ∞ Fernández-Juricic, E. (2000). Avifaunal use of wooded streets in an urban landscape. *Conservation Biology* 14 (2): 513-521.
- ∞ Fernández-Juricic, E. (2002). Can human disturbance promote nestedness? A case study with breeding birds in urban habitat fragments. *Oecologia* 131(2): 269-278.
- ∞ Fernández-Juricic, E., & Tellería, J. L. (1999). Recruitment patterns of blackbirds (*Turdus merula*) in urban fragmented populations. *Ardeola* 46 (1): 61-70.
- ∞ Fernandez-Juricic, E., & Jokimäki, J. (2001). A habitat island approach to conserving birds in urban landscapes: case studies from southern and northern Europe. *Biodiversity & Conservation* 10 (12): 2023-2043.
- ∞ Field, R. H., & Anderson, G. Q. (2004). Habitat use by breeding Tree Sparrows *Passer montanus*. *Ibis* 146 (s2): 60-68.

- ∞ Fokidis, H. B., 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.
- ∞ Fontana, S., Sattler, T., Bontadina, F., & Moretti, M. (2011). How to manage the urban green to improve bird diversity and community structure. *Landscape and Urban Planning* 101 (3): 278-285.
- ∞ Frenzel, M., Everaars, J., & Schweiger, O. (2016). Bird communities in agricultural landscapes: What are the current drivers of temporal trends? *Ecological Indicators* 65: 113-121.
- ∞ Fujisaki, I., Pearlstine, E. V., & Mazzotti, F. J. (2010). The rapid spread of invasive Eurasian Collared Doves *Streptopelia decaocto* in the continental USA follows human-altered habitats. *Ibis* 152 (3): 622-632.
- ∞ 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.
- ∞ Fuller, R. A., Warren, P. H., & Gaston, K. J. (2007). Daytime noise predicts nocturnal singing in urban robins. *Biology Letters* 3 (4): 368-370.
- ∞ Fuller, R. A., Warren, P. H., Armsworth, P. R., Barbosa, O., & Gaston, K. J. (2008). Garden bird feeding predicts the structure of urban avian assemblages. *Diversity and Distributions* 14 (1): 131-137.
- ∞ Gagné, S. A., Sherman, P. J., Singh, K. K., & Meentemeyer, R. K. (2016). The effect of human population size on the breeding bird diversity of urban regions. *Biodiversity and Conservation* 25 (4): 653-671.
- ∞ Garaffa, P. I., Filloy, J., & Bellocq, M. I. (2009). Bird community responses along urban-rural gradients: does the size of the urbanized area matter? *Landscape and Urban Planning* 90 (1): 33-41.
- ∞ Gering, J. C., & Blair, R. B. (1999). Predation on artificial bird nests along an urban gradient: predatory risk or relaxation in urban environments? *Ecography* 22 (5): 532-541.
- ∞ 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.

- ∞ Gil, D., Honarmand, M., Pascual, J., Pérez-Mena, E., & Garcia, C. M. (2014). Birds living near airports advance their dawn chorus and reduce overlap with aircraft noise. *Behavioral Ecology*.
- ∞ Giraudeau, M., Mousel, M., Earl, S., & McGraw, K. (2014). Parasites in the city: degree of urbanization predicts poxvirus and coccidian infections in house finches (*Haemorrhous mexicanus*). *PLoS One* 9 (2): e86747.
- ∞ Goddard, M. A., Dougill, A. J., & Benton, T. G. (2010). Scaling up from gardens: biodiversity conservation in urban environments. *Trends in Ecology & Evolution* 25 (2): 90-98.
- ∞ Google. (2016) Google Earth (Version 7) [Computer program]. Online: <http://www.google.com/earth/download/ge/agree.html>
- ∞ Green, R. J. (1984). Native and exotic birds in a suburban habitat. *Wildlife Research* 11 (1): 181-190.
- ∞ Gregory, R. D., Noble, D. G., & Custance, J. (2004). The state of play of farmland birds: population trends and conservation status of lowland farmland birds in the United Kingdom. *Ibis* 146 (s2): 1-13.
- ∞ Groom, D. W. (1993). Magpie *Pica pica* predation on Blackbird *Turdus merula* nests in urban areas. *Bird Study* 40 (1): 55-62.
- ∞ Hatchwell, B. J., Chamberlain, D. E., & Perrins, C. M. (1996). The demography of blackbirds *Turdus merula* in rural habitats: is farmland a sub-optimal habitat? *Journal of Applied Ecology*: 1114-1124.
- ∞ Havlíček, J. (2010). Příčiny úbytku vrabce domácího v různých typech sídel – biotop? hnízdiště? potrava? Bakalářská práce. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích.
- ∞ Havlíček, J. (2013). Potravní ekologie vrabce domácího v současném vesnickém osídlení. Diplomová práce. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích.
- ∞ Hayhow, D. B., Bond, A. L., Eaton, M. A., Grice, P. V., Hall, C., Hall, J., & Stroud, D. A. (2015). The state of the UK's birds 2015. Sandy: RSPB, BTO, WWT, JNCC, NE, NIEA, NRW and SNH.

- ∞ Hole, D. G., Whittingham, M. J., Bradbury, R. B., Anderson, G. Q., Lee, P. L., Wilson, J. D., & Krebs, J. R. (2002). Agriculture: widespread local house-sparrow extinctions. *Nature* 418 (6901): 931-932.
- ∞ Hosseini-Moosavi, S. M., Behrouzi-Rad, B., Karimpour, R., & Nasab, S. M. A. (2013). Breeding biology of collared dove (*Streptopelia decaocto*) in Khuzestan province, southwestern Iran. *BEPKYT* 22 (1): 51-54.
- ∞ Chace, J. F., & Walsh, J. J. (2006). Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning* 74 (1): 46-69.
- ∞ Chamberlain, D. E., Cannon, A. R., Toms, M. P., Leech, D. I., Hatchwell, B. J., & Gaston, K. J. (2009). Avian productivity in urban landscapes: a review and meta-analysis. *Ibis* 151 (1): 1-18.
- ∞ Chamberlain, D. E., Toms, M. P., Cleary-McHarg, R., & Banks, A. N. (2007). House sparrow (*Passer domesticus*) habitat use in urbanized landscapes. *Journal of Ornithology* 148 (4): 453-462.
- ∞ Chong, K. Y., Teo, S., Kurukulasuriya, B., Chung, Y. F., Rajathurai, S., & Tan, H. T. W. (2014). Not all green is as good: Different effects of the natural and cultivated components of urban vegetation on bird and butterfly diversity. *Biological Conservation* 171: 299-309.
- ∞ Imai, H., & Nakashizuka, T. (2010). Environmental factors affecting the composition and diversity of avian community in mid-to late breeding season in urban parks and green spaces. *Landscape and Urban Planning* 96 (3): 183-194.
- ∞ Inger, R., Gregory, R., Duffy, J. P., Stott, I., Voříšek, P., & Gaston, K. J. (2015). Common European birds are declining rapidly while less abundant species' numbers are rising. *Ecology letters* 18 (1): 28-36.
- ∞ 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.
- ∞ Kark, S., Iwaniuk, A., Schalmitzek, A., & Banker, E. (2007). Living in the city: can anyone become an 'urban exploiter'? *Journal of Biogeography* 34 (4): 638-651.
- ∞ Karlsson, J., & Källander, H. (1977). Fluctuations and density of suburban populations of the Blackbird *Turdus merula*. *Ornis Scandinavica*: 139-144.

- ∞ Kasparek, M. (1996). Dispersal and range extension of the Collared Dove (*Streptopelia decaocto*) in Europe. *Journal fur Ornithologie* 137 (1): 1-34.
- ∞ Kekkonen, J., Hanski, I. K., Väisänen, R. A., & Brommer, J. E. (2012). Levels of heavy metals in House Sparrows (*Passer domesticus*) from urban and rural habitats of southern Finland. *Ornis Fennica* 89 (2): 91.
- ∞ Khera, N., Mehta, V., & Sabata, B. C. (2009). Interrelationship of birds and habitat features in urban greenspaces in Delhi, India. *Urban Forestry & Urban Greening* 8 (3): 187-196.
- ∞ Koenig, W. D., Hochachka, W. M., Zuckerberg, B., & Dickinson, J. L. (2010). Ecological determinants of American crow mortality due to West Nile virus during its North American sweep. *Oecologia* 163 (4): 903-909.
- ∞ Lachmund, J. (2015). Strange Birds: Ornithology and the Advent of the Collared Dove in Post-World War II Germany. *Science in context* 28 (02): 259-284.
- ∞ Lancaster, R. K., & Rees, W. E. (1979). Bird communities and the structure of urban habitats. *Canadian Journal of Zoology* 57 (12): 2358-2368.
- ∞ Laaksonen, T., & Lehikoinen, A. (2013). Population trends in boreal birds: continuing declines in agricultural, northern, and long-distance migrant species. *Biological conservation* 168: 99-107.
- ∞ Lepczyk, C. A. & Warren, P. S. (2012). *Urban Bird Ecology and Conservation*. University of California Press.
- ∞ Lewtas, J. (2007). Air pollution combustion emissions: characterization of causative agents and mechanisms associated with cancer, reproductive, and cardiovascular effects. *Mutation Research/Reviews in Mutation Research* 636 (1): 95-133.
- ∞ Liker, A., Papp, Z., Bókony, V., & Lendvai, A. Z. (2008). Lean birds in the city: body size and condition of house sparrows along the urbanization gradient. *Journal of Animal Ecology* 77 (4): 789-795.
- ∞ Luniak, M. (2004). Synurbization–adaptation of animal wildlife to urban development. In Proc. 4th International Symposium Urban Wildlife Conservation. Tucson.

- ∞ MacGregor-Fors, I., & Ortega-Álvarez, R. (2011a). Fading from the forest: bird community shifts related to urban park site-specific and landscape traits. *Urban Forestry & Urban Greening* 10 (3): 239-246.
- ∞ MacGregor-Fors, I., & Schondube, J. E. (2011b). Gray vs. green urbanization: relative importance of urban features for urban bird communities. *Basic and Applied Ecology* 12 (4): 372-381.
- ∞ MacGregor-Fors, I., Escobar, F., Rueda-Hernández, R., Avendaño-Reyes, S., Baena, M. L., Bandala, V. M., & Montes de Oca, E. (2016). City “green” contributions: The role of urban greenspaces as reservoirs for biodiversity. *Forests* 7 (7): 146.
- ∞ Manhães, M. A., & Loures-Ribeiro, A. (2005). Spatial distribution and diversity of bird community in an urban area of Southeast Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 48 (2): 285-294.
- ∞ Marzluff, J. M. (2001). Worldwide urbanization and its effects on birds. In *Avian ecology and conservation in an urbanizing world*. Springer US.
- ∞ Mason, C. F. (2003). Some correlates of density in an urban Blackbird *Turdus merula* population. *Bird Study* 50 (2): 185-188.
- ∞ McKinney, M. L. (2008). Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. *Urban ecosystems* 11 (2): 161-176.
- ∞ 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.
- ∞ Mikula, P., Hromada, M., Albrecht, T., & Tryjanowski, P. (2014). Nest site selection and breeding success in three *Turdus* thrush species coexisting in an urban environment. *Acta Ornithologica* 49 (1): 83-92.
- ∞ Miller, M. W. (2006). Apparent effects of light pollution on singing behavior of American robins. *The Condor* 108 (1): 130-139.
- ∞ 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.

- ∞ Murgui, E. (2009). Seasonal patterns of habitat selection of the House Sparrow *Passer domesticus* in the urban landscape of Valencia (Spain). *Journal of Ornithology* 150 (1): 85-94.
- ∞ Murgui, E. (2014). Population trends in breeding and wintering birds in urban parks: a 15-year study (1998-2013) in Valencia, Spain. *Revista Catalana d'Ornitologia* 30: 30-40.
- ∞ Murgui, E., & Macias, A. (2010). Changes in the House Sparrow *Passer domesticus* population in Valencia (Spain) from 1998 to 2008. *Bird Study* 57 (3): 281-288.
- ∞ Newton, I. (1998). *Population Limitation in Birds*. Academic Press, London.
- ∞ Ockendon, N., Davis, S. E., Miyar, T., & Toms, M. P. (2009). Urbanization and time of arrival of common birds at garden feeding stations. *Bird Study* 56 (3): 405-410.
- ∞ Ortega-Álvarez, R., & MacGregor-Fors, I. (2009). Living in the big city: Effects of urban land-use on bird community structure, diversity, and composition. *Landscape and Urban Planning* 90 (3): 189-195.
- ∞ Paul, M. R. (2015). A review of house sparrow population decline in India. *Asia Pacific Journal of Research* 1 (29).
- ∞ Peach, W. J., Vincent, K. E., Fowler, J. A., & Grice, P. V. (2008). Reproductive success of house sparrows along an urban gradient. *Animal Conservation* 11 (6): 493-503.
- ∞ Pithart, D. (2014). Ochrana rorýsů v souvislosti se stavebními úpravami budov. Fórum ochrany přírody. Online: <http://www.forumochranyprirody.cz/ochrana-rorysu-v-souvislosti-se-stavebnimi-upravami-budov>
- ∞ QGIS Development Team. (2009). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation. Online: <http://qgis.osgeo.org>
- ∞ Rega, C. C., Nilon, C. H., & Warren, P. S. (2015). Avian abundance patterns in relation to the distribution of small urban greenspaces. *Journal of Urban Planning and development* 141 (3): A4015002.
- ∞ Reif, J., Voříšek, P., Bejček, V., & Petr, J. (2008). Agricultural intensification and farmland birds: new insights from a central European country. *Ibis* 150 (3): 596-605.

- ∞ Ristovski, Z. D., Miljevic, B., Surawski, N. C., Morawska, L., Fong, K. M., Goh, F., & Yang, I. A. (2012). Respiratory health effects of diesel particulate matter. *Respirology* 17 (2): 201-212.
- ∞ Rizwan, A. M., Dennis, L. Y., & Chunho, L. I. U. (2008). A review on the generation, determination and mitigation of Urban Heat Island. *Journal of Environmental Sciences* 20 (1): 120-128.
- ∞ Robinson, R. A., Siriwardena, G. M., & Crick, H. Q. (2005). Size and trends of the House Sparrow *Passer domesticus* population in Great Britain. *Ibis* 147 (3): 552-562.
- ∞ Robinson, R. A., Siriwardena, G. M., & Hewson, C. M. (2002). Seasonal and temporal changes in use of gardens by starling (*Sturnus vulgaris*) and house sparrow (*Passer domesticus*). *BTO Research Report*: 53-72.
- ∞ Rocha-Camarero, G., & de Trucios, S. H. (2002). The spread of the Collared Dove *Streptopelia decaocto* in Europe: colonization patterns in the west of the Iberian Peninsula. *Bird Study* 49 (1): 11-16.
- ∞ Roux, K. E., & Marra, P. P. (2007). The presence and impact of environmental lead in passerine birds along an urban to rural land use gradient. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 53 (2): 261-268.
- ∞ Rupprecht, C. D., Byrne, J. A., Garden, J. G., & Hero, J. M. (2015). Informal urban green space: a trilingual systematic review of its role for biodiversity and trends in the literature. *Urban Forestry & Urban Greening* 14 (4): 883-908.
- ∞ Sandström, U. G., Angelstam, P., & Mikusiński, G. (2006). Ecological diversity of birds in relation to the structure of urban green space. *Landscape and urban planning* 77 (1): 39-53.
- ∞ Scheifler, R., Coeurdassier, M., Morilhat, C., Bernard, N., Faivre, B., Flicoteaux, P., & De Vaufleury, A. (2006). Lead concentrations in feathers and blood of common blackbirds (*Turdus merula*) and in earthworms inhabiting unpolluted and moderately polluted urban areas. *Science of the Total Environment* 371 (1): 197-205.
- ∞ Schifferli, L. (2000). Changes in agriculture and the status of birds breeding in European farmland. *Ecology and conservation of lowland farmland birds*: 17-25.

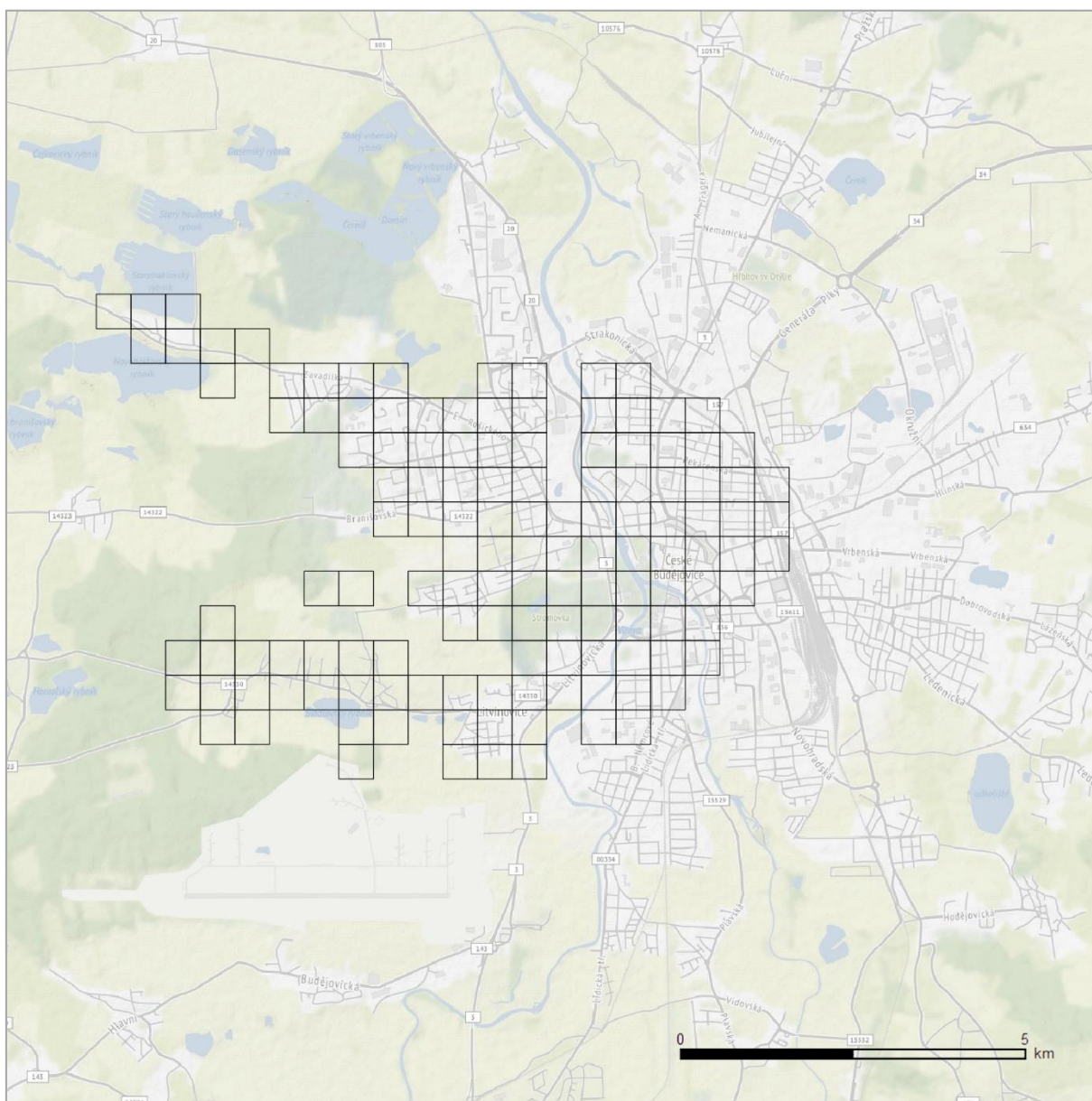
- ∞ Schroeder, J., Nakagawa, S., Cleasby, I. R., & Burke, T. (2012). Passerine birds breeding under chronic noise experience reduced fitness. *PLoS one* 7 (7): e39200.
- ∞ Seress, G., Bókony, V., Pipoly, I., Szép, T., Nagy, K., & Liker, A. (2012). Urbanization, nestling growth and reproductive success in a moderately declining house sparrow population. *Journal of Avian Biology* 43 (5): 403-414.
- ∞ Seress, G., & Liker, A. (2015). Habitat urbanization and its effects on birds. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 61 (4): 373-408.
- ∞ 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.
- ∞ Shochat, E., Lerman, S., & Fernández-Juricic, E. (2010). Birds in urban ecosystems: population dynamics, community structure, biodiversity, and conservation. *Urban Ecosystem Ecology*: 75-86.
- ∞ Scheidt, S. N., & Hurlbert, A. H. (2014). Range expansion and population dynamics of an invasive species: the Eurasian Collared-Dove (*Streptopelia decaocto*). *PloS one* 9 (10): e111510.
- ∞ Simeonov, S. D. (1964). Über die Nahrung des Haussperlings in der Umgebung von Sofia. *Annuaire de l'Universite de Sofia* 61: 239–275.
- ∞ Siriwardena, G. M., Robinson, R. A., & Crick, H. Q. (2002). Status and population trends of the House Sparrow *Passer domesticus* in Great Britain. *BTO Research Report*: 33-50.
- ∞ Sitko, J., & Zaleśny, G. (2014). The effect of urbanization on helminth communities in the Eurasian blackbird (*Turdus merula L.*) from the eastern part of the Czech Republic. *Journal of helminthology* 88 (01): 97-104.
- ∞ Skórka, P., Sierpowska, K., Haidt, A., Myczko, Ł., Ekner-Grzyb, A., Rosin, Z. M., ... & Wasielewski, O. (2016). Habitat preferences of two sparrow species are modified by abundances of other birds in an urban environment. *Current Zoology*.
- ∞ Slabbekoorn, H. (2013). Songs of the city: noise-dependent spectral plasticity in the acoustic phenotype of urban birds. *Animal Behaviour* 85 (5): 1089-1099.

- ∞ Slabbekoorn, H., & Peet, M. (2003). Ecology: Birds sing at a higher pitch in urban noise. *Nature* 424 (6946): 267-267.
- ∞ Strohbach, M. W., Lerman, S. B., & Warren, P. S. (2013). Are small greening areas enhancing bird diversity? Insights from community-driven greening projects in Boston. *Landscape and Urban Planning* 114: 69-79.
- ∞ Suárez-Rodríguez, M., López-Rull I., & Garcia C. M. (2012). Incorporation of cigarette butts into nests reduces nest ectoparasite load in urban birds: new ingredients for an old recipe? *Biology Letters* 9 (1): 20120931.
- ∞ Summers-Smith J. D. (2003). Decline of the House Sparrow: a review. *British Birds* 96: 439–446.
- ∞ Summers-Smith, J. D. (2005). Changes in the house sparrow population in Britain. *International Studies on Sparrows* 30: 23-37.
- ∞ Summers-Smith, J. D. (2007). Is unleading petrol a factor in urban house sparrow decline. *British Birds* 100: 558-559.
- ∞ Swaileh, K. M., & Sansur, R. (2006). Monitoring urban heavy metal pollution using the House Sparrow (*Passer domesticus*). *Journal of Environmental Monitoring* 8 (1): 209-213.
- ∞ Šálek, M., Havlíček, J., Riegert, J., Nešpor, M., Fuchs, R., & Kipson, M. (2015a). Winter density and habitat preferences of three declining granivorous farmland birds: the importance of the keeping of poultry and dairy farms. *Journal for Nature Conservation* 24: 10-16.
- ∞ Šálek, M., Riegert, J., & Grill, S. (2015b). House Sparrows *Passer domesticus* and Tree Sparrows *Passer montanus*: fine-scale distribution, population densities, and habitat selection in a Central European city. *Acta Ornithologica* 50 (2): 221-232.
- ∞ Šmilauer, P., & Lepš, J. (2014). *Multivariate Analysis of ecological Data using Canoco 5. Second edition*. Cambridge: Cambridge University Press.
- ∞ Ter Braak C. J. F., Šmilauer P. (2012). *Canoco reference manual and user's guide: software for ordination, version 5.0*. Ithaca (USA): Microcomputer Power.

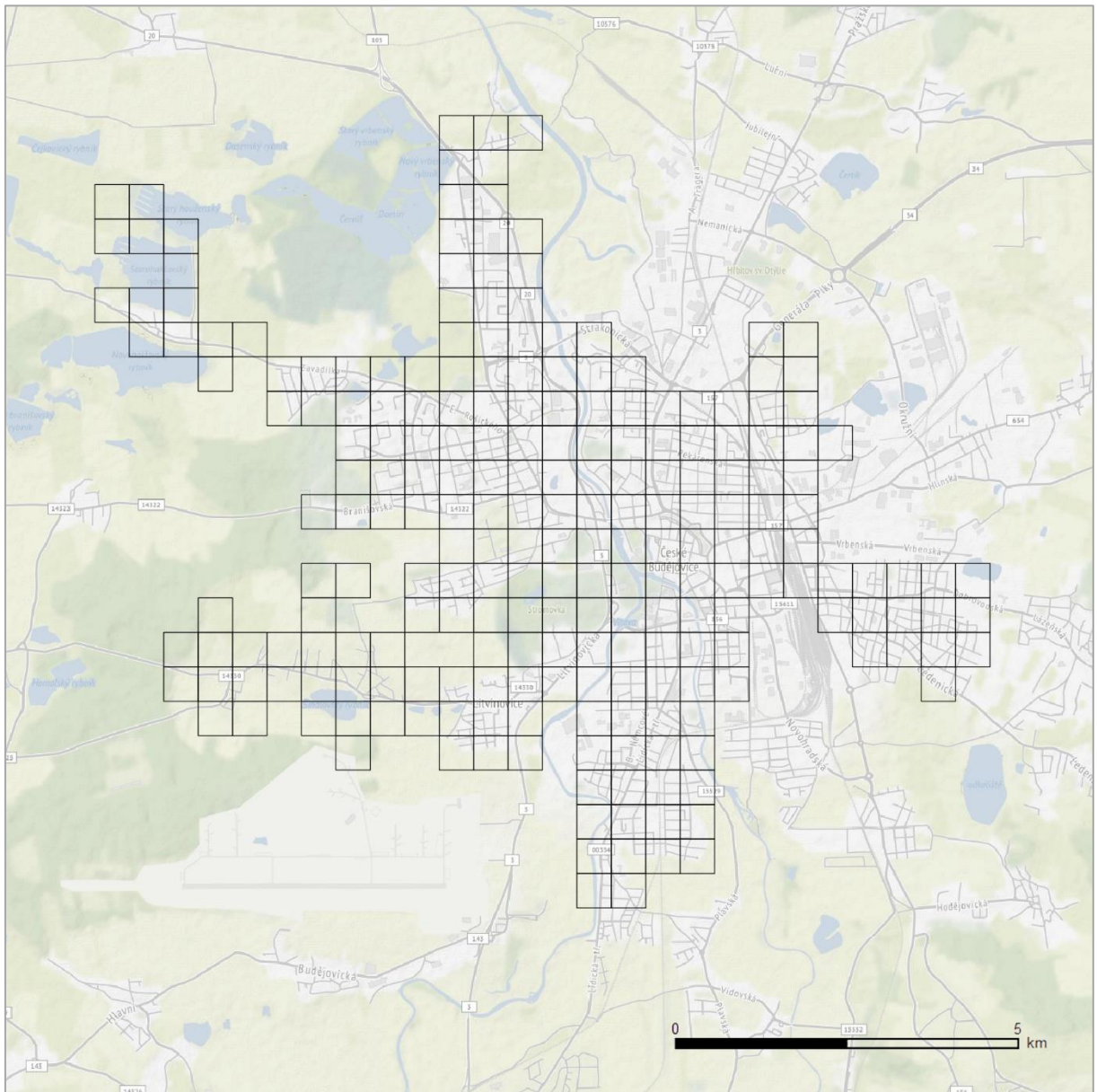
- ∞ The Royal Society for the Protection of Birds. (2016). 2016 Big Garden Watch. Online: <http://www.rspb.org.uk/get-involved/activities/birdwatch/results.aspx>
- ∞ Threlfall, C. G., Williams, N. S., Hahs, A. K., & Livesley, S. J. (2016). Approaches to urban vegetation management and the impacts on urban bird and bat assemblages. *Landscape and Urban Planning* 153: 28-39.
- ∞ Tilghman, N. G. (1987). Characteristics of urban woodlands affecting breeding bird diversity and abundance. *Landscape and Urban planning* 14: 481-495.
- ∞ Tomiałojć, L. (2012). Changes in tree sparrow *Passer montanus* populations from urban parks. *International Studies on Sparrows* 36 (1): 4-17.
- ∞ Tryjanowski, P., Møller, A. P., Morelli, F., Biaduń, W., Brauze, T., Ciach, M., ... & Hetmański, T. (2016). Urbanization affects neophilia and risk-taking at bird-feeders. *Scientific Reports* 6.
- ∞ van Heezik, Y., Smyth, A., & Mathieu, R. (2008). Diversity of native and exotic birds across an urban gradient in a New Zealand city. *Landscape and urban planning* 87 (3): 223-232.
- ∞ van Heezik, Y., Smyth, A., Adams, A., & Gordon, J. (2010). Do domestic cats impose an unsustainable harvest on urban bird populations? *Biological Conservation* 143 (1): 121-130.
- ∞ Van Vliet, J., Musters, C. J. M., & Ter Keurs, W. J. (2009). Changes in migration behaviour of Blackbirds *Turdus merula* from the Netherlands. *Bird Study* 56 (2): 276-281.
- ∞ Vangestel, C., Braeckman, B. P., Matheve, H., & Lens, L. U. C. (2010). Constraints on home range behaviour affect nutritional condition in urban house sparrows (*Passer domesticus*). *Biological journal of the Linnean Society* 101 (1): 41-50.
- ∞ 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.
- ∞ Vincent, K. E. (2005). Investigating the causes of the decline of the urban house sparrow *Passer domesticus* population in Britain. PhD thesis. De Montfort University.

- ∞ Virkkala, R. (2016). Long-term decline of southern boreal forest birds: consequence of habitat alteration or climate change? *Biodiversity and conservation* 25 (1): 151-167.
- ∞ Voříšek, P., Jiguet, F., van Strien, A., Škorpilová, J., Klvaňová, A. & Gregory, R.D. (2010). Trends in abundance and biomass of widespread European farmland birds: how much have we lost? BOU Proceedings - Lowland Farmland Birds III.
- ∞ Wang, Y., Huang, Q., Lan, S., Zhang, Q., & Chen, S. (2015). Common blackbirds *Turdus merula* use anthropogenic structures as nesting sites in an urbanized landscape. *Current Zoology* 61(3): 435-443.
- ∞ Węgrzynowicz, A. (2012a). Importance Of Nest Sites Availability For Abundance And Changes In Number Of House-And Tree Sparrow In Warsaw. *International Studies on Sparrows* 36 (1): 56-65.
- ∞ Węgrzynowicz, A. (2012b). The Use Of Nest-Boxes By Two Species Of Sparrows (*Passer Domesticus* And *P. Montanus*) With Opposite Trends Of Abundance—The Study In Warsaw. *International Studies on Sparrows* 36 (1): 18-29.
- ∞ White, J. G., Antos, M. J., Fitzsimons, J. A., & Palmer, G. C. (2005). Non-uniform bird assemblages in urban environments: the influence of streetscape vegetation. *Landscape and urban planning* 71 (2): 123-135.
- ∞ Woods, M., McDonald, R. A., & Harris, S. (2003). Predation of wildlife by domestic cats *Felis catus* in Great Britain. *Mammal review* 33 (2): 174-188.
- ∞ Zhang, S., Zheng, G., & Xu, J. (2005). Habitat use of urban tree sparrows in the process of urbanization: Beijing as a case study. *Chinese Biodiversity* 14 (5): 372-381.
- ∞ Zimaroyeva, A. A., Matsyura, A. V., & Jankowski, K. (2016). Spatial patterns of habitat distribution of Corvidae (the case of urban-rural gradient). *Biosystems Diversity* 24 (2): 451-458.

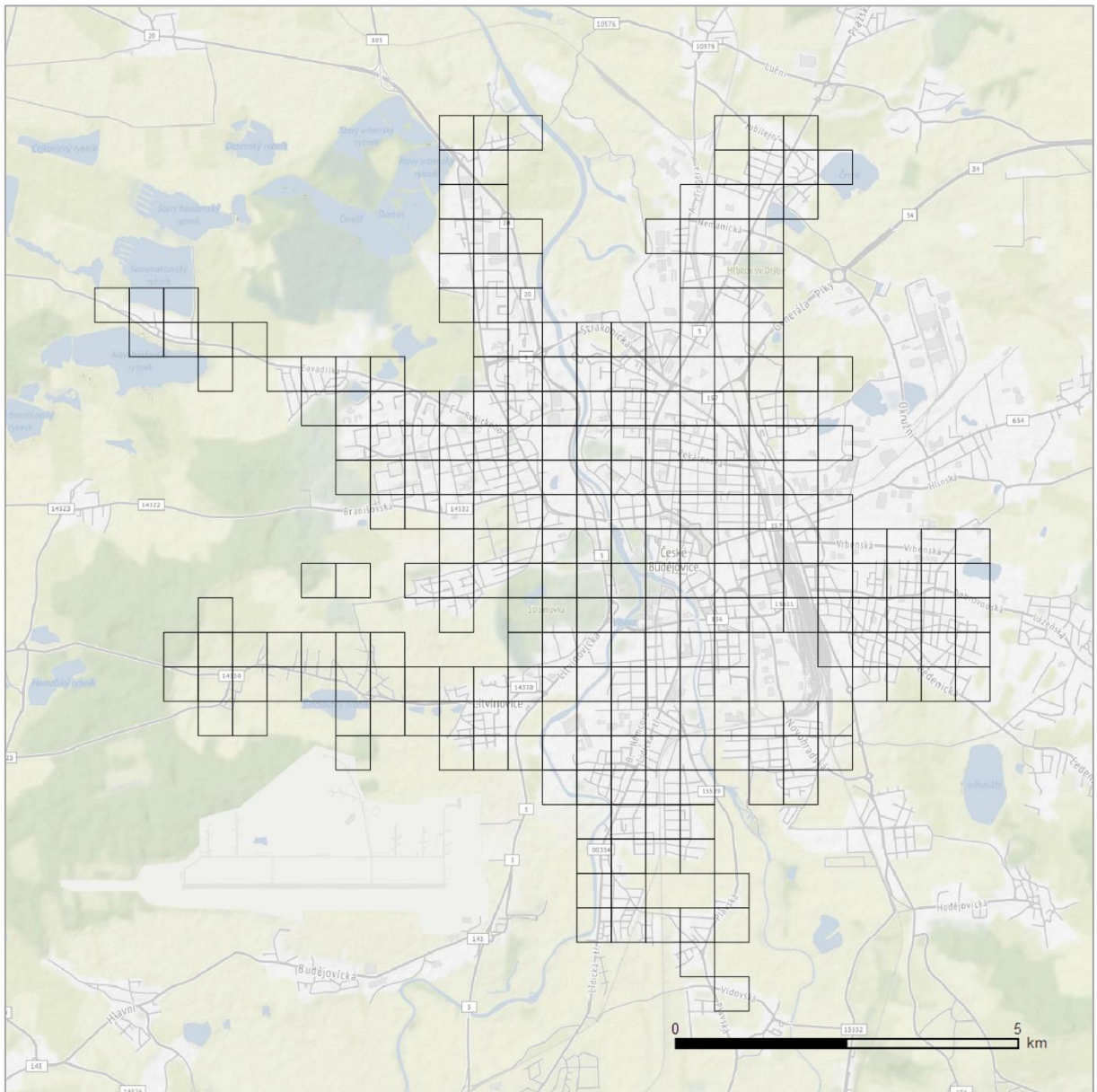
8. Přílohy



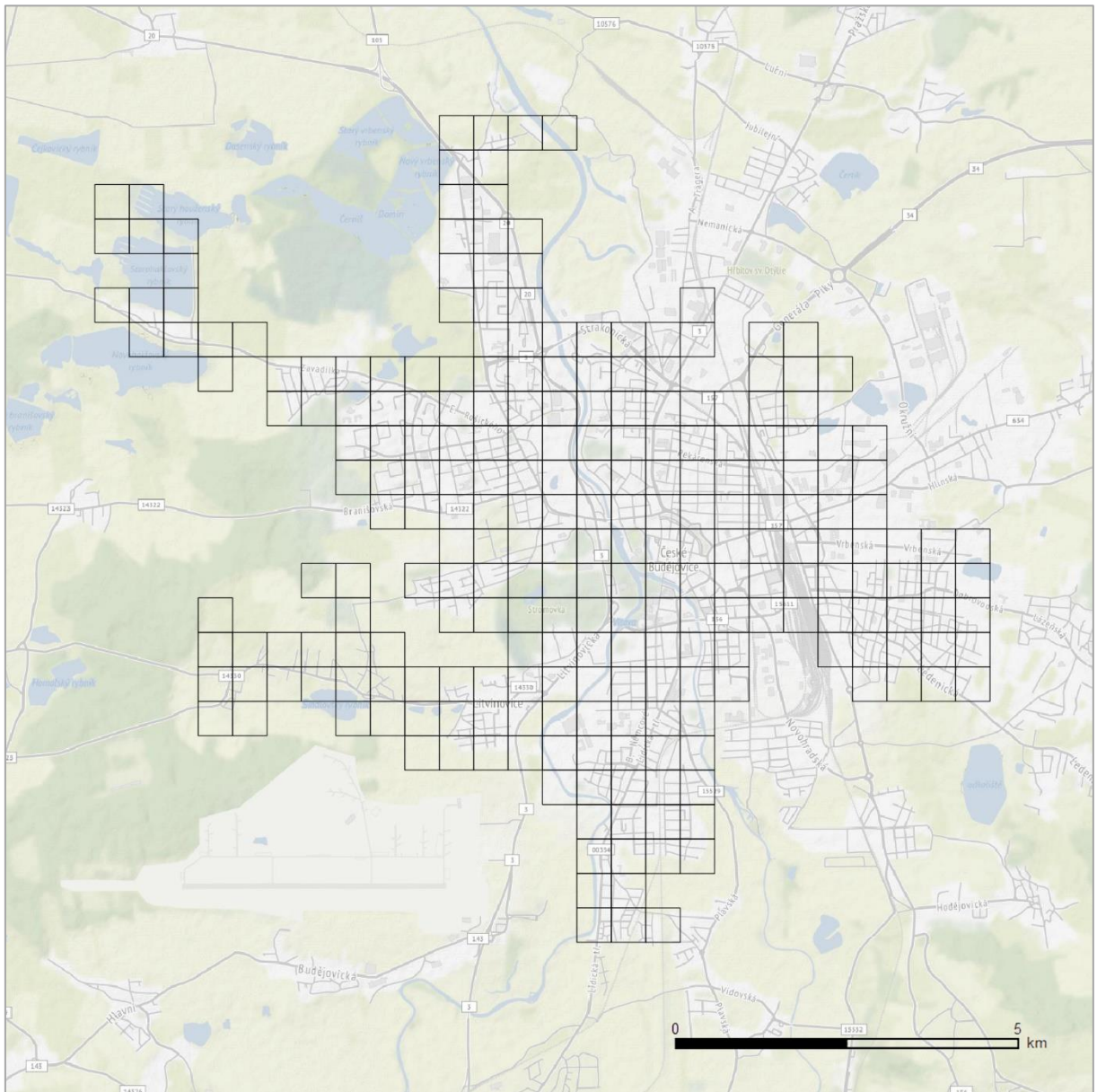
Příloha 1: Čtverce zmapované v období zimy 2015.



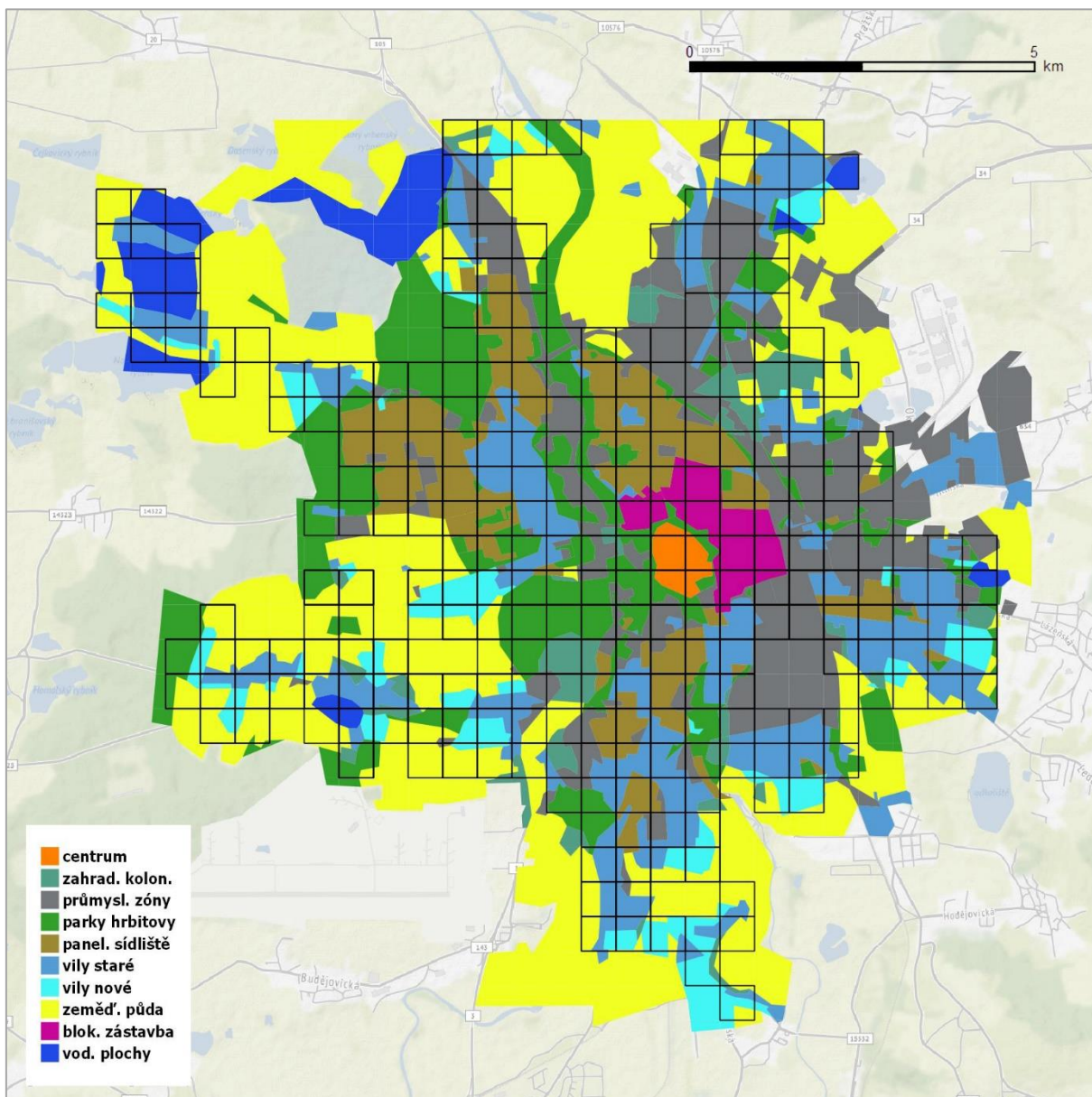
Příloha 2: Čtverce zmapované v období podzimu 2015.



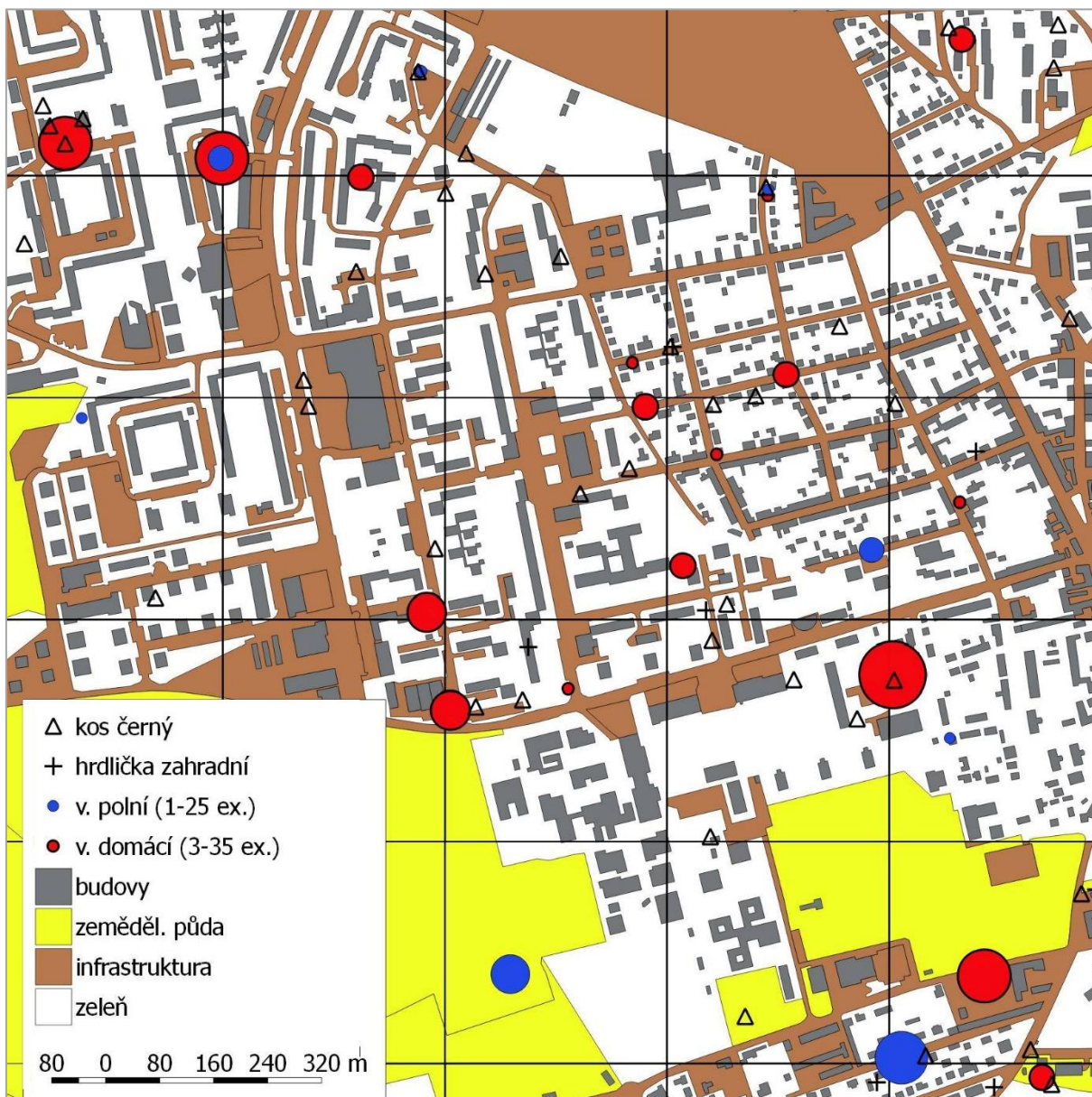
Příloha 3: Čtverce zmapované v období zimy 2016.



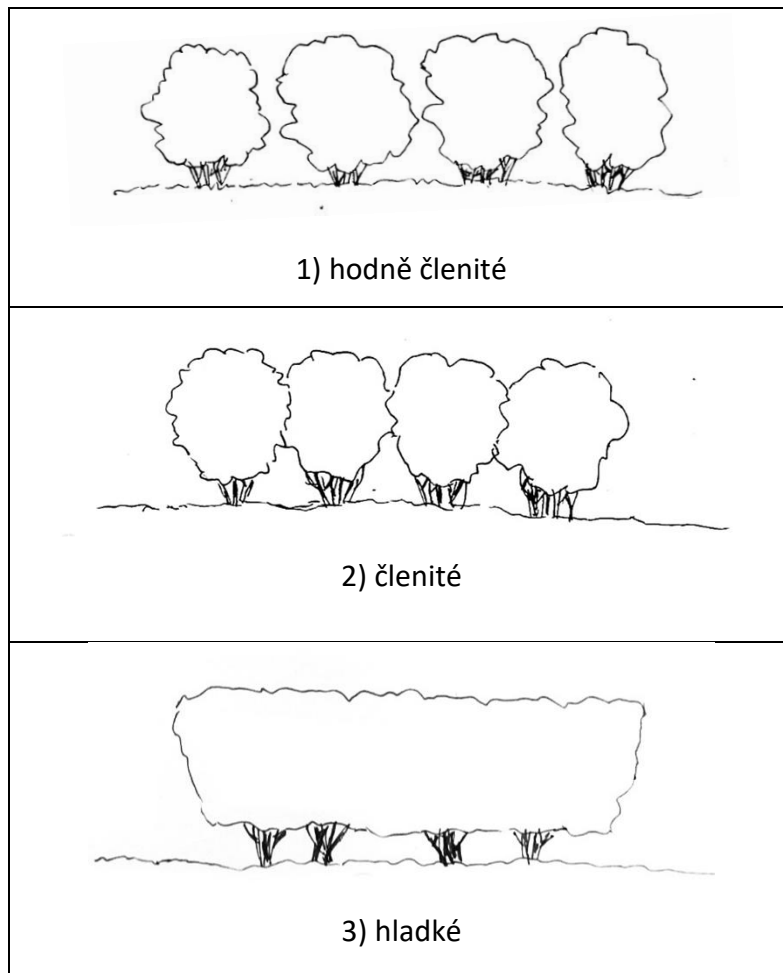
Příloha 4: Čtverce zmapované v období podzimu 2016.



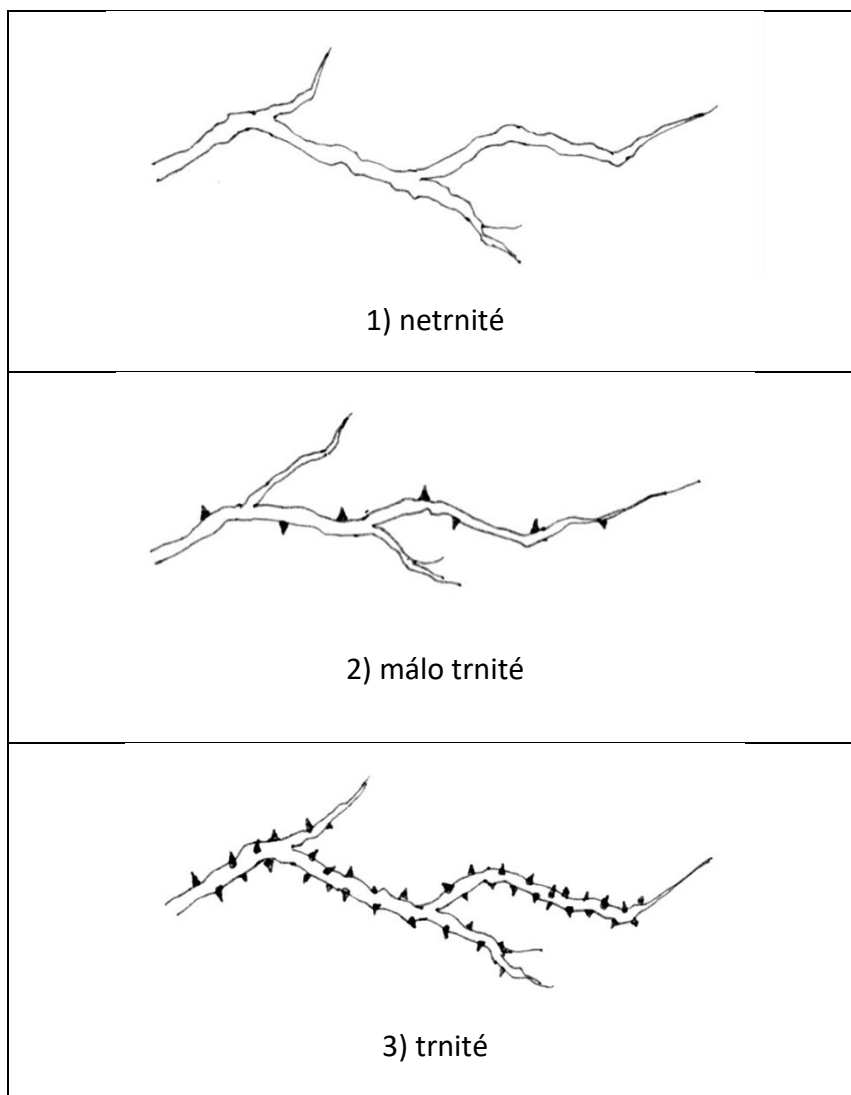
Příloha 5: Distribuce biotopů s ohledem na historicko-stavební členění města na sledovaném území.



Příloha 6: Ukázka čtvrců s vrstvou ZABAGED s pozorováními jednotlivých druhů v období zimy 2016. Detailně: dole Jihočeská univerzita, střed sídliště Máj a vpravo přilehlá zástavba rodinných domů.



Příloha 7: Znázornění jednotlivých typů členitosti prvků městské zeleně (viz kapitola 3.2., tabulka II).



Příloha 8: Znázornění jednotlivých typů trnitosti prvků městské zeleně (viz kapitola 3.2., tabulka I).

Příloha 9: Distribuce druhů v rámci jednotlivých biotopů pro podzimní období (2015-2016). Číslo biotopu odpovídá členění v kapitole 3.3.1.

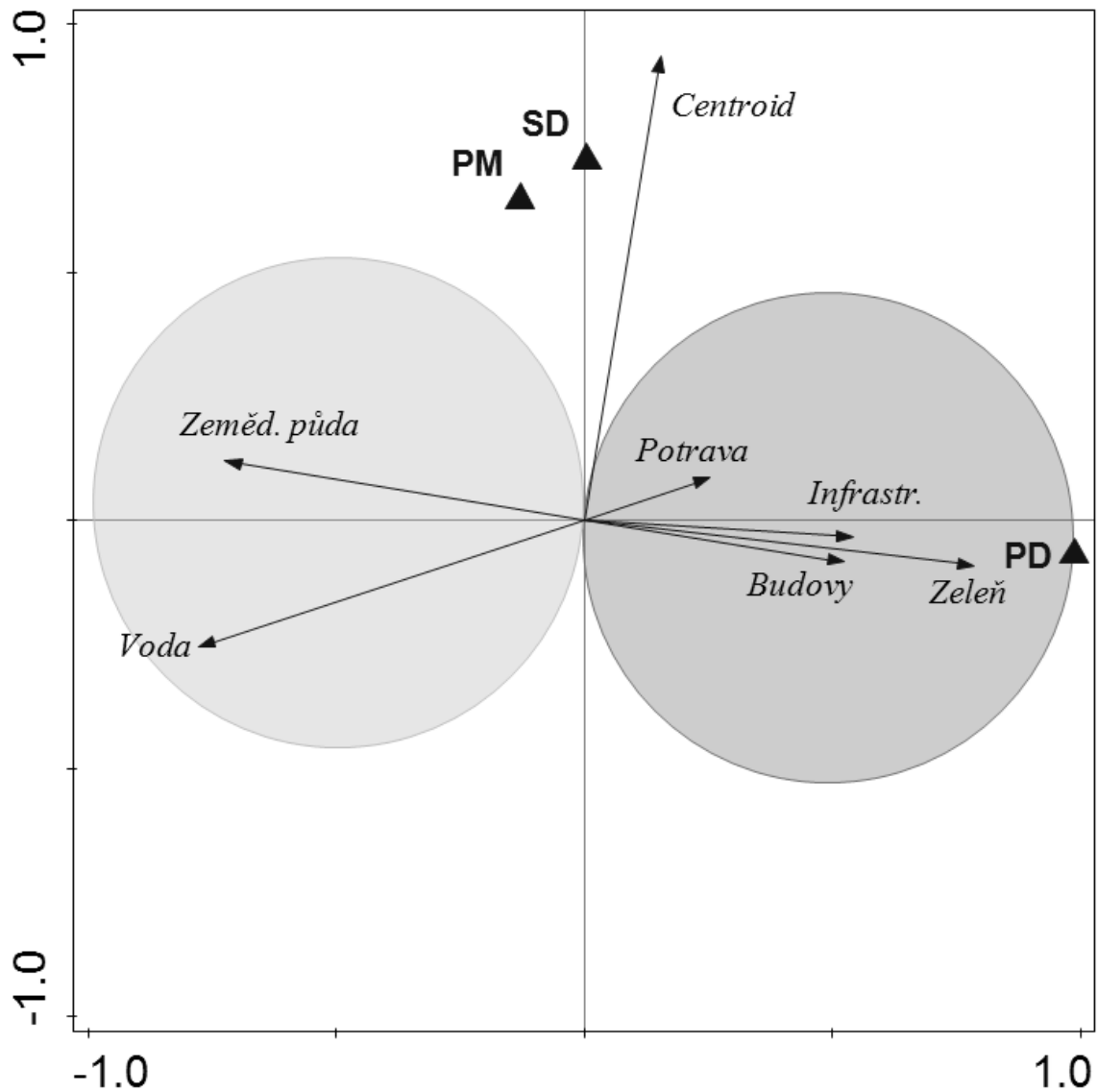
Legenda: PD – *Passer domesticus*, PM – *Passer montanus*, SD – *Streptopelia decaocto*, TM – *Turdus merula*.

podzim biotop	plocha biotopů (ha)		(početnost ptáků ex./10 ha)					
	2015	2016	PD 2015	PD 2016	SD 2015	SD 2016	PM 2015	PM 2016
1 centrum	27,50	27,50	2,2	11,3	0,0	0,0	0,0	0,0
2 blok.	90,29	90,29	1,2	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0
3 zahrad.	103,87	115,16	4,4	7,6	0,2	0,0	1,9	1,0
4 parky	439,54	421,33	0,5	0,4	0,1	0,0	0,2	1,1
5 prům.	321,74	469,04	1,1	0,6	0,0	0,0	0,1	0,0
6 panel.	396,31	405,43	6,3	6,7	0,1	0,2	0,9	1,1
7 staré vily	460,68	489,07	12,4	7,6	0,3	0,7	1,6	2,3
8 nové vily	154,24	164,55	4,4	6,3	0,0	0,2	1,5	1,8
9 pole	485,47	496,97	0,0	0,2	0,3	0,0	0,4	0,1
10 voda	72,55	66,71	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

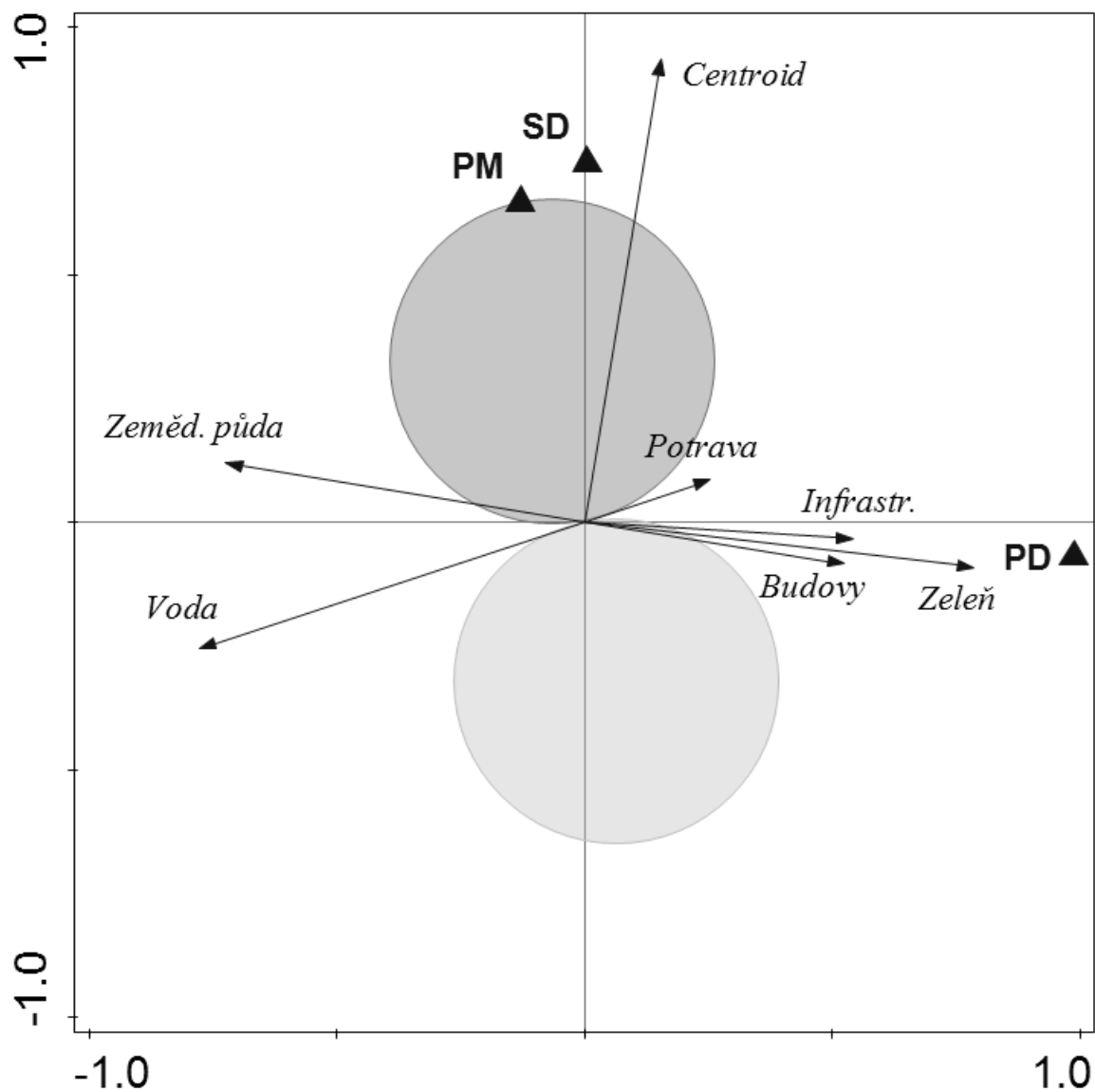
Příloha 10: Distribuce druhů v rámci jednotlivých biotopů pro zimní období (2015-2016). Číslo biotopu odpovídá členění v kapitole 3.3.1.

Legenda: PD – *Passer domesticus*, PM – *Passer montanus*, SD – *Streptopelia decaocto*, TM – *Turdus merula*.

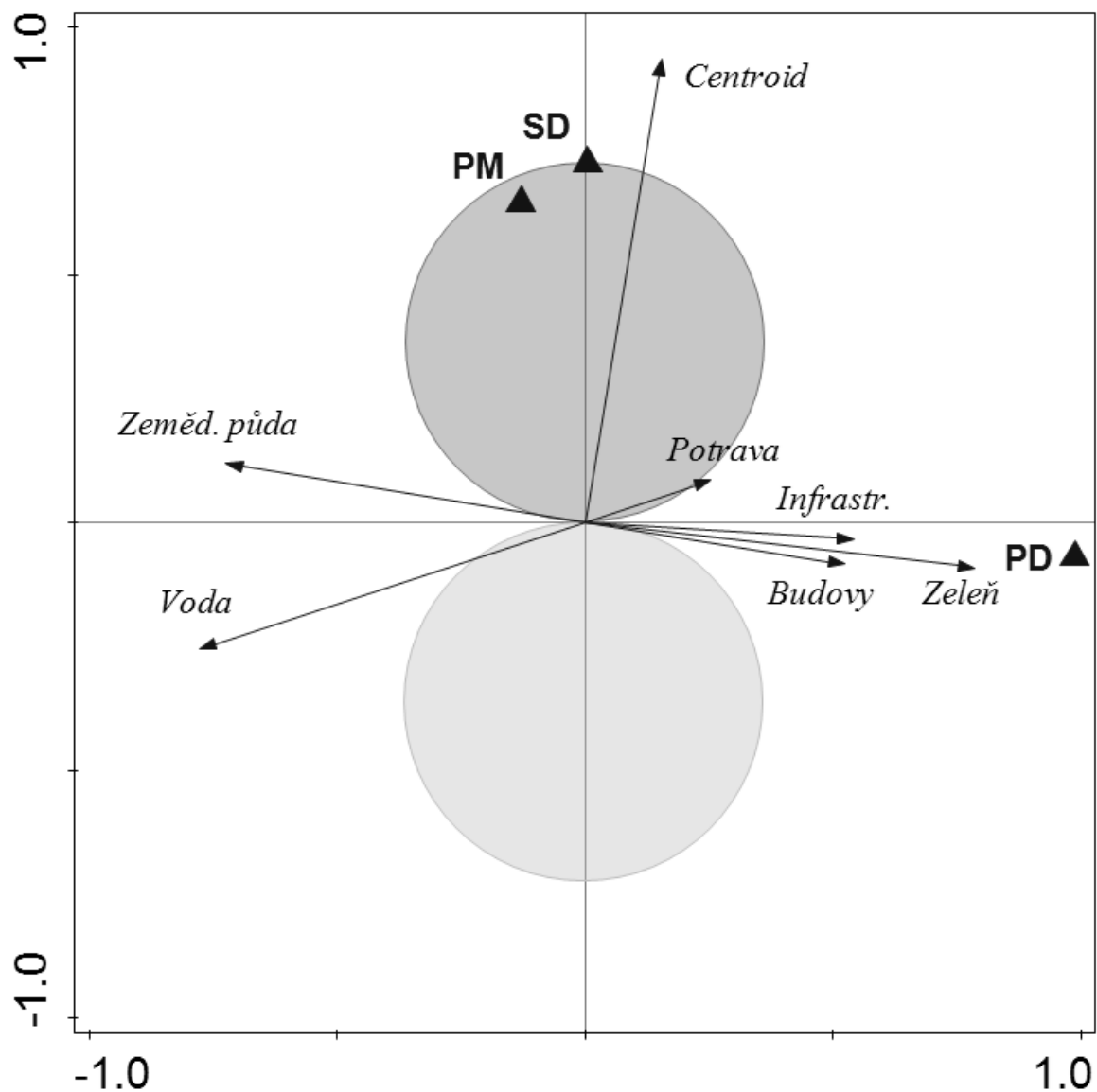
zima	plocha biotopů (ha)		(početnost ptáků ex./10 ha)						
	2015	2016	PD 2015	PD 2016	SD 2015	SD 2016	PM 2015	PM 2016	TM 2016
1 centrum	27,50	27,50	0,0	1,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7
2 blok.	84,89	90,29	0,6	2,4	0,0	0,0	0,1	0,0	0,2
3 zahrad.	49,73	131,83	5,0	3,6	0,2	0,2	9,0	4,6	2,1
4 parky	269,20	425,78	0,7	1,4	0,0	0,0	0,0	1,1	1,7
5 prům.	134,51	519,25	2,5	0,0	0,0	0,0	1,5	0,1	0,6
6 panel.	295,34	401,71	9,1	12,1	0,7	0,4	2,8	2,9	4,7
7 staré vily	198,90	598,99	17,0	17,0	1,1	0,8	7,0	5,3	1,3
8 nové vily	101,32	210,67	3,8	4,2	0,1	0,3	5,4	0,6	0,6
9 pole	307,08	546,69	0,0	1,3	0,0	0,0	0,5	0,9	0,1
10 voda	28,01	51,82	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0



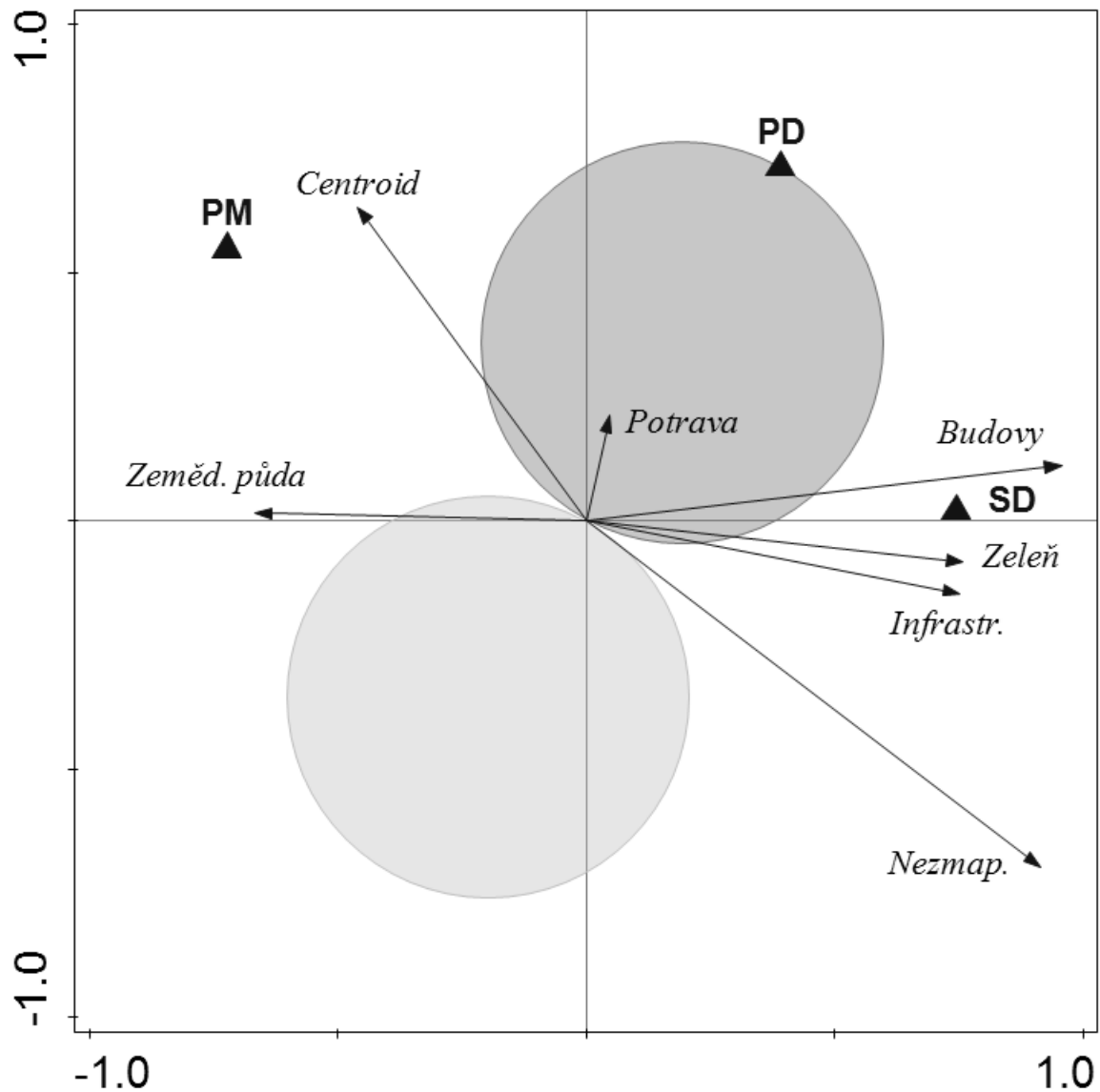
Příloha 11: Vliv přítomnosti potravy, vzdálenosti od centra a typu biotopu na přítomnost vrabce domácího (PD) v podzimním období. Tmavý kruh reprezentuje prediktory pozitivně korelované, světlý kruh prediktory negativně korelované s přítomností tohoto druhu. Legenda: PD – *Passer domesticus*, PM – *Passer montanus*, SD – *Streptopelia decaocto* / Centroid – vzdálenost centroidu čtverce od centra města, Potrava – počet potravních zdrojů ve čtverci, Nezmap. – nezmapované území v rámci čtverce, Budovy – rozsah zástavby, Infrastr. – rozsah infrastruktury (silnice, železnice), Zeleň – množství ostatní vegetace, Zeměd. půda – podíl zemědělské půdy, Voda – vodní plochy.



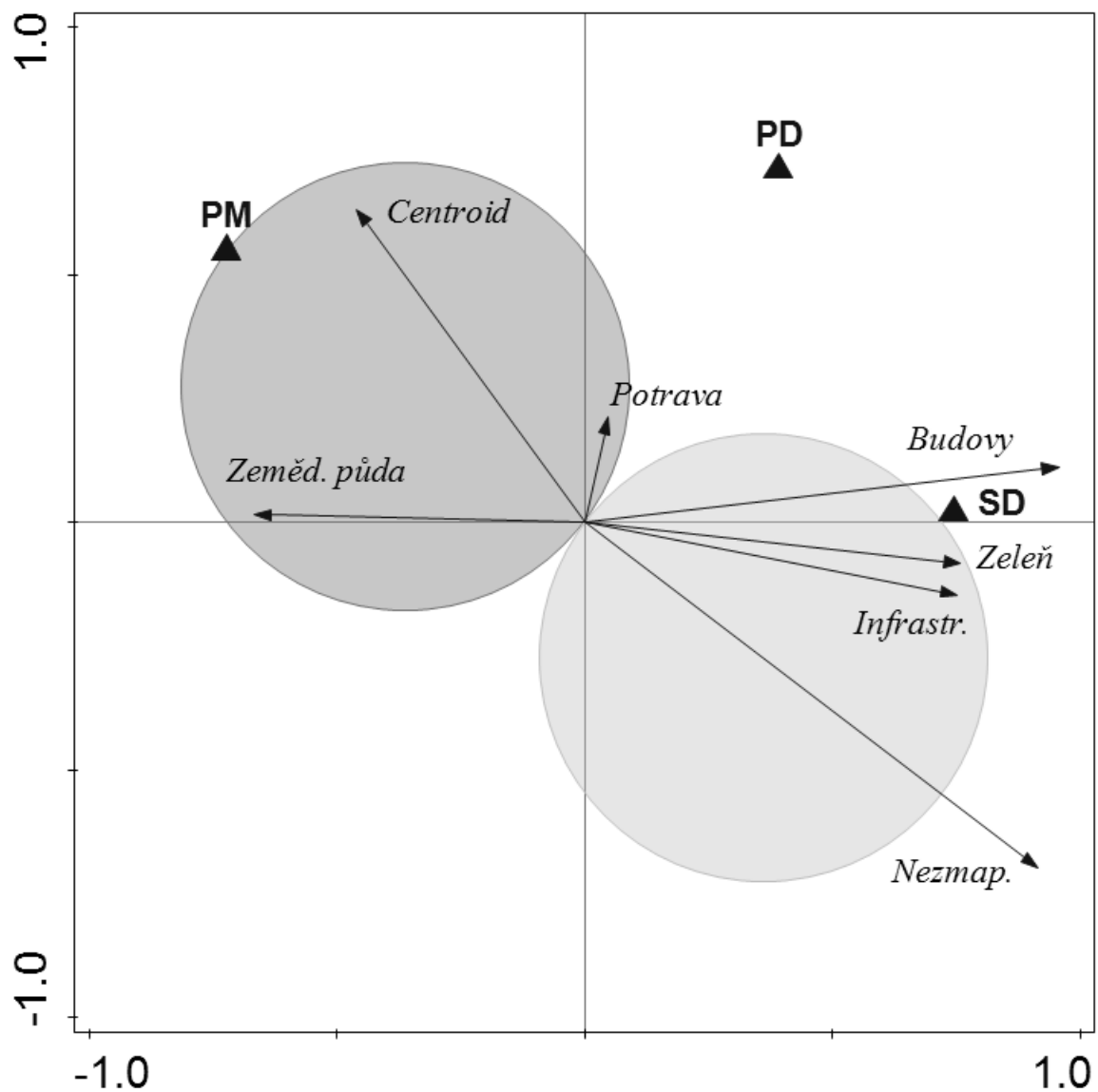
Příloha 12: Vliv přítomnosti potravy, vzdálenosti od centra a typu biotopu na přítomnost vrabce polního (PM) v podzimním období. Tmavý kruh reprezentuje prediktory pozitivně korelované, světlý kruh prediktory negativně korelované s přítomností tohoto druhu. Legenda: PD – *Passer domesticus*, PM – *Passer montanus*, SD – *Streptopelia decaocto* / Centroid – vzdálenost centroidu čtverce od centra města, Potrava – počet potravních zdrojů ve čtverci, Nezmap. – nezmapované území v rámci čtverce, Budovy – rozsah zástavby, Infrastr. – rozsah infrastruktury (silnice, železnice), Zeleň – množství ostatní vegetace, Zeměd. půda – podíl zemědělské půdy, Voda – vodní plochy.



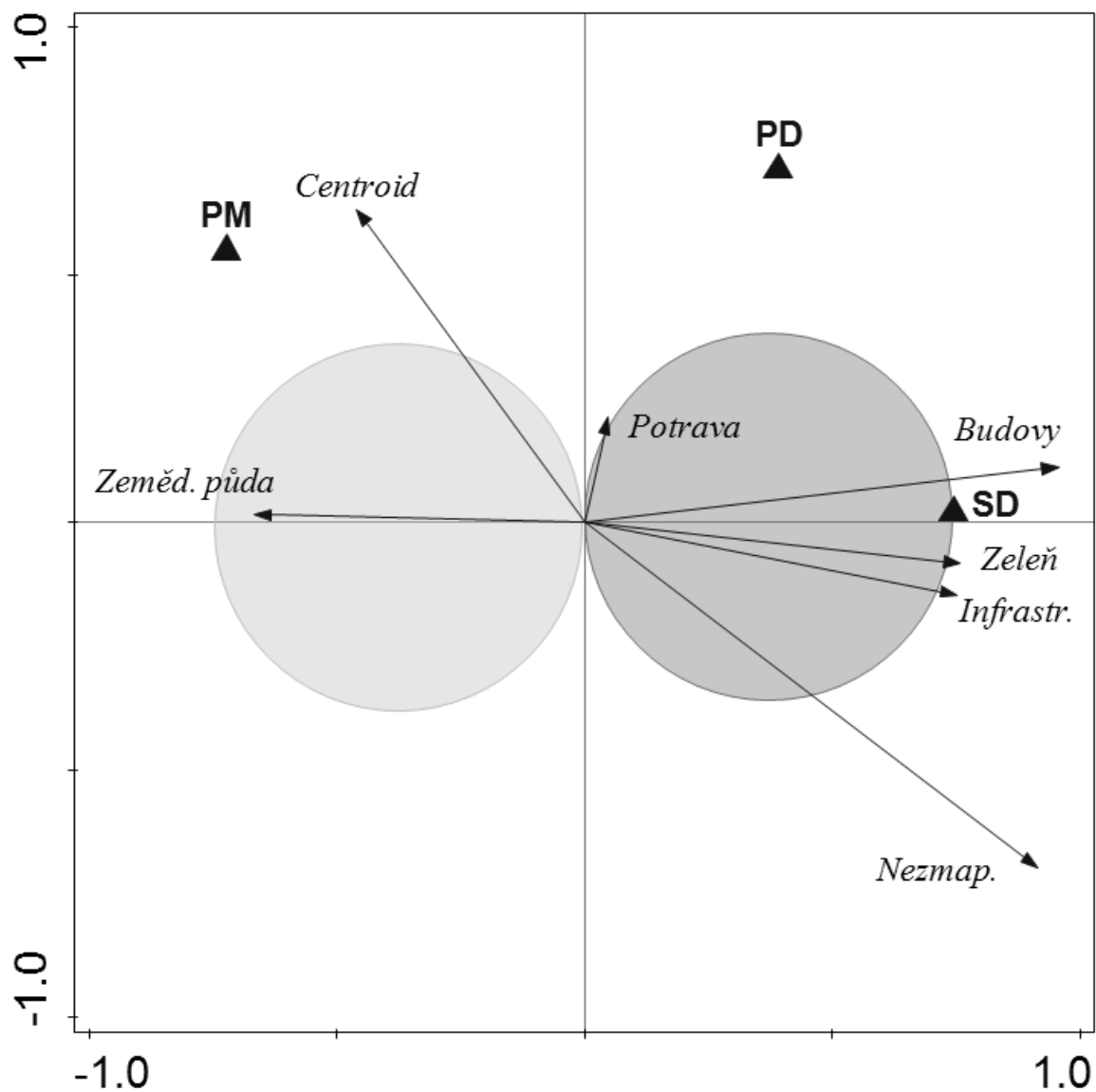
Příloha 13: Vliv přítomnosti potravy, vzdálenosti od centra a typu biotopu na přítomnost vybraných hrdličky (SD) zahradní v podzimním období. Tmavý kruh reprezentuje prediktory pozitivně korelované, světlý kruh prediktory negativně korelované s přítomností tohoto druhu. Legenda: PD – *Passer domesticus*, PM – *Passer montanus*, SD – *Streptopelia decaocto* / Centroid – vzdálenost centroidu čtverce od centra města, Potrava – počet potravních zdrojů ve čtverci, Nezmap. – nezmapované území v rámci čtverce, Budovy – rozsah zástavby, Infrastr. – rozsah infrastruktury (silnice, železnice), Zeleň – množství ostatní vegetace, Zeměd. půda – podíl zemědělské půdy, Voda – vodní plochy.



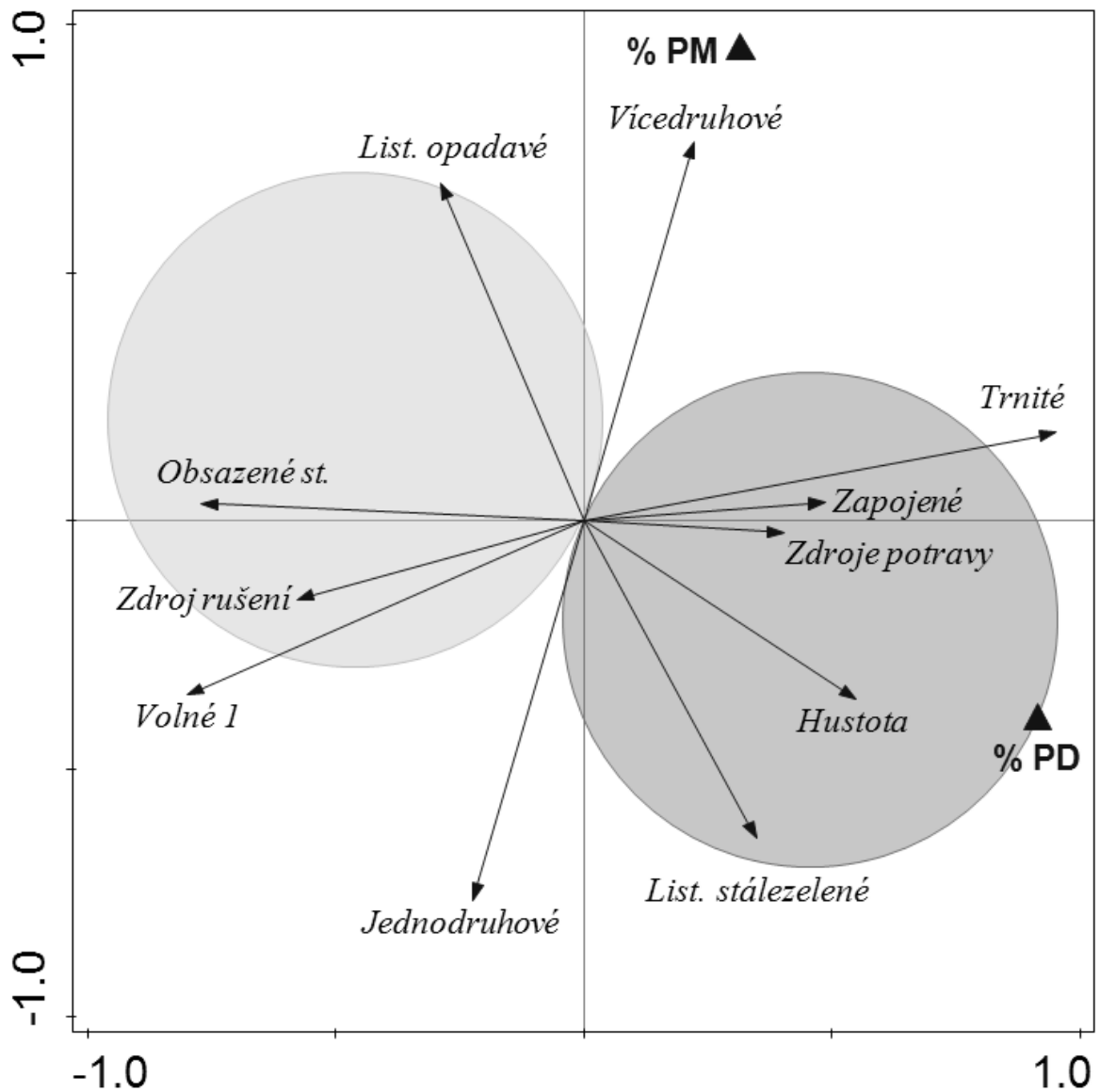
Příloha 14: Vliv přítomnosti potravy, vzdálenosti od centra a typu biotopu na přítomnost vrabce domácího (PD) v zimním období. Tmavý kruh reprezentuje prediktory pozitivně korelované, světlý kruh prediktory negativně korelované s přítomností tohoto druhu. Legenda: PD – *Passer domesticus*, PM – *Passer montanus*, SD – *Streptopelia decaocto* / Centroid – vzdálenost centroidu čtverce od centra města, Potrava – počet potravních zdrojů ve čtverci, Nezmap. – nezmapované území v rámci čtverce, Budovy – rozsah zástavby, Infrastr. – rozsah infrastruktury (silnice, železnice), Zeleň – množství ostatní vegetace, Zeměd. půda – podíl zemědělské půdy, Voda – vodní plochy.



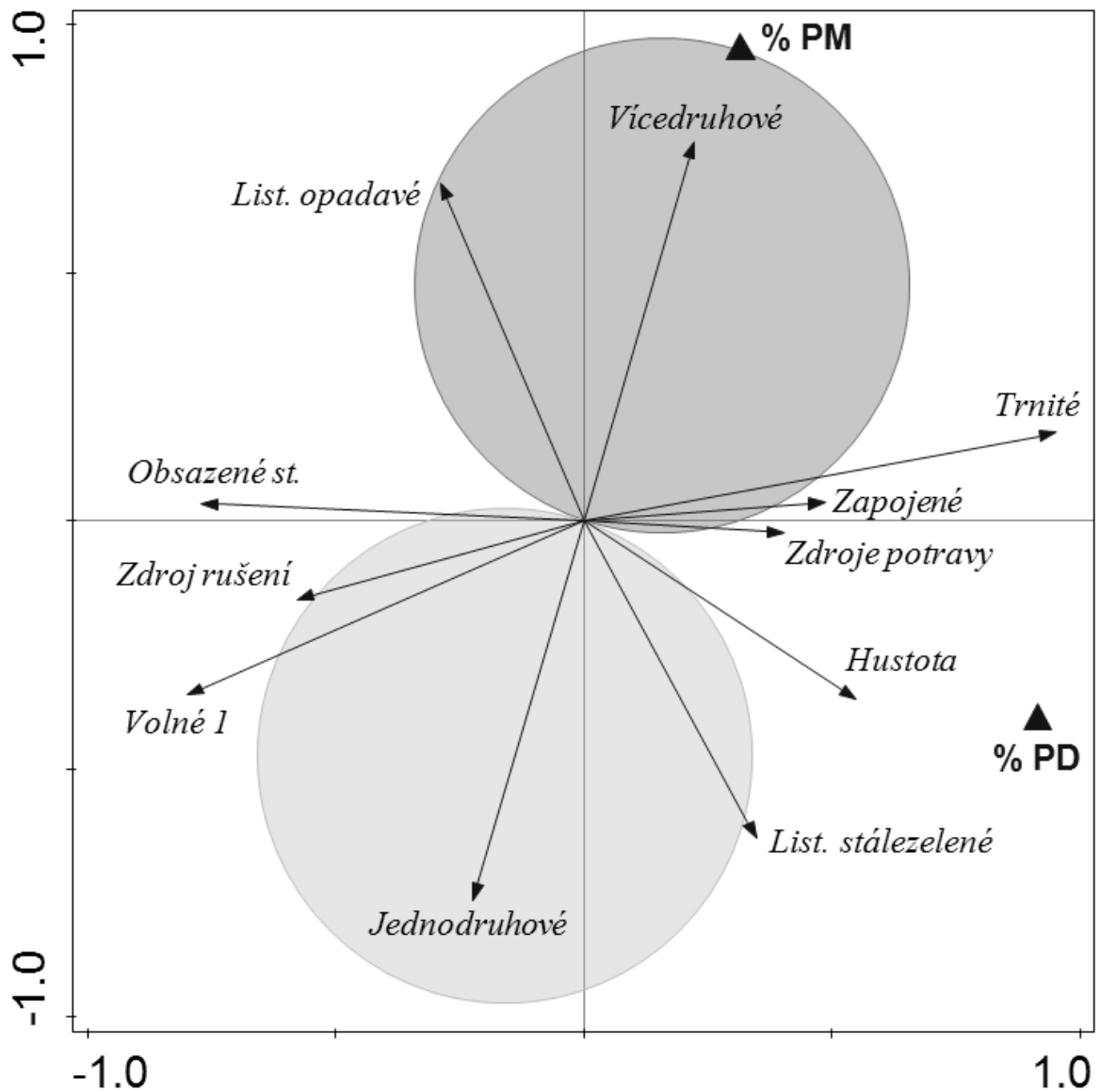
Příloha 15: Vliv přítomnosti potravy, vzdálenosti od centra a typu biotopu na přítomnost vrabce polního (PM) v zimním období. Tmavý kruh reprezentuje prediktory pozitivně korelované, světlý kruh prediktory negativně korelované s přítomností tohoto druhu. Legenda: PD – *Passer domesticus*, PM – *Passer montanus*, SD – *Streptopelia decaocto* / Centroid – vzdálenost centroidu čtverce od centra města, Potrava – počet potravních zdrojů ve čtverci, Nezmap. – nezmapované území v rámci čtverce, Budovy – rozsah zástavby, Infrastr. – rozsah infrastruktury (silnice, železnice), Zeleň – množství ostatní vegetace, Zeměd. půda – podíl zemědělské půdy, Voda – vodní plochy.



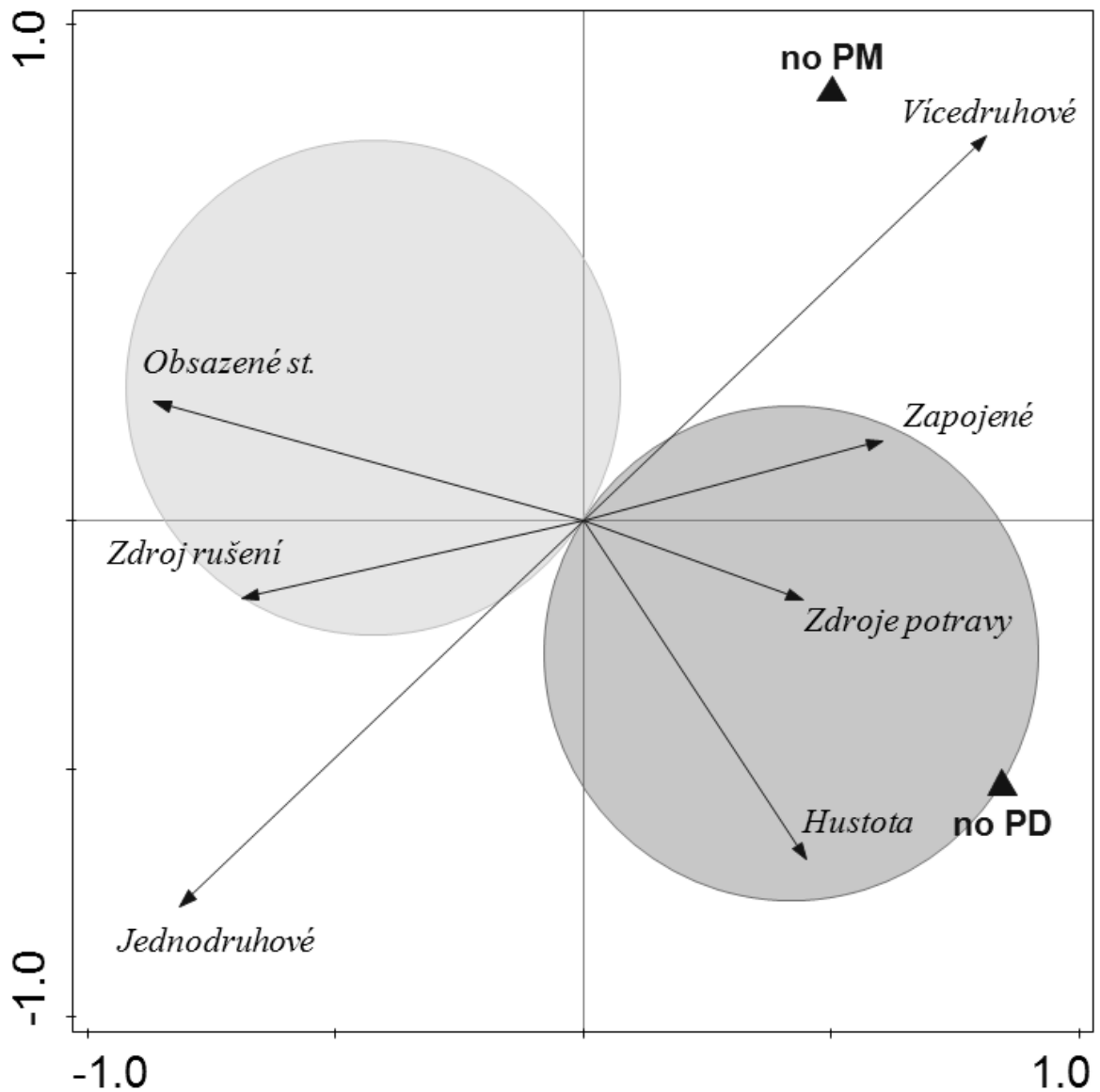
Příloha 16: Vliv přítomnosti potravy, vzdálenosti od centra a typu biotopu na přítomnost hrdličky zahradní (SD) v zimním období. Tmavý kruh reprezentuje prediktory pozitivně korelované, světlý kruh prediktory negativně korelované s přítomností tohoto druhu. Legenda: PD – *Passer domesticus*, PM – *Passer montanus*, SD – *Streptopelia decaocto* / Centroid – vzdálenost centroidu čtverce od centra města, Potrava – počet potravních zdrojů ve čtverci, Nezmap. – nezmapované území v rámci čtverce, Budovy – rozsah zástavby, Infrastr. – rozsah infrastruktury (silnice, železnice), Zeleň – množství ostatní vegetace, Zeměd. půda – podíl zemědělské půdy, Voda – vodní plochy.



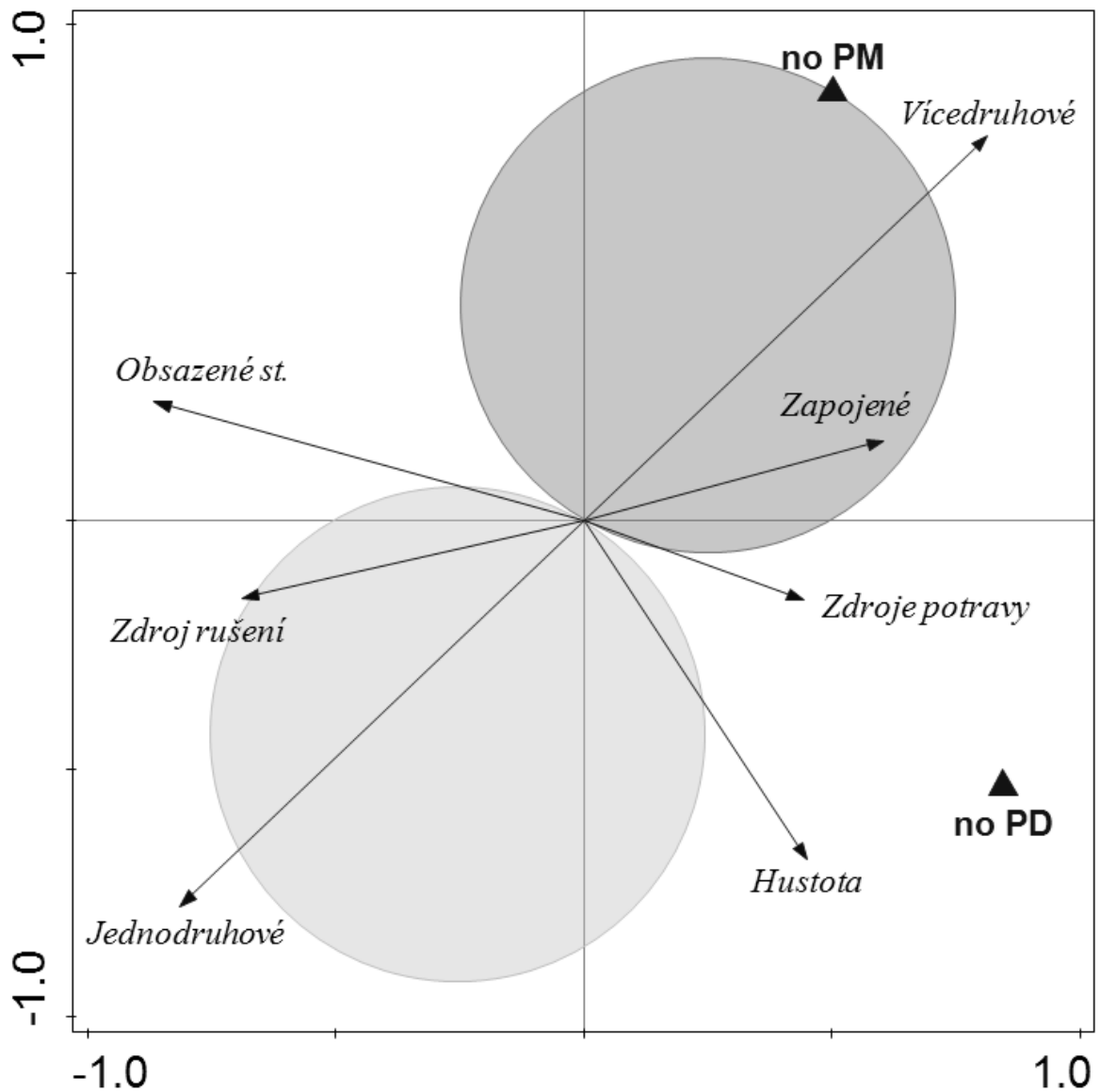
Příloha 17: Vliv charakteristik prvků zeleně na přítomnost vrabce domácího (PD). Použit byl podíl počtu pozorování obsazení a neobsazení daného prvku vegetace druhem ve všech monitorovacích obdobích. Tmavý kruh reprezentuje prediktory pozitivně korelované, světlý kruh prediktory negativně korelované s přítomností tohoto druhu. Legenda: PD – *Passer domesticus*, PM – *Passer montanus* / další zkratky viz tabulka II (kapitola 3.2.).



Příloha 18: Vliv charakteristik prvků zeleně na přítomnost vrabce polního (PM). Použit byl podíl počtu pozorování obsazení a neobsazení daného prvku vegetace druhem ve všech monitorovacích obdobích. Tmavý kruh reprezentuje prediktory pozitivně korelované, světlý kruh prediktory negativně korelované s přítomností tohoto druhu. Legenda: PD – *Passer domesticus*, PM – *Passer montanus* / další zkratky viz tabulka II (kapitola 3.2.).



Příloha 19: Vliv charakteristik prvků zeleně na počet jedinců vrabce domácího (PD). Použit byl průměrný počet jedinců za všechna pozorování na daném prvku vegetace. Tmavý kruh reprezentuje prediktory pozitivně korelované, světlý kruh prediktory negativně korelované s přítomností tohoto druhu. Legenda: PD – *Passer domesticus*, PM – *Passer montanus* / další zkratky viz tabulka II (kapitola 3.2.).



Příloha 20: Vliv charakteristik prvků zeleně na počet jedinců vrabce polního (PM). Použit byl průměrný počet jedinců za všechna pozorování na daném prvku vegetace. Tmavý kruh reprezentuje prediktory pozitivně korelované, světlý kruh prediktory negativně korelované s přítomností tohoto druhu. Legenda: PD – *Passer domesticus*, PM – *Passer montanus* / další zkratky viz tabulka II (kapitola 3.2.).